

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

**IMPACTO DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

LAURA VIVIAN BARBOSA SILVA

2017

LAURA VIVIAN BARBOSA SILVA

**IMPACTO DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador:

Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

Co-orientadora:

Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto

Uberlândia, MG
Junho de 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S586i
2017

Silva, Laura Vivian Barbosa, 1984

Impacto das alterações ambientais sobre a decomposição da serapilheira em vegetação de cerrado / Laura Vivian Barbosa Silva. - 2017.

114 f. : il.

Orientador: Heraldo Luis de Vasconcelos.

Coorientadora: Gabriela Bielefeld Nardoto.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.te.2018.461>

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Serapilheira - Teses. 3. Solos - Fertilidade - Teses. 4. Impacto ambiental - Teses. I. Vasconcelos, Heraldo Luis de. II. Nardoto, Gabriela Bielefeld. III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. IV. Título.

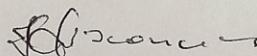
CDU: 574

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947

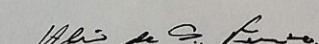
LAURA VIVIAN BARBOSA SILVA

**IMPACTO DAS ALTERAÇÕES AMBIENTAIS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

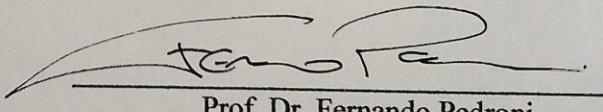
Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.



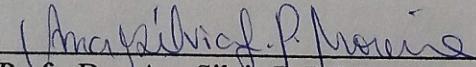
Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos
Orientador



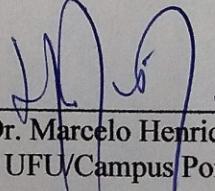
Prof. Dr. Adão de Siqueira Ferreira
UFU



Prof. Dr. Fernando Pedroni
UFMT



Profa. Dra. Ana Silvia F. P. Moreira
UFU



Prof. Dr. Marcelo Henrique O. Pinheiro
UFU/Campus Pontal

Uberlândia, MG
Junho de 2017

Dedico este trabalho aos meus pais, minha irmã e minha princesa Maria Eduarda.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e oportunidade de mais uma vez estar finalizando mais uma etapa da minha vida!

Ao meu orientador Prof. Dr. Heraldo Luís de Vasconcelos pela paciência, confiança, orientação e apoio para a execução do trabalho.

A minha co-orientadora Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto pela orientação e paciência.

Aos membros da banca Profs. Drs. Elenice Mouro Varanda, Fernando Pedroni, Ana Silvia F. P. Moreira, Marcelo Henrique O. Pinheiro e Adão de Siqueira Ferreira pelas críticas e sugestões.

Ao Prof. Dr. Emilio Miguel Bruna pelo incentivo, oportunidade, confiança e apoio com recursos para desenvolvimento do trabalho.

Ao professor Dr. Adão de Siqueira Ferreira pela disponibilidade e boa vontade de me ajudar nas análises microbiana do solo.

Aos Profs. Dra. Ana Silvia F. P. Moreira e Dr. Beno Wedling por gentilmente disponibilizar os seus laboratórios para a realização de muitas análises deste estudo.

À CAPES pela bolsa de doutorado concedida o que possibilitou a minha dedicação exclusiva a esse trabalho.

A galera do LEIS pelo auxílio no campo e no laboratório.

Aos meus amigos e irmãos Jorge (*in memoriam*) e Alessandra, que sempre me apoiaram, incentivaram e estiveram do meu lado. Jorge, sinto que não esteja para compartilhar este meu momento.

A minha amiga Carol e Suelen pela amizade, conversas científicas e descontraídas, incentivo, risadas e por me apoiarem sempre!!! Muito obrigado Amigas!!

À minha mãe Elizane, meu pai Dimas, minha irmã Laís e pela minha filhota Maria Eduarda pelo amor incondicional, carinho, paciência e incentivo, por estarem sempre do meu lado sempre. Sem a ajuda de vocês, eu não teria conseguido chegar até aqui!! Amo vocês!!

A toda minha família que sempre esteve do meu lado e torcem por mim!!

ÍNDICE

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. CAPITULO I: Efeitos da adição de nitrogênio sobre a decomposição da serapilheira de gramíneas em uma Savana Neotropical	
1. Resumo.....	8
2. Introdução.....	9
3. Material e Métodos.....	12
3.1 Local de estudo.....	12
3.2 Experimento de fertilização.....	13
3.3 Experimento de decomposição.....	14
3.4 Parâmetros microbiológicos do solo.....	15
3.5 Concentração de Nitrogênio foliar.....	17
3.6 Análise estatística.....	17
4. Resultados.....	18
5. Discussão.....	22
6. Referências bibliográficas.....	26
3. CAPITULO II: Dinâmica de nitrogênio em uma área de cerrado ralo submetido a adição de nitrogênio.	
1. Resumo.....	31
2. Introdução.....	32
3. Material e Métodos.....	36
3.1 Local de estudos.....	36
3.2 Experimento de fertilização.....	36
3.3 Biomassa aérea de gramíneas.....	37
3.4 Concentração de N inorgânico do solo, taxa de mineralização líquida e nitrificação de N.....	38
3.5 Análise de isótopos estáveis de N e C.....	39
3.6 Análise estatística	41
4. Resultados.....	42
5. Discussão.....	48

6. Referências bibliográficas.....	53
4. CAPITULO III: Efeito das gramíneas exóticas invasoras na decomposição da serapilheira em uma Savana Neotropical	
1. Resumo.....	58
2. Introdução.....	59
3. Material e Métodos.....	61
3.1 Local de estudo.....	61
3.2 Biomassa aérea de gramíneas.....	64
3.3 Experimento de decomposição.....	64
3.4 Nitrogênio e carbono da serapilheira e do solo.....	65
3.5 Parâmetros físicos e microbiológicos do solo.....	65
3.6 Análise estatística.....	67
4. Resultados.....	68
5. Discussão.....	73
6. Referências bibliográficas.....	77
5. CAPITULO IV: Efeito da manipulação experimental da quantidade de serapilheira sobre o processo de decomposição em uma Savana Neotropical	
1. Resumo.....	81
2. Introdução.....	82
3. Material e Métodos.....	84
3.1 Local de estudos.....	84
3.2 Monitoramento da profundidade.....	86
3.3 Experimento de decomposição.....	87
3.5 Análise estatística.....	88
4. Resultados.....	88
5. Discussão.....	91
6. Referências bibliográficas.....	94
6. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	98
7. REFERÊNCIAS COMPLEMENTARES.....	100

RESUMO

Silva, Laura V.B. Impacto das alterações ambientais sobre a decomposição da serapilheira em vegetação de Cerrado. Tese de doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU. Uberlândia MG. 103p.

A decomposição da serapilheira é um dos processos chave para a manutenção da fertilidade dos solos, principalmente naqueles pobres em nutrientes como é o caso dos solos de Cerrado. Fatores naturais de controle do processo de decomposição podem ser afetados em resposta as alterações ambientais. A deposição de nitrogênio, a invasão de espécies exóticas invasoras e as mudanças abruptas na quantidade de serapilheira, por exemplo, podem afetar o processo de decomposição e consequentemente a ciclagem de nutrientes. Assim, a avaliação das consequências destas alterações ambientais sobre o funcionamento de ecossistemas tropicais se torna essencial, especialmente considerando a importância desses como reservatórios de biodiversidade. O objetivo geral deste estudo foi avaliar os efeitos da fertilização por N e de gramíneas invasoras sobre o processo de decomposição da serapilheira e suas consequências na dinâmica de N em áreas de cerrado sentido restrito. O estudo foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Panga em Uberlândia. A taxa de decomposição foi determinada com o uso de sacos de decomposição contendo 10 g de serapilheira. Para avaliar o efeito da adição de N no solo sobre a dinâmica de N, a taxa de decomposição da serapilheira foi determinada em parcelas experimentais submetidas a diferentes níveis de fertilização: Alto N ($50\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-2}$), baixo N ($20\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-2}$) e controle (sem adição de N). Além disso, foram comparados parâmetros químicos ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, N, C, taxas de mineralização e nitrificação de N) do solo e microbiológicos (respiração basal, C e N da biomassa microbiana, quociente metabólico, atividade enzimática). Para avaliar o efeito da invasão de espécies exóticas, a taxa de decomposição e qualidade da serapilheira foi comparada entre locais invadidos e não invadidos pelas gramíneas *Melinis minutiflora* P. Beauv. e *Brachiaria decumbens* Stapf cv. Basilisk. Os parâmetros microbiológicos também foram comparados entre as áreas. Já para determinar o efeito da quantidade da serapilheira sobre a decomposição e comparar o efeito da exclusão dos artrópodes sobre a decomposição, parcelas foram estabelecidas em área de cerradão e submetidas à manipulação da serapilheira (adição, remoção e controle). No experimento de fertilização, os resultados mostram que em geral, a serapilheira da gramínea *Tristachya leiostachya* crescendo em parcelas de alta adição de N decompõe mais rápido do que aquelas dos outros tratamentos, possivelmente porque a concentração de N foliar foi maior na serapilheira coletada em parcelas de alto N do que na serapilheira dos demais tratamentos. Além disso, a decomposição da serapilheira foi mais rápida nas parcelas que receberam adição elevada de N do que nas parcelas dos demais tratamentos. Entretanto, estes efeitos foram variáveis entre os anos. Em 2011, após quatro anos do início da fertilização, a concentração de NH_4 e a atividade microbiana do solo não diferiu entre os tratamentos. Além disso, a adição de N não mostrou aumentar a

cobertura de gramíneas e nem provocar transformações de N no solo via mineralização ou nitrificação. Porém, as plantas apresentaram uma redução no $\delta^{15}\text{N}$ foliar com o aumento da dose de aplicação de fertilizante nitrogenado, o que indica assimilação do fertilizante por elas. Já para o impacto da invasão de espécies exóticas, os resultados mostram que a concentração de N diferiu entre as espécies de gramíneas sendo menor na espécie exótica *B. decumbens* do que *M. minutiflora* ou nas gramíneas nativas. Já em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras, a decomposição da serapilheira foi mais rápida do que em áreas não invadidas. Já a decomposição da serapilheira de *M. minutiflora* foi a mais lenta do que a decomposição de *B. decumbens* ou das gramíneas nativas, independente da gramínea dominante na parcela. Entre os parâmetros microbiológicos medidos, apenas o CBM e a atividade da enzima β -glicosidase diferiram entre os locais sendo que o primeiro foi maior em locais invadidos por *B. decumbens* e o segundo em áreas invadidas por *M. minutiflora*. Por fim, no experimento de manipulação da serapilheira, os resultados mostraram que em locais em que a serapilheira foi totalmente removida, a decomposição foi mais lenta do que nos locais de adição extra de serapilheira e nos controles não manipulados. Este resultado foi consistente nos dois anos do estudo. A presença de macro-artrópodes acelerou a taxa de decomposição, porém o efeito da manipulação experimental da quantidade da serapilheira foi independente da presença ou ausência de macro-artrópodes. Em geral, os resultados deste trabalho mostram que as alterações ambientais afetam os principais fatores controladores do processo de decomposição: microclima, a qualidade da serapilheira e a atividade dos decompositores.

Palavras-chave: Decomposição da serapilheira, Adição de nitrogênio, Gramíneas exóticas invasoras, Atividade microbiana do solo, Quantidade da serapilheira.

ABSTRACT

Litter decomposition is a key process for the maintenance of soil fertility, especially in nutrient poor soils, such as the Cerrado soils. Natural factors that control the decomposition process can be affected by environmental changes. The deposition of atmospheric nitrogen, the invasion of exotic species or abrupt changes in the amount of litter, for example, can affect decomposition and consequently the cycling of nutrients. Therefore, the assessment of the consequences of these environmental changes on the functioning of tropical ecosystems is essential, especially in view of their importance as reservoirs of biodiversity. The general objective of this study was to evaluate the effects of N fertilization and of invasive exotic grasses on litter decomposition and its consequences on N dynamics in Neotropical savanna (cerrado) areas. The study was conducted in the Reserva Ecologica do Panga in Uberlândia, Brazil. Decomposition rate was determined using litter bags containing 10 g of litter. To evaluate the effect of N addition in the soil on N dynamics, litter decomposition was determined in experimental plots subjected to different levels of fertilization: high N addition ($50\text{kg N ha}^{-1} \text{year}^{-2}$), low N addition ($20\text{kg N ha}^{-1} \text{year}^{-2}$) and control (no addition N). Moreover, chemical parameters of soil ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, N, C, mineralization and nitrification of N) and microbial (basal respiration, carbon of microbial biomass, metabolic quotient, enzyme activity) was compared between plots with different levels of nitrogen addition. To evaluate the effects of the invasion of exotic grasses, litter decomposition and litter quality was compared between areas invaded or not by the exotic grasses *Melinis minutiflora* and *Brachiaria decumbens*. Microbial parameters were also compared between the invaded and non-invaded areas. To determine the effect of litter quantity and arthropod exclusion on decomposition, litter addition, litter removal and unmanipulated control plots were established in a dry forest (cerradão) area. Results of the fertilization experiment showed that, in general, the litter of *T. leiostachya* decomposed faster when litter was originated from the high N addition plots. This was probably because the N foliar concentration was higher in litter grass collected in plots of high N addition than in the grass litter collected in the other treatments. In addition, litter decomposition was faster in the plots of high N addition than in plots of low N addition and control. However, these effects were variable between the years. In the 2011, four years after the beginning of the fertilization experiment, NH_4^+ concentration and the microbial activity in the soil did not differ between the treatments. N addition did not increased grass cover and did not caused N transformation in the soil via mineralization and nitrification. However, there was a reduction in $\delta^{15}\text{N}$ on grass leaves growing in plots subject to high levels of N addition. In relation to the impact of invasive grasses, results showed that N concentration was smaller in the exotic species *B. decumbens* than in *M. minutiflora* or in the native grasses. Litter decomposition was faster in areas invaded by exotic grasses than in areas not invaded. The litter produced by *M. minutiflora* decomposed slower than litter produced by *B. decumbens* or native grasses, both in invaded and non-invaded plots. In plots with *M. minutiflora* the activity of the enzyme β -glycosidase was higher, whereas soil microbial carbon was greater in *B. decumbens* plots. In the experiment of litter

manipulation, results showed that litter removal had a negative impact on decomposition rates, and this was true in the two years of the study. Litter removal negatively affected decomposition rates, independently of the presence or absence of macro-arthropods. In general, the results of this study showed that environmental changes affect the main controlling factors of the litter decomposition process: microclimate, litter quality and decomposer activity.

Key-words: Litter decomposition, Nitrogen addition, Invasive exotic grasses, Soil microbial activity, Litter quality.

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas são constituídos pelas interações entre os organismos e o meio abiótico. Os processos ecossistêmicos são a transferência de energia e material de um compartimento para o outro (Chapin et al. 2002). Entre estes, a decomposição da serapilheira é um dos processos chave para a manutenção da fertilidade dos solos (Silver & Miya et al. 2001). Mediada por fatores bióticos e abióticos, a decomposição resulta na quebra da matéria orgânica morta em dióxido de carbono, água e componentes do solo (Chapin et al. 2002). Isto se dá pela interação de três processos: lixiviação, fragmentação e alteração química. O primeiro corresponde a um processo abiótico em que há remoção de compostos solúveis por ação da água (Swift et al. 1979). O segundo se refere à ação da fauna do solo, a qual irá reduzir o tamanho das partículas do material a ser decomposto, aumentando a área de exposição para a colonização de microrganismos. Por fim, há a alteração química da matéria orgânica morta que é primariamente uma consequência da atividade de bactérias e fungos, embora algumas reações químicas também ocorram espontaneamente no solo sem mediação microbial (Chapin et al. 2002). A atuação desses processos envolve grande número e variedade de fatores, como o clima, a qualidade da serapilheira e a composição de microrganismos do solo, que em parte, determinam o processo de decomposição, e que variam de acordo com as condições locais e regionais (Silver & Miya et al. 1997; Zhang et al. 2008).

Dentre os fatores climáticos, a temperatura e precipitação são os mais importantes no controle da decomposição, pois influenciam o processo de lixiviação, e ao mesmo tempo criam condições apropriadas para o estabelecimento e atuação dos microrganismos (decompositores) (Berg et al. 1993, Vitousek et al. 1994). Por causa da

dependência desses fatores climáticos, a taxa de decomposição varia dramaticamente entre regiões climáticas (Berg et al.1993), sendo mais lenta em florestas temperadas onde há baixas temperaturas e precipitação (Aerts 1997), e mais alta em florestas tropicais, onde a alta temperatura e precipitação aceleram a lixiviação e aumentam a atividade dos decompositores (Lavelle et al.1993, Alvarez-Sanchez & Enriquez 1996). Porém, em escala regional pode ocorrer mudança na ordem de importância dos fatores controladores do processo de decomposição (Berg et al.1993). Em regiões tropicais, por exemplo, em que esses fatores favorecem a decomposição, é possível que em tais circunstâncias, as restrições geradas pelos fatores climáticos sejam aliviadas e assim a qualidade da serapilheira torna-se o principal determinante da taxa de decomposição (Aerts 1997).

O efeito da qualidade da serapilheira é evidente na taxa de decomposição, principalmente a quantidade de substâncias lixiviáveis e solúveis em água (Hobbie & Vitousek 2000). Sob as mesmas condições climáticas, a velocidade de decomposição pode variar de acordo com o teor de lignina, polifenóis, carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre e outros componentes (Swift et al.1979). Em particular, a concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P), por exemplo, pode afetar a decomposição da serapilheira (Kemp et al.1994, Liu et al.2007), especialmente em ecossistemas deficientes nestes nutrientes (Moretto et al.2001, Liu et al.2006). Esses nutrientes são o maior recurso para o crescimento microbiano, tornando mais rápido o processo de decomposição onde a concentração foliar desses nutrientes é maior (Taylor et al. 1989). Além da qualidade nutricional, a qualidade do carbono que se refere ao tipo de ligações de carbono e a energia liberada por elas, também é bastante importante na taxa de decomposição (Aber & Melillo 1991). A lignina tem forte influência sobre a decomposição da serapilheira. Ela apresenta uma das menores taxas de decaimento e

para que sua decomposição seja iniciada é preciso à energia liberada durante a degradação de compostos de alta qualidade como os açúcares (Aber & Mellilo 1991).

Apesar da forte influência dos fatores climáticos e a qualidade da serapilheira, a decomposição é resultado primário da atividade de microorganismos (decompositores). Os microorganismos do solo são os principais agentes da ciclagem de nutrientes, pois são capazes de quebrar quase todo o substrato encontrado no solo, utilizando a energia e os nutrientes para o seu próprio crescimento, incluindo compostos orgânicos complexos como a lignina e celulose (Lavelle 1996, Chapin et al. 2002). Fungos e bactérias são os principais responsáveis pela decomposição da serapilheira, e estão diretamente relacionados com a qualidade nutricional do material a ser decomposto e fatores climáticos, como a temperatura e umidade, que são responsáveis por promover a atividade microbial (Aerts 1997, Chapin III et al. 2002; Whendee & Miya 2001; Parton et al 2007). Swift et al. (1979) já sugeriu que a contribuição da fauna do solo era dependente da região climática, assim o efeito da fauna do solo na dinâmica de decomposição deveria ser maior nos trópicos que em ecossistemas temperados por causa da reduzida variabilidade climática.

Parâmetros microbiológicos têm sido utilizados como importantes indicadores da qualidade de solo (Vinhal-Freitas et al. 2013). Dentre os indicadores mais importantes da atividade microbiana estão à respiração do solo (que corresponde à liberação de CO₂ pelos microrganismos, resultado da oxidação biológica de matéria orgânica a CO₂), o carbono da biomassa microbiana do solo (definido como o componente vivo do solo excluindo macrofauna e raízes das plantas) (Araújo e Monteiro 2007) e a atividade enzimática do solo (Pajares et al. 2011). Por meio da avaliação destes indicadores, é possível avaliar as condições do solo para sustentar a

produtividade de plantas e animais, mantendo e melhorando a qualidade do ar e da água, promovendo a saúde humana, animal e das plantas (Doran & Parkin et al. 1994).

Apesar de estes fatores serem listados como controladores do processo de decomposição, outros fatores também tem mostrado influenciar este processo. A camada da serapilheira sobre o solo, por exemplo, tem mostrado ter papel chave na decomposição (Sayer 2006). A cobertura da serapilheira ajuda a manter as condições favoráveis para a decomposição. Isto porque a quantidade da serapilheira pode alterar o microclima (Villalobos et al. 2011), abundância e composição de artrópodes (Sayer et al. 2006) e a disponibilidade de nutrientes no solo (Sayer 2006). Mudanças naturais na quantidade da serapilheira sobre o solo poderiam influenciar o processo de decomposição. Isto porque tanto o aumento da quantidade de serapilheira sobre o solo, após período de secas severas, e/ou a remoção completa da camada da serapilheira devido à ocorrência de incêndios florestais, resultaria em alterações em dois dos principais fatores determinantes da decomposição: o microclima e a comunidade de decompositores do solo (Sayer 2006; Sayer et al. 2010).

Porém, estes fatores naturais de controle do processo de decomposição e consequentemente ciclagem de nutrientes, podem ser alterados pelas atividades humanas. O aumento crescente da população humana tem refletido em drásticas mudanças nos ciclos de nutrientes e na grande quantidade de gases oxidados na atmosfera devido à intensificação das atividades humanas (Vitousek et al. 1997). Isto porque o homem, ao desenvolver atividades para o provimento de alimentos e energia diante do aumento exponencial da população, tem provocado o aumento da emissão de N reativo (Nr) e a invasão de espécies exóticas. Isto tem contribuído para alterar a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas principalmente devido ao impacto sobre a decomposição da serapilheira. Com isso, juntamente com a perda de hábitat e

mudanças climáticas, o aumento da deposição de N e a invasão de espécies exóticas estão entre as maiores ameaças para a conservação da biodiversidade.

O aumento da emissão de N reativo no ambiente é devido principalmente à queima de combustíveis fósseis e biomassa vegetal e a aplicação de fertilizantes em grande escala que, com isso, tem mais que dobrado a quantidade de N fixado nos ecossistemas terrestres (Galloway et al. 2008). Estudos experimentais de adição de N no solo têm sido desenvolvidos para avaliar o impacto do aumento da deposição de N no solo sobre os ecossistemas (Knorr et al. 2005; Kozovitz et al. 2007; Jacobson et al. 2011). Os resultados mostram que a adição de N no solo pode mudar a concentração de nutrientes foliares, a disponibilidade de N no solo, a produção de biomassa (Manning et al. 2008) e alterar a diversidade de espécies (Clark & Tilman 2008). Uma vez que estes fatores influenciam a velocidade de decomposição da serapilheira, o aumento da deposição de N no solo poderia potencialmente afetar o processo de decomposição e dinâmica de N nos ecossistemas terrestres.

De forma similar, a avaliação do impacto de espécies exóticas sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas tem sido considerada um tema prioritário de pesquisas. A invasão de espécies de plantas exóticas representa um grave problema para o funcionamento dos ecossistemas e ameaça a diversidade vegetal nas unidades de conservação. Alguns estudos têm mostrado que estas podem aumentar a qualidade da serapilheira (teores de C e N), a disponibilidade de N no solo (Liao et al. 2007) e a composição da comunidade microbiana do solo (Hawkes et al. 2005; Silva 2012). Com isso, a invasão de espécies de plantas exóticas pode comprometer a dinâmica de nutrientes através da decomposição da serapilheira por causar mudanças nos ciclos e disponibilidade de nutrientes do solo.

Estudos sobre a decomposição da serapilheira têm sido realizados em vários locais do mundo que diferem quanto às condições ambientais e estruturais (Valentin et al. 2008; Yahjian et al. 2011). Porém, ainda há algumas lacunas no conhecimento sobre o impacto destas alterações ambientais (aumento da deposição de N, invasão de espécies exóticas, quantidade de serapilheira) sobre o processo de decomposição em vegetação de Cerrado (Silva 2012). O Cerrado é a savana tropical mais rica do mundo em biodiversidade sendo listado como um dos *hotspots* da conservação mundial (Myers et al. 2000). Estima-se que nesta região há mais de 12 mil espécies de plantas das quais 4.400 são endêmicas (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Porém, apesar de ser um dos biomas terrestres de maior endemismo e diversidade de espécies do mundo, o Cerrado é caracterizado por ter solo limitado por N e P (Bustamante et al. 2006). Isto reflete a baixa taxa de decomposição e mineralização nesta área em consequência do sistema conservativo desenvolvido pelas plantas para minimizar a perda de nutrientes e a baixa quantidade de serapilheira produzida em comparação às florestas tropicais (Nardoto et al. 2006). Além disso, a sazonalidade que tem mostrado ter forte influência sobre os processos de decomposição e a mineralização, os quais ocorrem primariamente durante a estação chuvosa (Oliva et al. 1993; Silva 2009; Nardoto & Bustamante 2003).

Combinado a estudos ecológicos sobre a decomposição da serapilheira, estudos ambientais vêm utilizando isótopos estáveis para entender o ciclo de N nos ecossistemas. Para isto, a abundância natural dos isótopos estáveis de N em um sistema é determinada pela assinatura isotópica da fonte de N ou da mistura de fontes, pelo fracionamento isotópico de ^{15}N durante as reações de transformação de N no solo realizadas pelos microrganismos e pelo fracionamento na planta durante a absorção, assimilação e/ou translocação do N (Martinelli et al. 2009). Uma vez que muitos

ecossistemas são caracterizados pela limitação de N, como é o caso do Cerrado, o uso do ^{15}N tem-se tornado a forma mais prática para integrar a dinâmica de N em compartimentos chaves como vegetação e solo, uma vez que à variação da composição isotópica é previsível, conforme o elemento se move entre os compartimentos do ecossistema (Houlton et al. 2006; Martinelli et al. 2009). Para o Cerrado, estas informações são importantes para melhor entender à dinâmica de N deste ecossistema que é caracterizado pela alta diversidade de plantas. Esta metodologia já foi utilizada em alguns estudos em sistemas tropicais de savana no Brasil e tem mostrado a abundância de ^{15}N em plantas lenhosas e solos de Cerrado brasileiro (Bustamante et al. 2004), fatores controladores da dinâmica de N em Cerrado (Bustamante et al. 2011) e dinâmica de nitrogênio em áreas de Cerrado e Amazônia (Nardoto et al. 2014). Porém, ainda não há relatos sobre a relação entre a adição de N no solo e a razão isotópica de N para o Cerrado.

Nesta tese foi avaliado o impacto do aumento da deposição de N sobre a decomposição da serapilheira e sobre a dinâmica de N em vegetação de Cerrado. Além disso, foi avaliado o impacto da invasão de duas espécies de gramíneas exóticas (*Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora*) e o impacto de mudanças abruptas na disponibilidade de serapilheira sobre o processo de decomposição.

CAPÍTULO I

EFEITOS DA ADIÇÃO DE NITROGÊNIO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA DE GRAMÍNEAS EM UMA SAVANA NEOTROPICAL

Resumo

As atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis e a aplicação de fertilizantes no solo, tem mais que dobrado a quantidade de nitrogênio (N) fixado nos ecossistemas terrestres. Para determinar os efeitos do aumento da deposição de N na decomposição da serapilheira e atividade microbiana, foi realizado um experimento de fertilização em uma área de cerrado ralo localizada na Reserva Ecológica do Panga em Uberlândia, Brasil. Quinze parcelas de 10 x 10 m foram estabelecidas nesta reserva e em seguida submetidas a um dos três tratamentos de adição de N: Alto N ($50\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-2}$), baixo N ($20\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-2}$) e controle (sem adição de N). O experimento de fertilização teve início em 2007 e as taxas de decomposição e concentração da serapilheira foram medidas entre 2009 e 2011. A taxa de decomposição foi determinada com o uso de sacos de decomposição contendo 10 g de serapilheira da gramínea *Tristachya leiostachya* comum na área de estudo. Também foram feitas análises da atividade microbiana do solo por avaliar o carbono da biomassa microbiana, respiração microbiana do solo, quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), atividade das enzimas β -glicosidase e urease) do solo e a qualidade do solo pela quantidade de amônio (NH_4) do solo. Em geral, a serapilheira da gramínea *T. leiostachya* coletada em parcelas de alta adição de N decompôs mais rápido do que aquelas dos outros tratamentos. Além disso, a decomposição da serapilheira foi mais rápida nas parcelas que receberam adição elevada de N do que nas parcelas dos demais tratamentos. Mas estes efeitos foram variáveis entre os anos. A concentração de N foliar foi maior na serapilheira coletada em parcelas de alto N do que na serapilheira dos demais tratamentos. Em 2011, após quatro anos do inicio da fertilização, a concentração de NH_4 no solo e a atividade microbiana do solo não diferiu entre os tratamentos. Estes resultados sugerem que apenas sob o aumento de $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ na taxa de deposição atmosférica de N prevista para o Cerrado em 2050 é esperado afetar o processo de decomposição.

Palavras-chave: adição de N, atividade microbiana, Cerrado, decomposição da serapilheira, *Tristachya leiostachya*.

Introdução

As atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis e a aplicação de fertilizantes em grande escala, mais que dobraram a quantidade de nitrogênio fixado nos ecossistemas terrestres (Vitousek et al.1997, Matson et al.1999, Galloway et al.2004). Historicamente, os aportes humanos de nitrogênio estavam concentrados em regiões boreais e temperados do hemisfério norte (Galloway et al.2004, Holland et al.2005). Entretanto, atualmente, 40% das aplicações globais de fertilizantes ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais e esta proporção deve aumentar dramaticamente nas próximas décadas (Galloway et al.1994, Galloway et al.2004, Blekker et al. 2011). Segundo estimativas em 40 anos, a taxa de deposição de nitrogênio será 50% maior na América Latina do que na América do Norte (Filoso et al.2006). Especificamente para o Brasil, tem sido registrado um aumento da entrada de N da atmosfera sobre os ecossistemas terrestres principalmente devido à intensa atividade agrícola na savana tropical brasileira (Cerrado) (Filoso et al. 2006). Estima-se que para a região dos cerrados do Brasil Central as deposições anuais de nitrogênio aumentem dos atuais 1-10 kg ha⁻¹ para até 50 kg ha⁻¹ por volta do ano 2050 (Galloway et al.2004). Isto pode ter consequências dramáticas para estes ecossistemas, uma vez que as savanas tropicais da América Latina, entre as quais o Cerrado que é a maior e a mais diversa, são sistemas naturalmente limitados por nitrogênio (Bustamante et al.2006; 2012).

O Cerrado é uma savana tropical que ocupa cerca de 24% da área do Brasil e que é caracterizada principalmente por crescer em solos pobres em nutrientes (Reatto et al.1998). Por causa disso, as plantas do Cerrado apresentam mecanismos conservativos que minimizam a perda de nutrientes, como folhas escleromórficas e taxas de reabsorção alta para P e ocasionalmente também para N (Nardoto et al.2006, Saboya 2014), o que resulta na produção de uma serapilheira com elevada razão C:N e

C:P (Bustamante et al. 2006). Isto faz com que haja baixa taxa de decomposição e mineralização e consequentemente uma baixa disponibilidade de nutrientes no solo (Bustamante et al. 2006; 2012). Além disso, a forte sazonalidade da precipitação na região dos Cerrados tem grande influência sobre os processos de decomposição e mineralização (Bustamante et al. 2006). Apesar da precipitação média anual ser relativamente alta, em torno de 1500 mm, ela é bastante sazonal o que determina que a decomposição e a mineralização ocorram primariamente durante a estação chuvosa (Oliva et al. 1993, Silva 2009, Nardoto & Bustamante 2003).

A decomposição da serapilheira é um processo chave nos ecossistemas terrestres já que ela afeta a disponibilidade de nutrientes para as plantas e para os microrganismos do solo (Haridasan 2001; Liu et al. 2006). Alguns estudos indicam que o enriquecimento de N no solo pode afetar a decomposição da serapilheira (Manning et al. 2008; Jacobson et al. 2011) ao alterar a qualidade da serapilheira. A adição de N geralmente aumenta a concentração de N das folhas das plantas (Xia & Wan 2008). Como os parâmetros da qualidade da serapilheira, particularmente conteúdo de N e lignina, tem mostrado correlacionar com a taxa de decomposição (Aber & Melillo 1982, Melillo et al. 1982), é possível que o aumento na concentração de N nas folhas das plantas promova uma mais rápida decomposição (Aber et al. 1990). Além disso, a adição de N pode influenciar a taxa de decomposição ao alterar atividade microbiana do solo uma vez que os microrganismos são limitados por N (Keeler et al. 2009). Dentre os indicadores mais importantes da atividade microbiana estão à respiração do solo (que corresponde à liberação de CO₂ pelos microrganismos, resultado da oxidação biológica de matéria orgânica a CO₂), o carbono da biomassa microbiana do solo (definido como o componente vivo do solo excluindo macrofauna e raízes das plantas) (Araújo e Monteiro 2007) e a atividade enzimática do solo

(Pajares et al. 2011). Estudos anteriores indicam que estes diversos indicadores da atividade microbiana podem ser influenciados pela adição de N (Zeglin et al. 2007; Janssens et al. 2010; Lv et al. 2013; Xu et al. 2016). Em geral há uma relação positiva entre a atividade enzimática, notadamente para as enzimas envolvidas na ciclagem e liberação de N imobilizados nos detritos vegetais como a β -glicosidase (Liu et al. 2008) e a urease (Nannipiere et al. 1980), e a decomposição da serapilheira (Alvarez & Guerrero 2000, Sinsabaugh et al. 2002, Allison & Vitousek 2004, Lv et al. 2013). Entretanto, este efeito muitas vezes é variável dependendo da disponibilidade de nutrientes no solo (Treseder & Vitousek 2001), da razão C:N do solo e da serapilheira (Kozovits et al. 2007) e/ou comunidade e biomassa microbiana (Rampelotto et al. 2013).

Muito do que se sabe sobre a resposta dos ecossistemas ao enriquecimento de N no solo são resultados de experimentos de fertilização realizados em ecossistemas temperados (Hobbie 2000; Hobbie & Vitousek 2000; Cusack et al. 2010, Carreiro et al. 2000). Um revisão destes estudos (Knorr et al. 2005) indica que influência da adição de N sobre a decomposição é bastante variável, o que parece ser explicado ao menos em parte por variações na qualidade da serapilheira, especialmente pelo conteúdo de N e lignina da serapilheira, e por diferenças na quantidade de N adicionado no solo (taxa de fertilização). Entretanto, não é claro se estes mesmos resultados se aplicam em ecossistemas de cerrado (porém veja Kozovitz et al. 2007; Jacobson et al. 2011), os quais são caracterizados por uma baixa fertilidade dos solos e marcada sazonalidade no regime de chuvas (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Assim, o objetivo deste estudo foi determinar o efeito da adição de N sobre a decomposição da serapilheira formada por uma gramineia comum em áreas de cerrado (*Tristachya leiostachya*), sobre a qualidade desta serapilheira e sobre a atividade microbiana do solo. Mais especificamente

avaliamos se estes efeitos são dependentes do nível de fertilização e se existe uma variação interanual nestes efeitos. Para responder essas questões foi montado um experimento de fertilização com níveis de enriquecimento de N que representam a gama de deposições previstas para o bioma Cerrado por volta do ano de 2050 (Galloway et al.2004).

Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica do Panga (REP) que fica localizada a cerca de 30 km de Uberlândia, em Minas Gerais ($19^{\circ}10'S$ e $48^{\circ}23' O$). A REP é uma reserva biológica de 409,5 hectares contendo vários tipos de vegetação característicos da região do bioma Cerrado, incluindo desde vegetações savânicas (cerrado ralo e o cerrado sentido restrito) até vegetações florestais (cerradão e as matas de galeria) (Cardoso et al. 2009). O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Koppen (1948), com inverno seco e frio e verão úmido e quente. A precipitação média anual é de 1500 mm no ano e a temperatura média anual de 23,1°C (Figura 1).

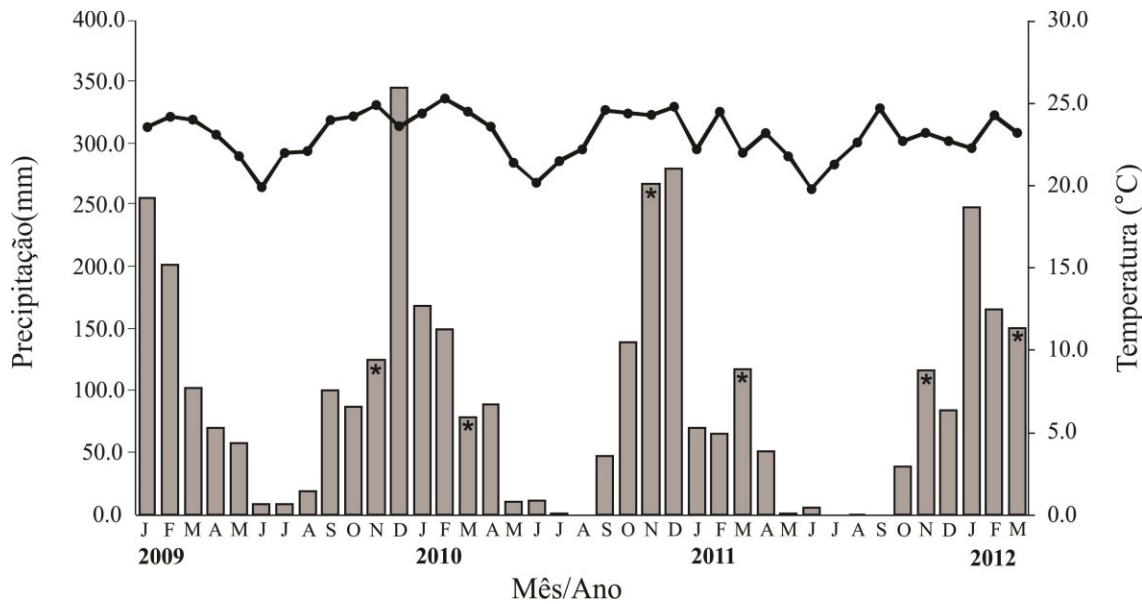


Figura 1: Precipitação (barras verticais) e temperatura média mensal (linha) em Uberlândia/MG entre janeiro de 2009 a março de 2012. O asterisco (*) indica o período de início e fim do experimento de decomposição nos três anos consecutivos. Os dados foram cedidos pelo Laboratório de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia.

Experimento de fertilização

O experimento foi realizado em uma área de cerrado ralo onde foram demarcadas, em julho de 2006, 15 parcelas de 10 x 10 m cada, mantendo uma distância mínima de 5 m entre elas (Figura 2). Selecionadas aleatoriamente, um terço dessas parcelas recebeu ao longo de 5 anos o equivalente a 50 kg de N por hectare por ano (correspondente ao tratamento “alta adição de N”), outro um terço o equivalente a 20 kg N por hectare ano (correspondente ao tratamento “baixa adição de N”), enquanto as parcelas restantes permaneceram como controles (sem adição de N). A fertilização teve início no segundo semestre de 2007. A quantidade de N adicionadas às parcelas representa o aumento natural esperado da deposição de N no solo para ecossistemas de cerrado sendo 20 kg N por hectare ano o valor mínimo e 50 kg N por

hectare ano o valor máximo (Galloway *et al.* 2004). O nitrogênio foi adicionado na forma granular de nitrato de amônia (NH_4NO_3), que é um fertilizante comumente usado na agricultura, e foi aplicado a lanço sobre a camada da serapilheira para evitar perturbação nas parcelas. A aplicação foi feita manualmente, seis vezes ao ano (três na estação chuvosa e três na seca) para minimizar perdas de N por denitrificação e lixiviação (Eviner *et al.* 2000).

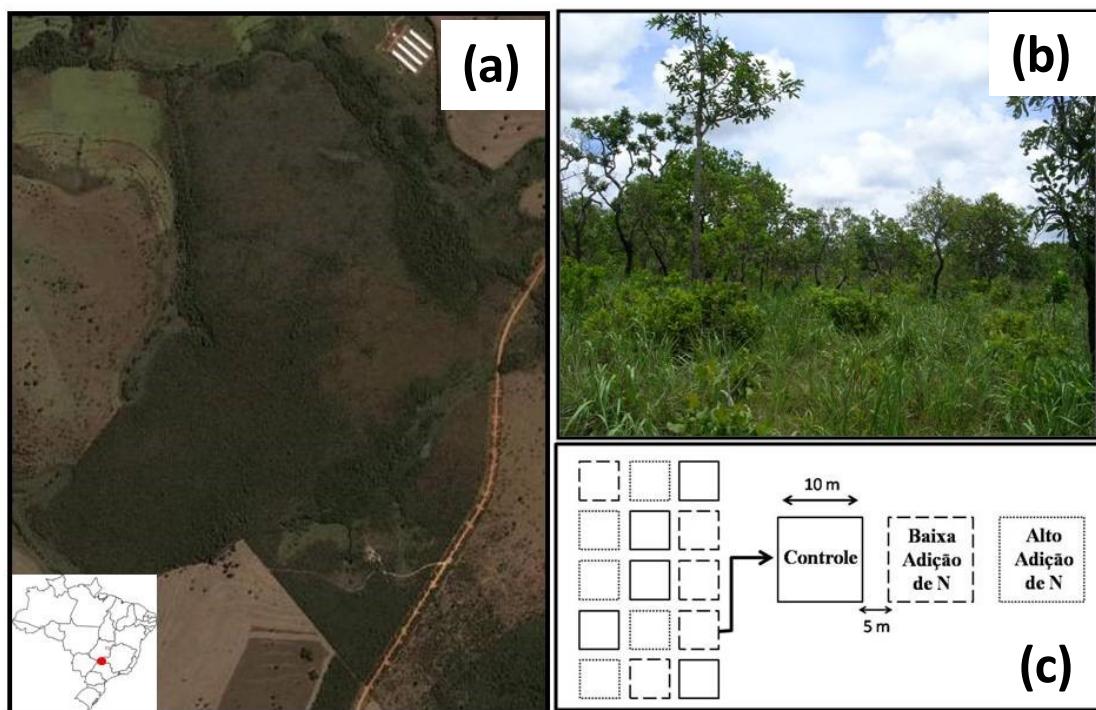


Figura 2: (a) Vista área da Reserva Ecológica do Panga, Uberlândia, MG; (b) Vista geral da área de cerrado ralo onde estão estabelecidas as parcelas e (c) mapa das parcelas experimentais onde o teor de nitrogênio foi manipulado.

Experimento de decomposição

Para o experimento de decomposição foi escolhida a espécie de gramínea *Tristachya leiostachya* Nees (Poaceae) que é muito comum na área de estudo. Folhas

mortas desta gramínea foram coletadas manualmente em cada uma das parcelas e separadas de acordo com o tratamento de fertilização do qual ela foi coletada (origem). O material foi colocado em estufa a 55°C até peso constante. Dez gramas de serapilheira seca de cada tratamento foram colocados em sacos de decomposição de 20x 24 cm, confeccionados com tela de náilon de malha 1 mm. No total, foram feitos 225 sacos de serapilheira sendo 75 preenchidos com folhas mortas de indivíduos da gramínea do tratamento de alto N, 75 do tratamento de baixo N e 75 das parcelas controles. Em seguida, em cada parcela foram colocados cinco sacos de cada tratamento. Após 100 dias, cinco sacos de decomposição de cada tipo de serapilheira em cada parcela foram retirados, limpos, secos e a serapilheira novamente pesada para o cálculo da proporção da massa remanescente. Para estimar a perda de massa durante o transporte foram feitos “sacos de viagem”. Estes sacos foram submetidos à simulação do trajeto de transporte dos sacos para o campo e de volta ao laboratório para avaliar a perda de material durante o transporte. O valor em gramas do material perdido foi subtraído do valor do peso inicial para o cálculo da proporção remanescente. O cálculo da proporção da massa remanescente foi feito a partir da divisão do peso final subtraído pelo peso inicial corrigido da serapilheira. Para avaliar o efeito da adição de nitrogênio ao longo do tempo, este experimento foi realizado em três anos consecutivos: 2009, 2010 e 2011, durante a estação chuvosa, com início em novembro e término em março.

Parâmetros microbiológicos do solo

As amostras de solo foram coletadas em março de 2011 em cada parcela nas profundidades de 0-10 cm e, logo em seguida, submetida às análises. Os parâmetros

medidos foram à respiração basal, o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade de duas enzimas: β -glicosidase e urease.

A respiração do solo foi medida através da determinação do CO₂ liberado nas amostras (Stotzky 1965). Foram coletadas quatro amostras compostas de cada parcela, totalizando 60 amostras. O experimento foi montado adicionando-se 100 g de solo de cada amostra da parcela a potes de vidro (500 mL). O solo foi incubado por 28 dias com frascos contendo 10 mL de NaOH 1M dentro do pote acima do solo para absorver o CO₂ liberado. A respiração do solo foi estimada pela quantidade de CO₂ liberado no intervalo de 3, 10, 14, 21 e 28 dias após a incubação, no qual a titulação dos frascos com NaOH 1M foram feitas em HCl 0,5 M na presença de BaCl₂ 0,5 M.

O carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) foi determinado usando o método de irradiação-extracção (Ferreira et al. 1999). O CBM foi extraído com K₂SO₄ 0,5 M antes e depois da irradiação, sendo quantificados através do método indireto de determinação de carbono pelo espectrofotômetro em 504 nm. Para avaliar a eficiência da comunidade microbiana em incorporar carbono à própria massa microbiana foi calculado o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) que é a relação entre o CO₂ liberado (taxa de respiração basal) e o CBM.

A atividade extracelular da β -glicosidase foi medida com a incubação de 1g de solo (Taylor et al. 2002). P-nitrophenyl- β -D-glucopyranoside (PNG) foi usado como substrato em tampão modificado universal com pH 6,0. O produto da reação PNP (*p*-nitrofenyl) foi determinado no espectrofotômetro a 464 nm e os resultados expresso em $\mu\text{g N-NH}_4$ g de solo seco h⁻¹. Já para a atividade da urease do solo foi usado o método de Guan (1986), no qual 5 g de solo foram incubadas por 3 horas a 37°C com 5 mL de uréia 10% e 5mL de tampão citrato pH 6,7. O amônio liberado foi determinado pelo *kit* Uréia 500, conforme descrito no manual de instruções do fabricante (DOLLES®,

Brasil). A leitura foi feita em espectrofotômetro a 600nm e os resultados expressos em $\mu\text{g N-NH}_4 \text{ g de solo seco h}^{-1}$.

A quantidade de amônio (NH_4) foi medida através da incubação de 5 g de solo úmido em 10 mL de tampão citrato em pH 6,7 agitando por 30 minutos (Guan 1986). O NH_4 residual também foi determinado pelo kit Uréia 500 Doles, mas sem a adição de uréia 10% para mensuração apenas do NH_4 residual presente no solo (DOLLES®, Brasil). Por fim, a leitura das amostras foi feitas em espectrofotômetro a 600 nm.

Concentração de Nitrogênio foliar

Para análise química, a serapilheira de *Tristachya leiostachya* foi coletada em setembro de 2009, 2010 e 2011 de 8 indivíduos de cada parcela formando uma amostra composta. Em seguida, estas amostras foram secas na estufa a $\pm 55^{\circ}\text{C}$ por dois dias e depois moídas. A concentração de N foi determinada pelo método Kjeldahl após a digestão em ácido sulfúrico (Embrapa 1997). Ambas as análises foram feitas no Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Uberlândia, Brasil.

Análise estatística

Para avaliar se a fertilização por N afetou a decomposição e se este efeito depende da origem do material a ser decomposto (serapilheira originada de parcelas com diferentes tratamentos de adição de N) utilizou-se uma Análise de Variância do tipo *Split plot* (Gotelli & Ellison 2011). Uma análise em separado foi feita para cada um dos três anos do experimento. Os fatores testados foram à origem (se era serapilheira de plantas fertilizadas ou não) e o destino da serapilheira (parcelas fertilizadas ou não). Para atender as premissas da ANOVA, os dados sobre a proporção

de serapilheira remanescente após 100 dias foram transformados utilizando-se a transformação *logit* (Warton & Hui2011). As diferenças na concentração de N foliar entre os tratamentos nos três anos estudados foram avaliados através de ANOVA de medidas repetidas. Já para análise dos parâmetros microbiológicos (respiração do solo, carbono da biomassa microbiana, amônia residual, atividade da β glicosidase e urease) entre os tratamentos foi utilizada uma ANOVA aninhada. Análises em separado foram feitas para cada nutriente ou parâmetro microbiológico. Sempre que necessário os dados foram transformados em logaritmo para atender as premissas do teste. As análises estatísticas foram feitas usando o pacote estatístico Systat versão 12.

Resultados

Em geral, a serapilheira da gramínea *Tristachya leiostachya* coletadas em parcelas de alta adição de N decompõe mais rápido do que aquelas dos outros tratamentos. Além disso, em geral, a decomposição da serapilheira foi mais rápida nas parcelas que receberam adição elevada de N do que nas parcelas dos demais tratamentos. No entanto, estes efeitos foram variáveis entre os anos (Figura 3). Em 2009, foi observado um efeito do destino ($F_{2,12}= 5,87$; $p=0,017$) mas não da origem da serapilheira ($F_{2,24}=0,82$; $p=0,453$). Já em 2010 e 2011 houve efeito da origem ($F_{2,24}=5,84$; $p=0,009$; $F_{2,24}=3,57$; $p=0,044$) mas não do destino (2010: $F_{2,12}=1,421$; $p=0,28$; 2011: $F_{2,12}=0,16$; $p=0,852$). Em nenhum dos três anos houve interação entre destino e origem (2009: $F_{4,24}=0,82$; $p=0,528$; 2010: $F_{4,24}=1,96$; $p=0,133$; 2011: $F_{4,24}=2,358$; $p=0,082$).

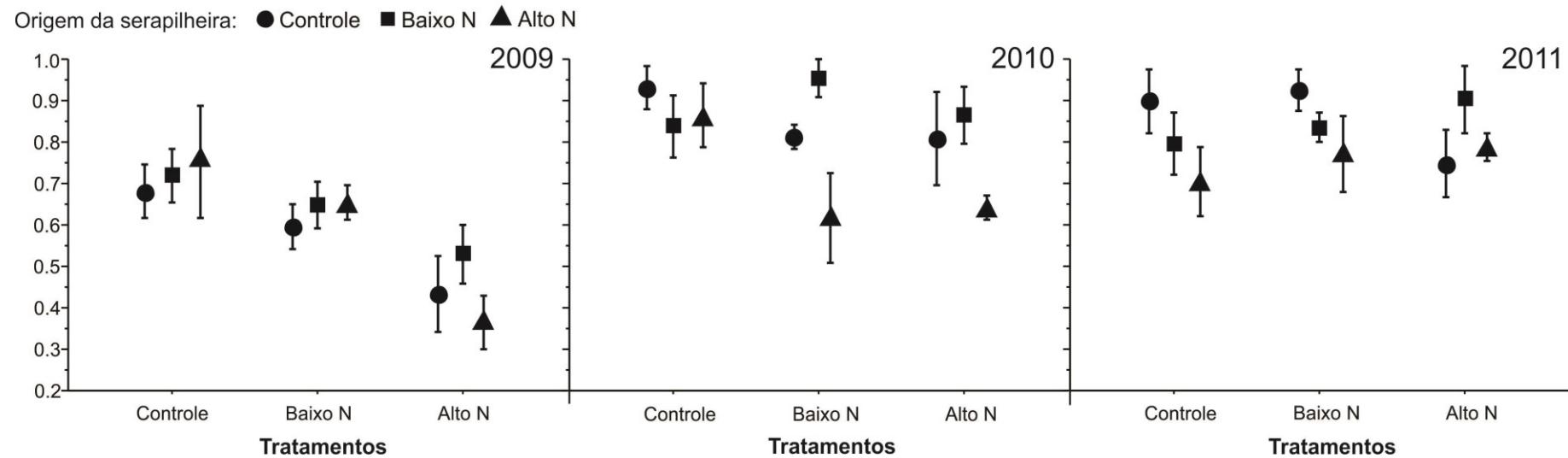


Figura 3: Diferenças na taxa de decomposição da serapilheira da gramínea *Tristachya leiostachya* nas parcelas submetidas à alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), baixa adição ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e sem adição de N nos anos de 2009, 2010 e 2011. Os dados representam a massa média ($\pm \text{EP}$) remanescente após 100 dias (dados transformados em logit).

A concentração de N na serapilheira diferiu entre os tratamentos ($F_{2,27}=23,06$; $p<0,001$). A serapilheira coletada de parcelas de alto N foi a que apresentou maior concentração de N do que a serapilheira dos demais tratamentos. Também houve diferença entre os anos ($F_{2,54}=9,312$; $p<0,001$). De modo geral, a concentração média de N na serapilheira no ano de 2009 foi maior do que no ano de 2010 e 2011. Entretanto, não foi significativa a interação entre tratamento e ano ($F_{4,54}=0,535$; $p=0,538$), o que indica que a diferença entre os tratamentos de fertilização foi constante nos três anos estudados (2009, 2010 e 2011) (Figura 4).

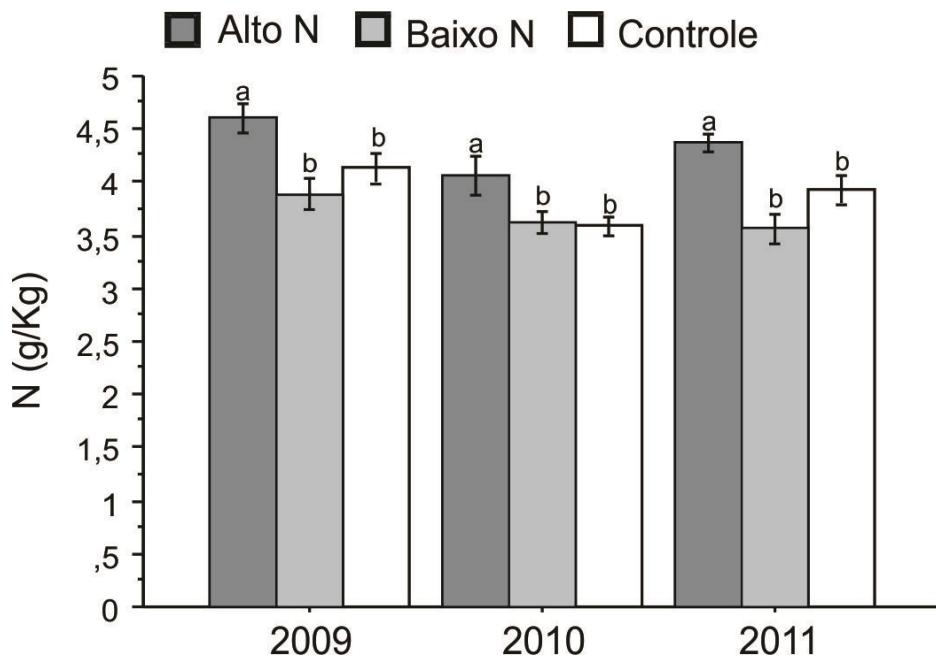


Figura 4: Concentração de nitrogênio na serapilheira produzida por *Tristachya leiostachya* em parcelas submetidas à alta ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), baixa ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) ou sem adição de N nos anos de 2009, 2010 e 2011. Os valores são a média $\pm \text{EP}$. ($n=10$)

No ano de 2011, após quatro anos do inicio da fertilização, a concentração de NH₄ no solo não diferiu entre os tratamentos ($F_{2,12}= 0,12$; $p>0,05$). Além disso, a adição de N no solo não afetou a taxa de respiração do solo ($F_{2,12}=0,11$; $p>0,05$), o carbono da biomassa microbiana ($F_{2,12}= 0,22$; $p>0,05$) ou o $q\text{CO}_2$ ($F_{2,12}=0,12$; $p>0,05$) (Figura 5).

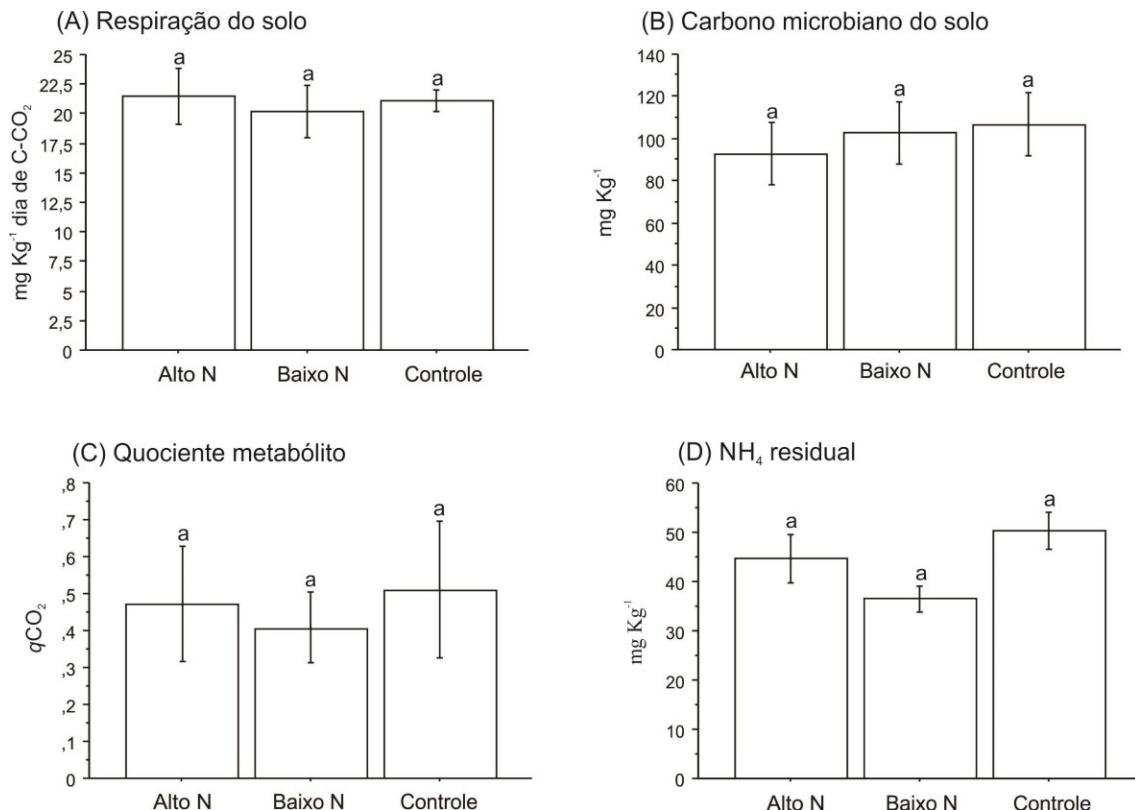


Figura 5: Respiração do solo (A), carbono da biomassa microbiana (B), quociente metabólico (C) e NH₄ residual no solo (D) coletado nas parcelas submetidas à alta adição de N (50 kg N ha⁻¹ ano⁻¹), baixa adição (20 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) ou sem adição de N (n=20 para cada tratamento). As amostras do solo foram coletadas em março de 2011. Os valores são a média ±EP

Por fim, a atividade da enzima β -glicosidase e urease também não diferiram entre os tratamentos ($F_{2,12}=1,17$, $p>0,05$; $F_{2,12}= 0,57$, $p>0,05$) (Figura 6).

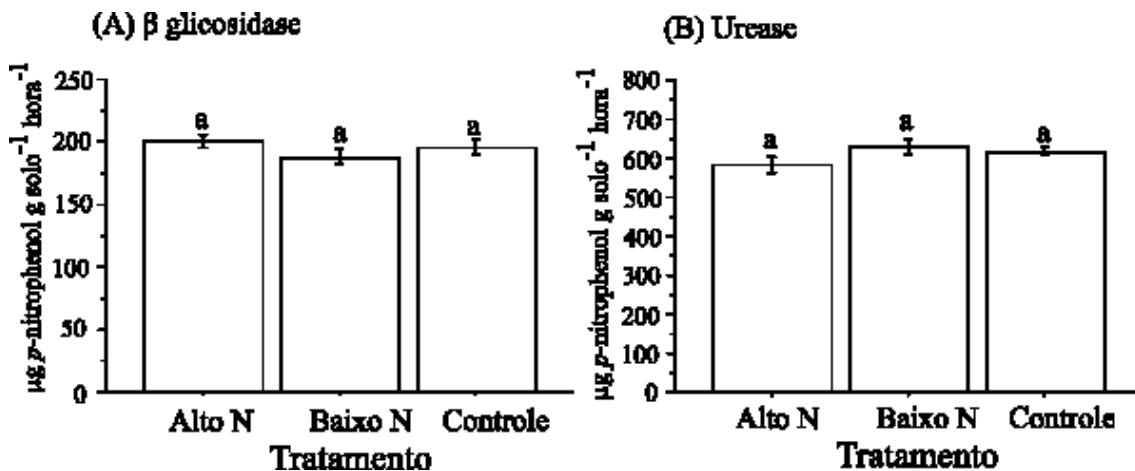


Figura 6: Atividade da enzima β glicosidase (A) e urease (B) no solo coletado nas parcelas submetidas à alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), baixa adição ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) ou sem adição de N (n=20 para cada tratamento). Os valores são a média \pm EP.

Discussão

Os resultados deste estudo mostram que a adição de N afetou o processo de decomposição uma vez que a serapilheira oriundas de parcelas fertilizadas, em geral, apresentou maior taxa de decomposição. Além disso, a decomposição da serapilheira, em geral, foi mais rápida nas parcelas fertilizadas. Entretanto, estes efeitos foram dependentes do nível de adição de N uma vez que a mais rápida decomposição foi detectada em parcelas submetidas à alta adição de N, mas não naquelas com baixa adição. Além disso, estes efeitos foram variáveis entre os anos já que no primeiro ano foi observado efeito significativo do destino da serapilheira enquanto que nos dois anos seguintes apenas o efeito da origem da serapilheira.

Nossos resultados sugerem que a adição de N no solo afetou a decomposição da serapilheira por mudar a qualidade da serapilheira, já que adição de N aumentou a concentração de N na serapilheira, e este efeito foi observado em todos os três anos do

estudo. De modo similar, estudos realizados em ecossistemas temperados onde há limitação por N também encontraram relação positiva entre a concentração de N e a decomposição da serapilheira (Aber & Melillo 1982, Melillo et al. 1982; Hoobie 2005). Entretanto, apesar de observamos que a concentração de N na serapilheira foi maior em parcelas de alto N em todos os três anos de nosso estudo, em um deles (2009) – ao contrário dos demais (2010 e 2011) -- não foi detectada uma maior taxa de decomposição da serapilheira oriunda das parcelas de alto N. Apesar disto, neste mesmo ano (2009) a adição N também teve um efeito sobre a decomposição já que esta - independente da origem da serapilheira - foi significativamente maior nas parcelas com alta adição de N do que nas demais parcelas. Isto indica que a adição de N afetou o processo de decomposição não apenas por mudar a qualidade da serapilheira, mas provavelmente também por fornecer aos microrganismos decompositores um nutriente limitante para eles. A decomposição da serapilheira é resultado primário da atividade dos microrganismos decompositores e estes requerem nutrientes da serapilheira em decomposição ou do solo ao redor (Chapin et al. 2002). De fato alguns experimentos de adição de N mostraram um aumento da atividade microbiana, indicando que esta é sensível a maior disponibilidade de N (Liu et al. 2006; Keeler et al. 2009; Cusack et al. 2011).

No presente estudo, foi possível medir a quantidade de NH_4^+ no solo e os parâmetros microbiológicos apenas no último ano do experimento (2011). Baseado em estudos anteriores, esperávamos que em sistemas limitados por N a adição de N no solo ao longo do tempo favoreceria a alocação de N pelos microrganismos para aumentar a produção e atividade dos microrganismos do solo (Waldrop et al. 2004, Grandy et al. 2008). Entretanto, a análise de qualidade do solo e parâmetros microbiológicos medidos em 2011, não diferiu entre os tratamentos de adição de N, o

que é coerente com o fato de que ao menos neste ano não houve diferenças na taxa de decomposição entre parcelas sujeitas a diferentes níveis de adição de N.

A ausência de um efeito da adição de N sobre a atividade microbiana em 2011 pode ser explicado por dois motivos. O primeiro é que adição de N (na forma NO_3NH_4) - como também observado nos estudos de Copeland et al. (2012), Nardoto & Bustamante (2003) e Lilienfen et al. (2003) - não alterou a quantidade de NH_4^+ no solo. Uma possível explicação para este fenômeno é que o NH_4^+ aplicado ao solo foi imediatamente imobilizado pelas plantas, o que ajudaria também a explicar porque a concentração de N foi maior nas plantas oriundas das parcelas de alto N. Além disso, a adição crônica de N pode ter alterado a comunidade microbiana favorecendo espécies com maior demanda por N (Rampelotto et al. 2013).

Apesar dos resultados obtidos aqui mostrarem que a adição de N pode afetar a decomposição por alterar as propriedades ligadas a este processo (qualidade da serapilheira e comunidade microbiana do solo), este efeito variou entre os anos estudados. Uma vez que a diferença da qualidade da serapilheira (concentração de N) foi constante entre os anos, é possível que esta variação anual deve-se a um fator ambiental que refletiu na atuação diferenciada da comunidade microbiana do solo entre os anos. Neste estudo, de acordo com os dados de precipitação média anual (ver Figura 1), foi observado que, em geral, choveu mais no ano de 2009 do que nos anos seguintes, principalmente se compararmos apenas os meses de novembro, dezembro e janeiro, período em que transcorreu o experimento. Isto mostra que a atividade microbiana do solo tende a ser mais sensível a disponibilidade de água (via precipitação) do que a adição de N no solo (Allison et al. 2013). Além disso, a maior precipitação teve um efeito diferenciado entre parcelas de alto N e as parcelas de baixo N e controle. Uma explicação para este resultado é que pode ter havido uma interação

entre a precipitação e adição de N. Evidência em favor de uma possível interação entre a precipitação e o efeito da adição de N sobre a atividade microbiana foi observada em estudos conduzidos em ecossistemas temperados (Alster et al. 2013; Allison et al. 2013). Estes mostram que a interação entre a maior disponibilidade de água (via precipitação) e a adição extra de N pode influenciar a atividade microbiana do solo, uma vez que tanto a água e o N são recursos determinantes para atividade microbiana do solo (Carreiro et al. 2000; Chapin et al. 2002).

O experimento de decomposição aqui realizado simulou o aumento na taxa de deposição atmosférica de N previstas para o Cerrado em 2050; sendo $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ o cenário mais otimista e $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ o mais pessimista. Nossos resultados sugerem que apenas sob o cenário mais pessimista esperamos encontrar efeitos sobre o processo de decomposição.

Referências bibliográficas

- Aber JD, Melillo JM. 1982. Nitrogen immobilization in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. Canadian Journal of Botany 60:2263–2269. <https://doi.org/10.1139/b82-277>
- Aber JD, Melillo JM, McClaugherty C. A. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. Canadian Journal of Botany 68:2201-2208. <https://doi.org/10.1139/b90-287>
- Allison SD, Lu Y, Weihe C, Goulden ML, Martiny AC, Treseder KK, Martiny JBH. 2013. Microbial abundance and composition influence litter decomposition response to environmental change. Ecology 94(3): 714-725. <https://doi.org/10.1890/12-1243.1>
- Alster CJ, German DP, Lu Y, Allison SD. 2013. Microbial enzymatic responses to drought and to nitrogen addition in a southern California grassland. Soil Biology & Biochemistry 64: 68-79. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.034>
- Alvarez S, Guerrero MC. 2000. Enzymatic activities associated with decomposition of particulate organic matter in two shallow ponds. Soil Biology & Biochemistry 31: 1941 – 1951. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00170-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00170-X)
- Araújo ASF, Monteiro RTR. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Bioscience Journal 23(3): 66-75.
- Blekker A, Hicks WK, Dentener F, Galloway J, Erisman JW. 2011. Nitrogen deposition as a threat to the World's protected areas under the Convention on Biological Diversity. Environmental Pollution 159: 2280 - 2288. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.036>
- Bustamante MMC, Medina E, Asner GP, Nardoto GB, Garcia-Montiel DC. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. Biogeochemistry 79: 209-237. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9006-x>
- Bustamante, MMC, de Brito DQ, Kozovits AR, Luedemann G, de Mello TRB, Pinto AS, Munhoz CBR, Takahashi, FSC. 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. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0042-4>
- Cardoso E, Moreno MIC, Bruna EM, Vasconcelos HL. 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. Caminhos de Geografia 10, 254 - 68.
- Carreiro MM, Sinsabaugh RL, Repert DA, Parkhurst DF. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. Ecology 81(9): 2359-2365. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2359:MESELD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2359:MESELD]2.0.CO;2)
- Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer.United States of America, USA. 423p
- Copeland SM, Bruna EM, Silva LVB, Mack MC, Vasconcelos HL. 2012. Short-term effects of elevated precipitation and nitrogen on soil fertility and plant growth in a Neotropical savanna. Ecosphere 3(4): 31-51. <https://doi.org/10.1890/ES11-00305.1>

- Cusack DF, Torn MS, McDowell WH, Silver WL. 2010. The response of heterotrophic activity and carbon cycling to nitrogen additions and warming in two tropical soils. *Global change biology* 16: 2555-2572.
- Cusack DF, Silver WL, Torn MS, Burton SD, Firestone MK. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology* 92(3): 621-632. <https://doi.org/10.1890/10-0459.1>
- Ferreira AS, Camargo FAO, Vidor C. 1999. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 23: 991-996. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>
- Filosó S, Martinelli LA, Howarth RW, Boye EW, Dentener F. 2006. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. *Biogeochemistry* 79: 61-89. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9003-0>
- Galloway JN, Levy H, Kashibhatla PS. 1994. Year 2020: consequences of population growth and development on deposition of oxidized nitrogen. *Ambio* 23:120-123
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, Vörösmarty CJ. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>
- Gotelli NJ, Ellison AM. 2011. Princípios de estatística em Ecologia. Artmed Editora. Porto Alegre, Brasil. 528p.
- Grandy A, Sinsabaugh R, Neff J, Stursova M, Zak D. 2008. Nitrogen deposition effects on soil organic matter chemistry are linked to variation in enzymes, ecosystems and size fractions. *Biogeochemistry* 91: 37-49. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9257-9>
- Haridasan M. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. McClain ME, Victoria RL, Richey JE, editors. *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world*. Oxford University Press, New York. P 68-83.
- Hobbie SE. 2000. Interactions between litter lignin and soil nitrogen availability during leaf litter decomposition in a Hawaiian montane forest. *Ecosystems* 3:484–94. <https://doi.org/10.1007/s100210000042>
- Hobbie SE, Vitousek PM. 2000. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian Forests. *Ecology* 81 (7): 1867-1877. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1867:NLODIH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1867:NLODIH]2.0.CO;2)
- Hobbie SE. 2005. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems* 8(6): 644-656. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0110-7>
- Holland EA, Braswell BH, Sulzman J, Lamarque JF. 2005. Nitrogen deposition onto the United States and western Europe: Synthesis of observations and models. *Ecological Applications* 15:38-57. <https://doi.org/10.1890/03-5162>
- Jacobson TKB, Bustamante MMC, Kozovits AR. 2011. Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and n release in a Brazilian Cerrado under N, P And N plus P additions. *Environmental Pollution* 159: 2236-2242. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.019>

- Janssens IA, Dieleman W, Luyssaert S, Subke J-A, Reichstein M, Ceulemans R, Ciais P, Dolman AJ, Grace J, Matteucci G, Papale D, Piao SL, Schulze E-D, Tang J, Law BE. 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience* 3: 315-322. <https://doi.org/10.1038/ngeo844>
- Keeler BL, Hobbie SE, Kellogg LE. 2009. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems* 12: 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9199-z>
- Knorr M, Frey SD, Curtis PS. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology* 86:3252-3257. <https://doi.org/10.1890/05-0150>
- Kozovits AR, Bustamante MMC, Garofalo CR, Bucci S, Franco AC, Goldstein G, Meinzer FC. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical savanna. *Funcional Ecology* 21: 1034-1043. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>
- Lilienfein, J., W. Wilcke, L. Vilela, M. A. Ayarza, S. D. Lima, and W. Zech. 2003. Soil fertility under native Cerrado and pasture in the Brazilian savanna. *Soil Science Society of America Journal* 67:1195–1205. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1195>
- Liu C, Berg B, Kutsch W, Westman CJ, Ilvesniemi H, Shen X, Shen G, Chen C. 2006. Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. *Global Ecology and Biogeography* 15, 438-44. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00251.x>
- Liu B; Tu C; Hu S; Gunpertz M, Ristaino JB. 2008. Effect of organic, sustainable, and conventional management strategies in grower fields on soil physical, chemical, and biological factors and the incidence of Southern blight. *Applied Soil Ecology*, 37:202-214. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.007>
- Lv Y, Wang C, Wang F, Zhao G, Pu G, Xu M, Tian X. 2013. Effects of nitrogen addition on litter decomposition, soil microbial biomass and enzyme activities between leguminous and non-leguminous forests. *Ecological Research* 28: 793-800. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1060-y>
- Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM. 1999. The globalization of N deposition: consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46:67-83. <https://doi.org/10.1007/BF01007574>
- Manning P, Saunders M, Bardgett RD, Bonkowski M, Bradford MA, Ellis RJ, Kandeler E, Marhan S, Tscherko D. 2008. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil biology & Biochemistry* 40: 688-698. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.023>
- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626. <https://doi.org/10.2307/1936780>
- Nannipieri P, Ceccanti B, Cervelli S, Matarese E. 1980. Extraction of phosphatase, urease, proteases, organic-carbon and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal* 44: 1011-1016. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050028x>
- Nardoto GB, Bustamante MMC. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38(8): 955-962. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>

- Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22: 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- Oliva L, Mazzarino MJ, Nunez G, Abril A, Acosta M. 1993. Dinamica del nitrogeno y del agua del suelo e nun desmonte selectivo em el Chaco arido argentino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 28(6): 709-718.
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado bioma. Oliveira PS, Marquis RJ, editors. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York. P 91-120.
- Pajares S, Gallardo JF, Masciandaro G, Ceccanti B, Etchevers JD. 2011. Enzyme activity as an indicator of soil quality changes in degraded cultivated acrisols in the mexican trans-volcanic belt. *Land Degradation & Development*. 22:373–381. <https://doi.org/10.1002/lrd.992>
- Rampelotto PH, Ferreira AS, Barboza ADM, Roesch LFW. 2013. Changes in diversity, abundance and structure of soil bacterial communities in Brazilian Savanna under different land use systems. *Microbial Ecology* 66(3): 593 – 607. <https://doi.org/10.1007/s00248-013-0235-y>
- Reatto A, Correia JR, Spera ST. 1998. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. Sano SM, Almeida SP, editors. *Cerrado, ambiente e flora*. EMBRAPA – Cerrados, Brasília.
- Saboya PA. 2014. Comparação de atributos foliares relacionados com o uso e a conservação de nutrientes entre grupos fenológicos em cerrado sentido restrito. *Dissertação de mestrado*. Universidade de Brasília. 82p.
- Silva LVB. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de Cerrado. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal de Uberlândia. 61p.
- Sinsabaugh RL, Carreiro MM, Repert DA. 2002. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, N deposition and mass loss. *Biogeochemistry* 60:1-24. <https://doi.org/10.1023/A:1016541114786>
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Stotzky G. 1965. Microbial respiration. Black CA, editor. *Methods of soil analysis*. Madison: American Society fo Agronomy. p1550-1570.
- Treseder KK, Vitousek PM. 2001. Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forest. *Ecology* 82: 946 – 954. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0946:EOSNAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0946:EOSNAO]2.0.CO;2)
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-750. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)
- Xu X, Yin L, Duan C, Jing Y. 2016. Effect of N addition, moisture and temperature on soil microbial respiration and microbial biomass in forest soil at diferente stages of litter decomposition. *Journal Soils sediments* 16:1421-1439. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1331-z>

Waldrop MP, Zak DR, Sinsabaugh RL. 2004. Microbial community response to nitrogen deposition in northern forest ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1443 - 1451. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.023>

Warton DI, Hui FKC. 2011. The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology* 92(1): 3-10. <https://doi.org/10.1890/10-0340.1>

Xia J, Wan S. 2008. Global response patterns of terrestrial plant species to nitrogen addition. *New Phytologist* 179(2): 428-439. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02488.x>

Zeglin LH, Stursova M, Sinsabaugh RL, Collins SL. 2007. Microbial responses to nitrogen addition in three contrasting grassland ecosystems. *Oecologia* 154(2): 349-359. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0836-6>

CAPÍTULO II

DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM UMA ÁREA DE CERRADO SUBMETIDO À ADIÇÃO DE NITROGÊNIO

Resumo

O aumento da deposição de nitrogênio (N) no Cerrado tem sido listado como uma das maiores ameaças para a conservação do Cerrado. O conhecimento da dinâmica de N é fundamental para a avaliação do aumento dos níveis de adição de N sobre a ciclagem de N. Isto por que ela reflete as estratégias da comunidade diante da mudança ambiental. Com isso, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da adição de N no solo na dinâmica de N no sistema solo-serapilheira de gramíneas em área de cerrado ralo. Para isso foi feita a medida de cobertura total de gramíneas, concentração de N, C, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ nos compartimentos solo-serapilheira e taxa de mineralização e nitrificação do solo. Para análise isotópica foi coletadas amostras de serapilheira da espécie de gramínea *Tristachya leiostachya* Nees (Poaceae) e arbustos/arbóreas. O experimento foi desenvolvido na Estação Ecológica do Panga (EEP) em 15 parcelas estabelecidas e submetidas a um dos três tratamentos de adição de N: Alto N ($50\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-2}$), baixo N ($20\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-2}$) e controle (sem adição de N) desde de julho de 2006. A cobertura média de gramíneas, concentração de N- NH_4^+ e N- NO_3^- , $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ e teor de N no solo não diferiram entre os tratamentos. A concentração de N, C e $\delta^{13}\text{C}$ e na serapilheira não diferiu entre os tratamentos. Porém, foi observada uma redução do ^{15}N foliar em parcelas submetidas ao tratamento de alta adição de N, seguido das parcelas de baixo N e controle. Isto é confirmado pelo resultado encontrado para as parcelas fertilizadas que mostram menor discriminação isotópica que as parcelas controle refletindo maior assimilação do fertilizante. Em todos os tratamentos (alto N, baixo e controle) foi observado que da matéria orgânica do solo, em média 60% representam fonte C_4 enquanto sendo o restante representado pela fonte C_3 . Estes resultados mostram que a adição de N em vegetação do Cerrado pode alterar a dinâmica de N não por provocar transformações do N no solo, mas por resultar na absorção de N pela planta.

Palavras-chave: Cerrado, isótopos estáveis, *Tristachya leiostachya*, adição de nitrogênio, nitrogênio.

Introdução

A intensificação das atividades humanas tem dobrado a quantidade de nitrogênio (N) fixado nos ecossistemas terrestres. A principal causa é o aumento das emissões de N devido à queima de combustíveis fósseis e biomassa vegetal e a aplicação de fertilizantes em grande escala que podem alterar a ciclagem de N (Sutton et al. 2011). Estimativas globais da deposição atmosférica de N indicam que a região geográfica do bioma Cerrado atualmente recebe deposições de N que variam entre 1-10 kg N ha⁻² ano⁻¹ (Detener *et al.* 2006). Entretanto, prevê-se que este valor irá aumentar para até 50 kg N ha⁻² ano⁻¹ por volta do ano 2050 (Galloway *et al.* 2004, 2008). A maioria dos estudos que avaliaram as consequências da deposição de N foi feita nas regiões boreais e temperadas do hemisfério norte, já que historicamente os aportes humanos de N estavam concentrados nestas regiões (Chapin *et al.* 1995; Magill *et al.* 2004). Entretanto, atualmente, 40% das aplicações globais de fertilizantes ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais. Entre os efeitos causados pelo aumento da deposição de nitrogênio neste ecossistema destaca-se a perda de biodiversidade (Fynn & O'Connor 2005). Experimentos já realizados em ecossistemas terrestres têm mostrado que o aumento da deposição de N reduz o número de espécies de plantas (Clark & Tilman 2008, Steven *et al.* 2010, Bobbink *et al.* 2010; Schrijver *et al.* 2011). Isto porque o aumento de disponibilidade de N no solo pode levar a exclusão competitiva de espécies (Bobbink *et al.* 2010), a acidificação do solo (Fynn & O'Connor 2005; Horswill *et al.* 2008) e a maior suscetibilidade das plantas a estresses naturais como herbivoria, ataque de patógenos, danos a seca ou frio (Throop & Lerdau 2004). Com isso, a avaliação das consequências da deposição de N sobre os ecossistemas tropicais e subtropicais é considerada prioritária pela comunidade

científica, especialmente considerando a importância desses ecossistemas como reservatórios de biodiversidade.

O Cerrado é a savana tropical mais rica do mundo em biodiversidade sendo listado como um dos *hotspot* da conservação mundial (Myers et al. 2000). Estima-se que nesta região há mais de 12 mil espécies de plantas das quais 4.400 são endêmicas (Oliveira-Filho & Ratter 2002). O Cerrado é caracterizado por ser um ecossistema limitado por N devido os solos serem altamente intemperizados (Bustamante et al. 2006). Em consequência, as plantas desenvolveram mecanismos conservativos e eficientes como folhas escleromórficas e altas taxas de reabsorção de nutrientes, o que resulta na produção de serapilheira com elevada razão C:N e C:P que minimizam a perda de nutrientes (Nardoto et al. 2006; Kozovitz et al. 2007). Isto contribui diretamente para a baixa taxa de decomposição e mineralização em áreas de Cerrado, mantendo baixa a disponibilidade de macronutrientes (N e P) no solo (Bustamante et al. 2006; Nardoto et al. 2006). Além disso, as taxas de nitrificação e desnitrificação também são baixas a fim de o sistema perder uma quantidade mínima de N. Por fim, a sazonalidade tem mostrado ter forte influência sobre os processos de decomposição e a mineralização, os quais ocorrem primariamente durante a estação chuvosa (Oliva et al. 1993; Silva 2009; Nardoto & Bustamante 2003).

O aumento da deposição de N no Cerrado está entre as maiores ameaças para a conservação da biodiversidade. Estudos anteriores que foram realizados na região Central do Brasil indicaram alterações em propriedades dos ecossistemas como nos processos fisiológicos das plantas (Kozovitz et al. 2007, Scholz et al. 2007), composição florística (Jacobson et al. 2011; Bustamante et al. 2012) e taxa de decomposição da serapilheira (Kozovitz et al. 2007; Jacobson et al. 2011). Para o Cerrado, que é caracterizado pela baixa disponibilidade de N, estimativas dos estoques

de N nos compartimentos deste ecossistema (solo-vegetação-serapilheira) e as transferências entre eles podem refletir as estratégias da comunidade frente a esta mudança ambiental.

O conhecimento da dinâmica de N é fundamental para avaliação do impacto de mudanças ambientais sobre a ciclagem de N. Isto porque a dinâmica de N nos ecossistemas é o resultado direto ou indireto de muitos processos ecossistêmicos, como a fotossíntese e a decomposição da matéria orgânica, e da ação de fatores abióticos e bióticos reguladores das taxas de processos ecossistêmicos, os quais atuam em diferentes escalas espaciais e temporais (Chapin et al. 2011). O balanço entre as entradas e saídas de N, avaliado através da abundância natural de isótopos estáveis de N dentro de um ecossistema, é capaz de fornecer medidas integradas sobre a dinâmica do elemento ao longo do tempo (Martinelli et al. 2009). Assim, ecossistemas que não são limitados por N, geralmente apresentam os diferentes compartimentos do sistema enriquecido em ^{15}N em resposta a maior disponibilidade de formas inorgânicas no solo e assim, maiores taxas de transformação e perdas de N para atmosfera (Houlton et al. 2006; Craine et al. 2009). Por outro lado, ecossistemas que são limitados por N exibem menor disponibilidade, taxas de transformação e perdas de N para a atmosfera, com diferentes compartimentos empobrecidos em ^{15}N (Martinelli et al. 1999; Mardegan et al. 2009).

Muitos estudos têm sido desenvolvidos em ecossistemas terrestres a fim de explicar padrões globais de ciclagem de N. Alguns deles têm sugerido que o clima tem papel fundamental nos processos e retenção de N, e consequentemente na composição isotópica do N (Amundson et al. 2003). Craine et al. (2009), por exemplo, mostraram que o $\delta^{15}\text{N}$ foliar pode aumentar em função do aumento da disponibilidade de N. Já Craine et al. (2015a), mostrou que há uma relação entre a porcentagem de argila e o

$\delta^{15}\text{N}$ do solo o qual é influenciada indiretamente pelo clima. Entretanto, destaque tem sido dado também a outros fatores que também podem ajudar a compreender a variação isotópica dentro e entre os locais como fungo micorrizal e processamento microbial e a forma e assinatura do N adquirido pelas plantas e solo. (Craine et al. 2015b). Com isso, a razão isotópica do N em compartimentos chave do ecossistema, como serapilheira e o solo, é importante, pois permite a integração da dinâmica de N no sistema e melhor entendimento dos determinantes da variação na razão isotópica de N (Craine et al. 2015a). Tendo como base que sistemas limitados por N, como é o caso do Cerrado, consequentemente não ocorrerá grande perdas de N do sistema e com isso haverá menor fracionamento isotópico. Assim, seus valores de $\delta^{15}\text{N}$ serão menores se comparados a áreas de florestas, onde o fracionamento isotópico é maior em resposta a alta disponibilidade de N no sistema (Ometto et al. 2006, Nardoto et al. 2008). Ainda há algumas lacunas no conhecimento sobre o funcionamento dos ecossistemas em resposta a adição de N no solo o qual permita inferir sobre as consequências das ações antrópicas sobre serviços ecossistêmicos, principalmente para o Cerrado. Diante disso, simular o cenário de aumento de deposição de N em um sistema limitado dele juntamente com o efeito do estresse hídrico pode dar respostas sobre a consequência dessa mudança ambiental na dinâmica de N neste ecossistema, uma vez que ele é o maior limitante da produção primária em ecossistemas terrestres.

Diante disso, o objetivo geral do trabalho foi avaliar a dinâmica de N no sistema solo-serapilheira de gramíneas em área de cerrado ralo entre locais submetidos ou não a adição de N. Os objetivos específicos foram: (1) Medir a cobertura total de gramíneas para verificar se há um maior aporte de N no solo para ser transformado em N mineral; (2) Caracterizar a disponibilidade de N através das taxas de mineralização do N e nitrificação do solo; (3) Quantificar a razão isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) no sistema

solo-serapilheira; (4) Quantificar a razão isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) da serapilheira para avaliar a que grupo fotossintético, C₃ e C₄, pertencem; (5) Quantificar a razão isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) do solo para identificar a origem da matéria orgânica.

Material e Métodos

Local de estudo

O experimento foi desenvolvido na Estação Ecológica do Panga (EEP) que está localizada a cerca de 30 km de Uberlândia, em Minas Gerais (19°10'S e 48°23' O). O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Koppen (1948), com inverno seco e frio e verão úmido e quente. A EEP é uma reserva biológica de 409,5 hectares contendo vários tipos de vegetação característicos da região do bioma Cerrado, incluindo-se desde vegetações savânicas (cerrado ralo e o cerrado sentido restrito) até vegetações florestais (cerradão e as matas de galeria) (Cardoso et al. 2009). A precipitação média anual é de 1500 mm no ano e a temperatura média anual de 23,1°C.

Experimento de fertilização

O experimento foi realizado em uma área de cerrado ralo dentro da reserva. Esta área representa a forma mais baixa e menos densa de Cerrado sentido restrito. Este tipo de formação é caracterizado por apresentar cobertura arbórea de 5% a 20% com altura média de 2 a 3 metros e grande proporção da cobertura de gramíneas (Ribeiro & Walter 1998). Nesta área foram demarcadas, em julho de 2006, 15 parcelas de 100m² cada, mantendo uma distância mínima de 5 m entre elas. Selecionadas aleatoriamente, um terço dessas parcelas recebeu ao longo de 5 anos o equivalente a 50 kg de N por hectare ano (correspondente ao tratamento “alta adição de N”), outro um

terço o equivalente a 20 kg N por hectare ano (correspondente ao tratamento “baixa adição de N”), enquanto as parcelas restantes permaneceram como controles (sem adição de N). A fertilização teve início no segundo semestre de 2007. A quantidade de N adicionadas às parcelas representa o aumento natural esperado da deposição de N no solo para ecossistemas de cerrado sendo 20 kg N por hectare ano o valor mínimo e 50 kg N por hectare ano o valor máximo (Galloway et al.2004). O nitrogênio foi adicionado na forma granular de nitrato de amônia (NH_4NO_3), que é um fertilizante comumente usado na agricultura, e foi aplicado a lanço sobre a camada da serapilheira para evitar perturbação nas parcelas. A aplicação foi feita manualmente, seis vezes ao ano (três na estação chuvosa e três na seca) para minimizar perdas de N por denitrificação e lixiviação (Eviner et al.2000).

Biomassa aérea de gramíneas

Para caracterizar e comparar a cobertura das espécies entre os tratamento de fertilização foi utilizado o método de interseção na linha (Canfield 1941, Mitchell & Hughes 1995). O método consistiu em traçar linhas sobre a vegetação em cada parcela e anotar o comprimento de linha interceptada por uma espécie. Cada linha foi subdividida em segmentos de 1 m, demarcados com estacas de 70 cm de altura, que representaram as unidades amostrais. Com auxílio de uma vareta de 1 m demarcada com fita métrica e colocada sobre a unidade amostral, foi feita a visualização da projeção da linha sobre todos os indivíduos com hábito herbáceo ou subarbustivo. Por fim, o valor de comprimento de linha interceptada por uma espécie foi dividido pelo comprimento total das espécies inventariadas sob a linha e com isso, estimou-se a proporção da área coberta por aquela espécie. Foi registrado o comprimento que cada espécie ocupava ao longo das linhas amostradas, totalizando 300 unidades amostrais

(linha). A soma da projeção horizontal de cada espécie em todas as unidades amostrais correspondeu ao valor de cobertura absoluta (CA). Já a cobertura relativa (CR) foi determinada dividindo a cobertura absoluta de cada espécie pela soma da cobertura absoluta de todas das espécies e multiplicada por 100. As espécies foram identificadas com auxílio da literatura e comparação de exsicatas do herbário da Universidade Federal de Uberlândia.

*Concentração de N inorgânico do solo, taxa de mineralização líquida
e nitrificação de N*

A concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ e a taxa de mineralização líquida e a nitrificação foram quantificadas de acordo com a metodologia proposta por Piccolo et al. (1994). Para isto, foram coletadas duas amostras compostas de cada parcela entre 0 e 10 cm de profundidade em janeiro de 2013. Estas amostras foram utilizadas para extração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ em 100 mL de KCl 1M. Após 24h, os extratos foram filtrados, armazenados em frascos de plásticos de tampa hermética e mantidos congelados. O restante do solo coletado permaneceu no escuro por 7 dias a temperatura ambiente. Posteriormente, os extratos das amostras incubadas foram obtidos seguindo a mesma metodologia e mantidos congelados. A concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ nos extratos foram determinados colorimetricamente. Para amônia, a metodologia resume-se na complexação de amônio com o reagente de Nessler e registrados os valores de absorbância de 425nm. Já a determinação de nitrato foi levado em consideração à diferença de comprimentos de onda para nitrato no UV. Para isso, na leitura de NO₃⁻ foram registrados os valores de absorbância em 218, 228, 254 e 280nm. A diferença entre os valores de absorbância obtidos para 218 e 228nm é proporcional à concentração de NO₃⁻. Porém, para eliminar a interferência de

substâncias húmicas, este valor foi reduzido da diferença entre os valores de absorbância obtidos para 245 e 280nm, segundo a metodologia proposta por Meier (1991).

A quantidade de N disponível entre 0 e 10 cm de profundidade corresponde à concentração de N inorgânico nas amostras nos tempos iniciais de incubação (tempo zero). As taxas de nitrificação líquida foram calculadas como a concentração final de N-N-NO₃⁻ menos a concentração inicial de N-NO₃⁻, dentro de cada período de incubação (7 dias no escuro). As taxas de mineralização líquida de N foram calculadas como a concentração final de N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ menos a concentração inicial de N-NO₃⁻ + NNH₄⁺, dentro de cada período de incubação. Todos os resultados foram expressos baseados no peso de solo seco (PS) a 105 °C.

Análise de isótopos estáveis de N e C

As amostras de solo e serapilheira foram feitas em janeiro de 2013. As amostras de solo foram coletadas com uma pá no intervalo de profundidade de 0-10 cm. Elas foram reunidas aleatoriamente em quatro amostras compostas de cada parcela para todos os tratamentos. Para análise, o solo foi peneirado (2 mm) e seco em estufa a 55°C por dois dias. Raízes e pedras foram manualmente removidas.

Para análise isotópica foi escolhida a espécie de gramínea *Tristachya leiostachya* Nees (Poaceae) (C₄) que é dominante da área de estudo. Também foram coletadas amostras de arbustos/arbóreas (C₃) na área para ser utilizado no cálculo do modelo de mistura. Folhas mortas foram coletadas em cada parcela aleatoriamente da superfície do solo e depois separadas de acordo com o tratamento de fertilização do qual ela foi submetida. Em seguida, este material foi seco em estufa a 60°C por 72 h e

depois moída a fino pó. Também foi feita análise isotópica para o fertilizante utilizado no experimento para comparação dos resultados de solo, serapilheira e fertilizante.

Após a preparação prévia das amostras, foi pesada uma sub-amostra de 30 a 35 mg de solo e 1,5 a 2,0 mg de material foliar e acondicionadas em cápsulas de alumínio. Essas cápsulas foram introduzidas em um analisador elementar (Carla Erba modelo 1110, Milão, Itália) que por combustão determina a concentração de N e C total. Este gás foi então purificado em uma coluna de cromatografia gasosa e acoplado ao espectrômetro de massa para ^{15}N e ^{13}C (ThermoQuest-Finnigan Delta Plus). A razão isotópica foi expressa como desvio por mil (‰) a partir da seguinte notação do delta:

$$\delta \text{ ‰} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - 1}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000$$

O padrão utilizado para o nitrogênio foi o ar atmosférico e para o carbono foi o Peedee Belemnite, rocha calcária da região do Grand Canyon, EUA. O erro analítico aceitável para ^{15}N e ^{13}C foi de 0,15% e 0,30% respectivamente. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Isótopos da Universidade da Califórnia, em Davis (*UC Davis Stable Isotope Facility*).

Baseado na suposição que o N da planta é o produto final de uma série de reações de enriquecimento que inicia com a matéria orgânica do solo foi calculado a discriminação isotópica dos tratamentos, que pode ser chamada de fator de enriquecimento. O valor da discriminação isotópica dos tratamentos foi calculado através da equação: $\Delta = \delta_{\text{substrato}} - \delta_{\text{produto}}$, em que o $\delta_{\text{substrato}}$ correspondeu ao $\delta^{15}\text{N}$ do solo e δ_{produto} ao $\delta^{15}\text{N}$ da serapilheira (Martinelli et al. 2009). Cálculo

similar foi feito para $\delta^{13}\text{C}$ sendo o δ substrato o $\delta^{13}\text{C}$ do solo e δ produto ao $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira (Martinelli et al. 2009).

Para estimar a contribuição das fontes C₃ e C₄ na matéria orgânica do solo de cada tratamento foi utilizado o modelo de mistura para duas fontes de composições isotópicas distintas utilizando valores de $\delta^{13}\text{C}$ na equação abaixo (Martinelli et al. 2009). No cálculo, as diferentes fontes a e b unem-se para formar o produto c:

$$A = (\delta^{13}\text{C}_c - \delta^{13}\text{C}_b) / (\delta^{13}\text{C}_a - \delta^{13}\text{C}_b)$$

Em que a=serapilheira (*Tristachya leiostachya*); b= serapilheira (arbóreas e arbustivas) e c=solo do tratamento.

Análise estatística

O teste de normalidade dos dados foi feito para todos os parâmetros analisados. Se necessário, os dados foram transformados para atender as premissas do teste estatístico. Para avaliar se a cobertura total de gramíneas diferiu entre os tratamentos, utilizou-se a análise de variância fatorial. Para análise da concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, taxa de mineralização e nitrificação, concentração de C e N, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ do solo entre os tratamentos foi utilizada uma ANOVA aninhada. Análises em separado foram feitas para cada parâmetro. Sempre que necessário os dados foram transformados em logaritmo para atender as premissas do teste. Por fim, para investigar a relação entre os dados de N mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) e $\delta^{15}\text{N}$ do solo foi realizado uma regressão linear simples. As análises estatísticas foram feitas usando o pacote estatístico Systat versão 12.

Resultados

A cobertura média de gramíneas foi de 52,4% em parcelas de alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), 54,5% em parcelas de baixa adição de N ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e 55,3% em parcelas controle. Não houve diferença significativa entre os tratamentos ($F_{2,12}=0,58$, $p=0,57$). A gramínea *Tristachya leiostachya* foi a que apresentou maior porcentagem de cobertura em todos os tratamentos (42%). (Tabela 1).

Dentre as espécies listadas foi observada a presença da espécie de gramínea exótica invasora *Brachiaria decumbens*. Esta espécie não foi encontrada no início do experimento de fertilização e nem registrada no último censo da biomassa de gramíneas em junho de 2011 (dados não publicados). Aqui, ela apresentou maior cobertura em parcelas de alto N, seguida de baixo N e em parcelas controle (Tabela 1).

Tabela 1: Cobertura relativa (%) das espécies em parcelas de alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), baixa adição de N ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Os valores são a média \pm erro padrão (n=5).

Espécie	Cobertura relativa (%)		
	Alto N	Baixo N	Controle
<i>Aristida riparia</i>	-	-	0,63
<i>Axonopus barbigerus</i>	0,8 \pm 0,4	1,2 \pm 0,4	2,8 \pm 0,9
<i>Brachiaria decumbens</i>	2,5 \pm 1,1	1,4 \pm 0,4	1,0 \pm 0,1
<i>Echinolaena inflexa</i>	1,4 \pm 0,6	1,8 \pm 0,5	1,5 \pm 0,6
<i>Elyonurus</i> sp	1,9	-	1,5
Indet 2 Capim 2	0,6	-	-
Indet 4 Capim 4	0,3	-	-
<i>Loudetiopsis chrisotrix</i>	2,4 \pm 0,7	5,7 \pm 1,1	4,2 \pm 0,7
<i>Paspalum lineares</i>	1,5 \pm 0,4	2,7 \pm 0,5	0,8 \pm 0,3
<i>Paspalum</i> sp	1,4 \pm 0,6	1,9 \pm 1,2	2,5 \pm 0,5
<i>Schizachyrium glaziovii</i>	0,4	0,1	0,5 \pm 0,2
<i>Tristachya leiostachya</i>	42,7 \pm 2,2	40,8 \pm 1,7	43,2 \pm 2,2
Arbustos	22,5 \pm 2,2	21,1 \pm 1,2	18,8 \pm 2,0
Serapilheira	24,6 \pm 2,9	24,2 \pm 1,7	25,1 \pm 0,6
Solo descoberto	0,4 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2

A concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no solo não diferiram entre os tratamentos ($F_{2,9}=1,33$, $p>0,05$; $F_{2,9}=0,18$, $p>0,05$) (Figura 1). Também não foi encontrada diferença entre a taxa de mineralização líquida de nitrogênio ($F_{2,9}= 1,51$, $p>0,05$), assim como para a taxa de nitrificação ($F_{2,9}=0,45$; $p>0,05$) (Figura 2).

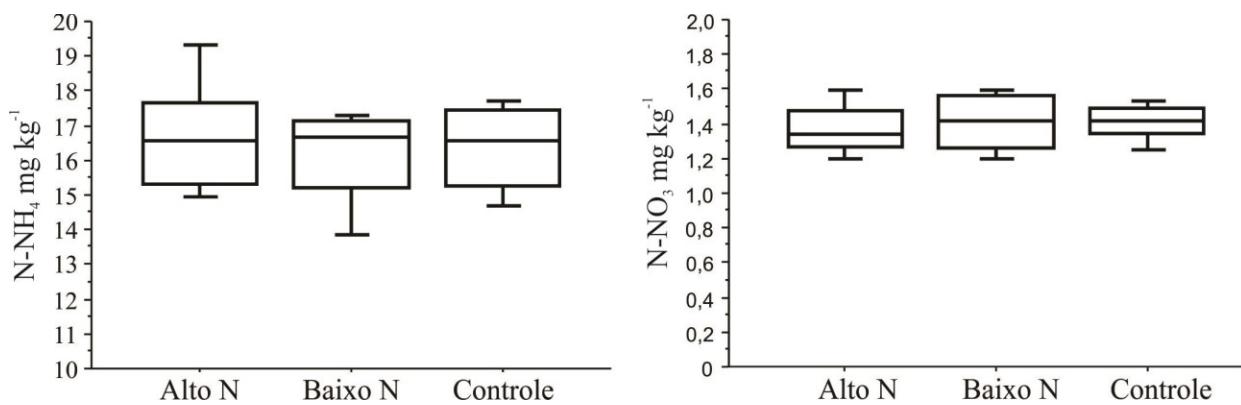


Figura 1: Concentração de N-NH₄ (a) e N-NO₃ (b) do solo em parcelas de alta adição de N (50 kg N ha⁻² ano⁻¹), baixa adição de N (20 kg N ha⁻² ano⁻¹) e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.

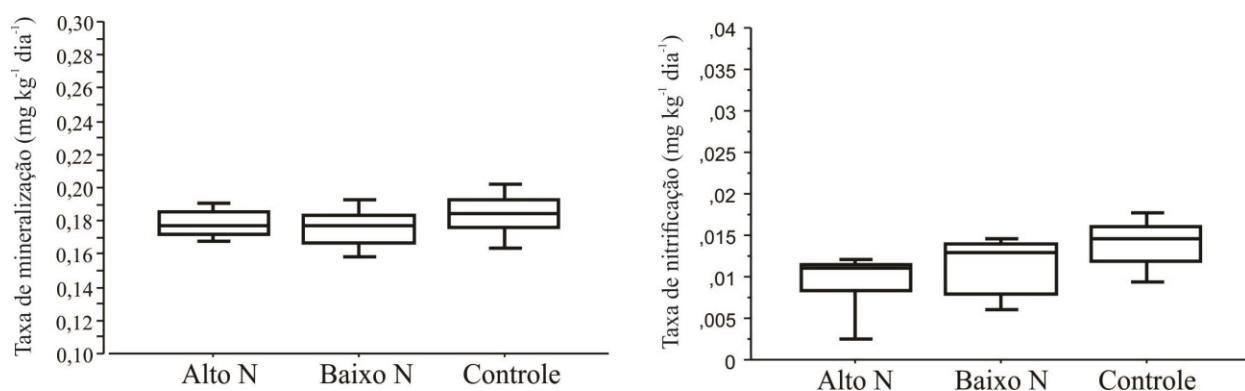


Figura 2: Taxa de mineralização líquida (a) e nitrificação (b) do solo em parcelas de alta adição de N, baixa adição de N e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.

O valor de $\delta^{15}\text{N}$ do fertilizante de nitrato de amônio (NH_4NO_3) foi 0,61‰ ($\pm 0,06$) e a concentração de N foi de 1,74% $\pm 0,16$.

A razão isotópica de N e C no solo não diferiram entre os tratamentos ($F_{2,12}=2,05$, $P>0,05$; $F_{2,12}=1,43$, $p>0,05$) (Tabela 2). Também não houve diferença no teor de N ($F_{2,12}=1$, $p>0,05$) e C ($F_{2,12}=0,20$, $p>0,05$) no solo entre os tratamentos. (Tabela 2).

Tabela 2: Concentração de N e C, e valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ no solo em parcelas de alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ year}^{-1}$), baixa adição de N ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ year}^{-1}$) e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Valores são a média \pm erro padrão ($n=15$). As letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p<0,05$).

Tratamento	N%	C%	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Alto N	0,17 (0,006)a	2,15 (0,19)a	3,81 (0,09)a	-17,67 (0,25)a
Baixo N	0,18 (0,007)a	2,33 (0,40)a	3,55 (0,13)a	-18,29 (0,29)a
Controle	0,17 (0,013)a	2,19 (0,48)a	4,03 (0,15)a	-18,25 (0,21)a

A concentração de N e C na serapilheira não diferiu entre os tratamentos (Tabela 3). Quanto ao $\delta^{15}\text{N}$, foi observada uma redução do ^{15}N foliar coletadas em parcelas submetidas ao tratamento de alta adição de N, seguido das parcelas de baixo N e controle (Tabela 2). Já o valor de $\delta^{13}\text{C}$ não diferiu entre os tratamentos (Tabela 3).

Tabela 3: Valores de concentração de N e C, $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira em parcelas de alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), baixa adição de N ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Valores são a média \pm erro padrão ($n= 3$ de cada tratamento). As letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p<0,05$).

Tratamento	N%	C%	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Alto N	0,14 (0,0)a	10,90 (0,03)a	-1,83 (0,62)a	-12,24 (0,02)a
Baixo N	0,12 (0,0)a	11,17 (0,18)a	-2,08 (0,75)b	-12,63 (0,03)a
Controle	0,14 (0,0)a	10,66 (0,19)a	-3,33 (0,52)b	-12,46 (0,02)a

Em parcelas de alto N, foi observado que da matéria orgânica do solo, 66% representam fonte C₄ enquanto que 34% representam fonte C₃. Em parcelas de baixo N e controle, 64% representam fonte C₄ enquanto que 36% da fonte C₃.

A discriminação isotópica para o N foi maior nas parcelas controle que as parcelas submetidas ao tratamento de alto N e baixo N (Figura 3). Já para o C, o valor de discriminação isotópica não diferiu entre os tratamentos (Figura 4).

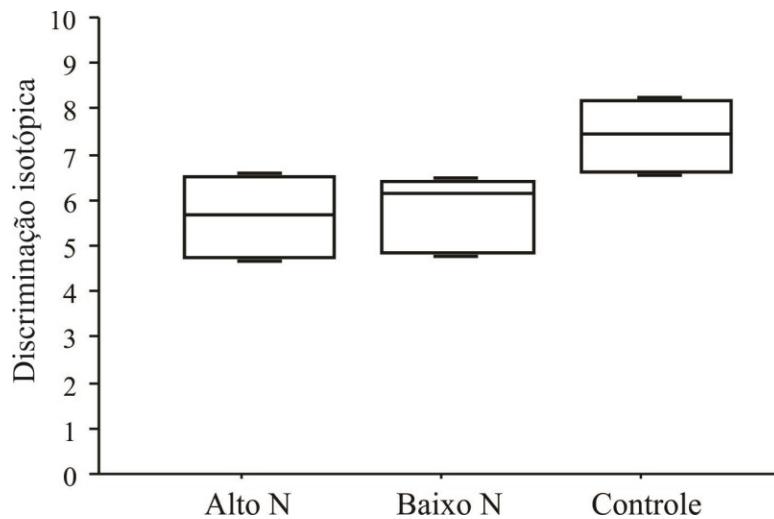


Figura 3: Discriminação isotópica para o N em parcelas de alta adição de N, baixa adição de N e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.

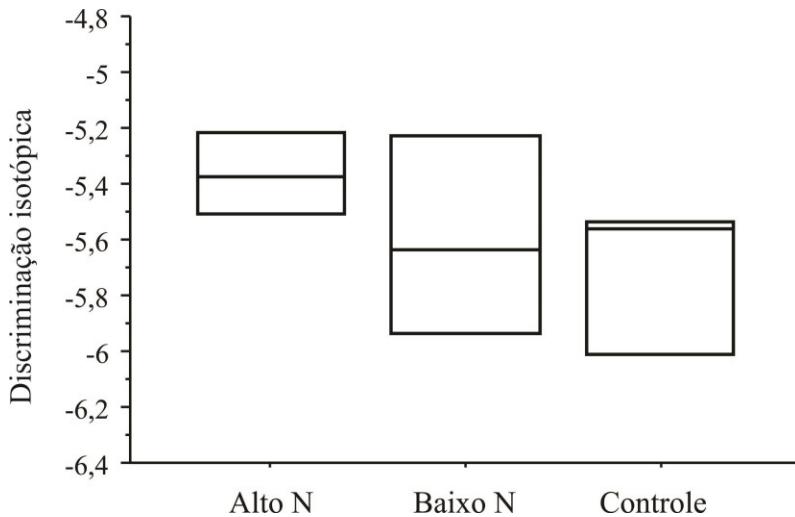


Figura 4: Discriminação isotópica para o C em parcelas de alta adição de N ($50 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ year}^{-1}$), baixa adição de N ($20 \text{ kg N ha}^{-2} \text{ year}^{-1}$) e controle (sem adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.

Para nenhum dos tratamentos (alto N, baixo e controle) foi encontrada relação entre o $\delta^{15}\text{N}$ do solo e o N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) (Figura 5) e a relação entre o $\delta^{15}\text{N}$ do solo e a razão C:N do solo (Figura 6).

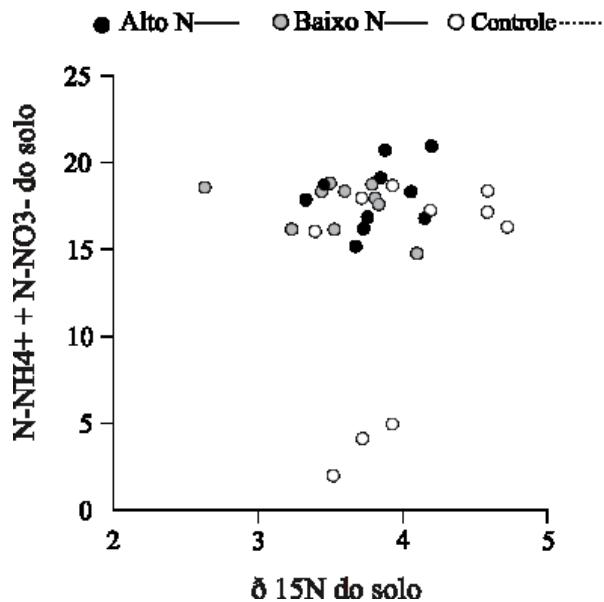


Figura 5: Relação entre N mineral do solo ($\text{N-NH}_4^++\text{N-NO}_3^-$) e $\delta^{15}\text{N}$ do solo em parcelas de alta adição de N, baixa adição de N e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Para Alto N: $y=10,388+2,019*x$, $R^2=0.092$; Baixo N: $y=21,65-1,157*x$, $R^2=0.115$ e Controle: $y=13,694+6,696*x$, $R^2=0.221$.

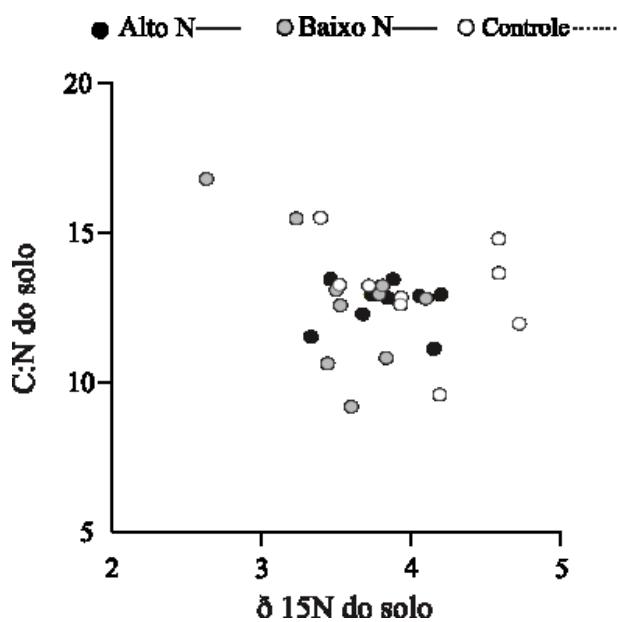


Figura 6: Relação entre razão C:N do solo e $\delta^{15}\text{N}$ do solo em parcelas de alta adição de N, baixa adição de N e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. Para Alto N: $y=12,873-0,06*x$, $R^2=0,0005$; Baixo N: $y=24,576-3,337*x$, $R^2=0,361$ e Controle: $y= 16,316-0,816*x$, $R^2=0,058$.

Discussão

A adição de fertilizante nitrogenado provocou nas plantas uma redução no $\delta^{15}\text{N}$ foliar. No entanto, o aumento da dose de aplicação de fertilizante nitrogenado não aumentou a cobertura de gramíneas e nem gerou transformações de N no solo via mineralização líquida ou por nitrificação (Figura 7).

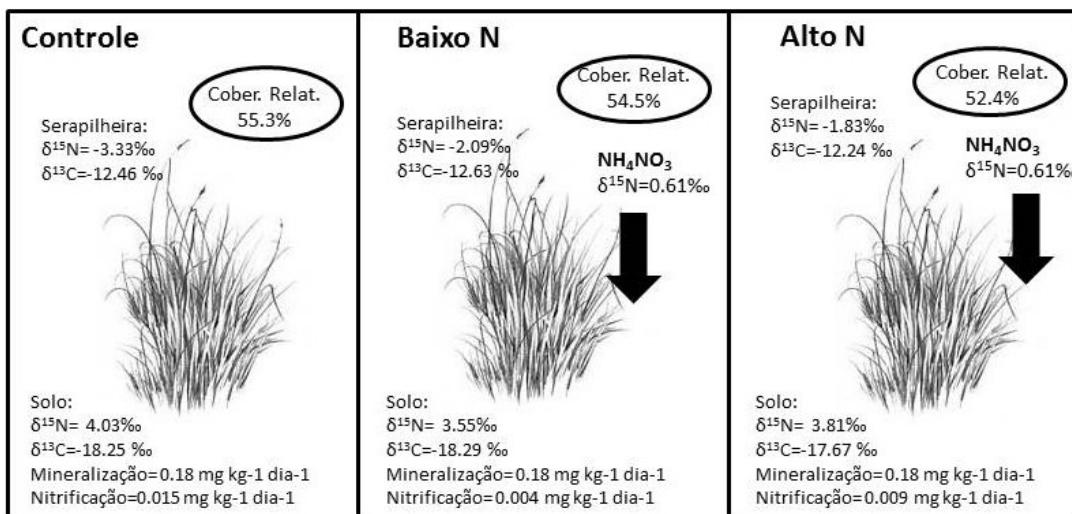


Figura 7: Dinâmica de N em parcelas de alta adição de N, baixa adição de N e controle (não adição de N) em área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG.

Os resultados indicam que plantas apresentaram uma redução na razão isotópica do N foliar com o aumento da dose de aplicação de fertilizante nitrogenado. Isto porque a serapilheira coletada em parcelas submetidas à alta adição de N foram mais enriquecidas em ^{15}N que as parcelas de baixo N e controle. De acordo com a literatura, as plantas que não fixam N atmosférico, o valor da razão isotópica varia em função da taxa de mineralização do solo (Craine et al. 2015b). Como a adição de N não resultou em maior taxa de mineralização, este resultado indica que a serapilheira coletada de plantas fertilizadas estão obtendo N do fertilizante aplicado no solo, que apresenta o valor de $\delta^{15}\text{N}$ próximo ao encontrado na atmosfera (0.61‰). Em parcelas

fertilizadas, o nitrogênio adicionado na forma granular de nitrato de amônia (NH_4NO_3) pode ter sido assimilado rapidamente pelas gramíneas que são caracterizadas por ter raízes superficiais que permitem assimilar rapidamente os nutrientes disponíveis na camada mais superficial do solo (0-5 cm) (Souza et al. 2005). Este mesmo padrão tem sido encontrado em estudos de fertilização que demonstram que plantas tornam se mais enriquecidas em ^{15}N com o aumento da disponibilidade de N (Johannsson & Hogberg 1994, Choi et al. 2005).

Além disso, a redução no $\delta^{15}\text{N}$ foliar indica que a gramínea *T. leiostachya* entre os tratamentos estão obtendo o N de diferentes fontes de N. Como as plantas absorvem do solo principalmente as formas inorgânicas NH_4^+ e NO_3^- , sua composição isotópica dependerá da composição isotópica dessas formas inorgânicas e também da disponibilidade dessas duas fontes (Martinelli et al. 2009). Com isso, a diferença encontrada na discriminação isotópica ($\Delta_{\text{serapilheira-solo}}$) reflete a composição isotópica do N disponível no solo para ser consumido e assimilado (Craine et al. 2015). Com isso, a maior discriminação isotópica em parcelas controle pode ser interpretada como uma maior assimilação de NO_3^- do que NH_4^+ , já que o processo de nitrificação fraciona mais contra o ^{15}N (Martinelli et al. 2009) e o nitrato tende a ser mais negativo do que o NH_4^+ e o N orgânico que o originou, ao contrário do resultado encontrado para as parcelas fertilizadas. A menor discriminação isotópica em parcelas fertilizadas reflete a maior assimilação do fertilizante. Por fim, o N ao ser absorvido pela planta, não é incorporado ao solo e consequentemente não sofre transformações. Isto é consistente com o fato que não foi encontrado relação entre o N mineral do solo ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) e $\delta^{15}\text{N}$ do solo.

A ausência do efeito da adição de N concentração de NH_4^+ e NO_3^- , taxa de mineralização e nitrificação do solo indica que não houve nenhuma mudança na

dinâmica de N no curto prazo. Isto porque o fertilizante nitrogenado não alterou a quantidade de NH_4^+ e NO_3^- do solo não levando a sofrer transformações no solo através da comunidade microbiana do solo. A atividade microbiana do solo é um provável determinante do $\delta^{15}\text{N}$ do solo, uma vez que o $\delta^{15}\text{N}$ de tipos diferentes de N inorgânico do solo pode ser alterado por transformações tais como a mineralização e a nitrificação do solo (Craine et al. 2015b). O fato do N adicionado ser assimilado pela planta não implicou em mudanças na concentração de NH_4^+ e NO_3^- do solo, em consequências disso não houve efeito sobre os microrganismos do solo que é primeiramente relacionada à disponibilidade de nutrientes (Chapin et al. 2011). Isto é consistente com o fato de que não foi encontrado uma relação entre C:N do solo e $\delta^{15}\text{N}$ do solo, uma vez que o declínio na razão C:N tipicamente observada com o aumento do $\delta^{15}\text{N}$ do solo é associado a decomposição da serapilheira e a incorporação da biomassa e produtos microbianos (Craine et al. 2015b). Além disso, outra provável explicação é que apenas a adição de N sem a correção do pH do solo não tenha sido o suficiente para alterar a qualidade do solo e em consequência, influenciar os microrganismos do solo. Isto porque outros fatores, como o pH do solo, podem contribuir para exploração mais eficiente dos recursos, como o N. Por exemplo, as bactérias são mais favoráveis a altos valores de pH, o fato de ter sido feita apenas a fertilização nitrogenada sem corrigir o pH do solo pode não ter favorecido o estabelecimento de algumas bactérias, como mostrado em estudo de Catão et al. (2016). Uma vez que os solos de Cerrado são caracterizados por baixo valor de pH (Nardoto & Bustamante 2003), é provável que apenas a adição de N não seja o suficiente para favorecer o aumento da bactéria para a nitrificação, o que indica estar mais relacionada ao pH do solo do que ao N do solo.

A adição de N também não aumentou a cobertura de gramíneas. Isto mostra que a alta eficiência no uso do N não levou a maior cobertura de gramíneas por N adquirido. Este resultado difere da maioria dos resultados encontrados na literatura que mostram que em experimentos de fertilização a adição de N quase sempre há um aumento na produção primária (Gough et al. 2000, Suding et al. 2005). Isto implica em uma menor contribuição via serapilheira para um maior aporte de N no solo, disponível para ser transformado em N mineral. Uma vez que não houve diferença na cobertura de gramíneas, isto indiretamente não gerou um maior aporte de serapilheira para ser decomposta e consequentemente não aumentou a contribuição desse material orgânico do solo entre os tratamentos de adição de N comparados ao controle. Isto indica que não houve aumento da entrada de C no sistema via serapilheira de gramíneas e consequentemente, não contribuindo para maior fixação de C no solo.

Por outro lado, a adição de N parece implicar em mudanças na composição de espécies de gramíneas, uma vez que as espécies exóticas invasoras são caracterizadas pelo alto poder competitivo (D'Antonio & Vitousek 1992). A espécie exótica invasora *Brachiaria decumbens* apresentou maior valor de cobertura em relação às parcelas de alta adição de N seguido da baixa adição de N e controle. Uma vez que esta espécie não foi registrada no início do experimento de fertilização e no último censo da biomassa de gramíneas em junho de 2011 (dados não publicados), é possível que adição de N em longo prazo possa levar a mudança na composição por favorecer a invasão de espécies exóticas.

Quanto aos valores encontrados de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira, a espécie de gramínea *Tristachya leiostachya* segue o ciclo fotossintético C₄. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo foram maiores que os valores da serapilheira da espécie e gramínea *T. leiostachya*. Uma vez que os solos tendem a ter a razão isotópica similar a cobertura vegetal

presente, os resultados indicam que há uma mistura entre fonte de C₃ e C₄ presente na camada da serapilheira. Os resultados do modelo de mistura mostram uma maior contribuição da fonte C₄ na matéria orgânica do solo do que da fonte C₃. Uma explicação para isto é que a vegetação é predominantemente composta por gramíneas, mas coexiste com arbustos do tipo C₃ que contribuem também para a formação da matéria orgânica do solo, que é o caso da área de estudo (cerrado ralo). Este resultado é consistente ainda com o fato de que a cobertura de gramíneas não diferiu entre os tratamentos e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais próximos à assinatura C₄.

Os ecossistemas de Cerrado são limitados por nitrogênio devido ao período de seca prolongado e à incidência de fogo. Por causa disso, tanto as plantas quanto a atividade microbiana pode ser limitada nestes ecossistemas. Dados da literatura mostram que estas características podem limitar a produtividade primária (ref) e a atividade microbiana do solo, como por exemplo, a maior abundância da archaea oxidante de amônia (AOA) (Gubry-Rangin et al. 2010, 2011) do que a bactéria oxidante de amônia (AOB). Ao comparar o solo sob vegetação natural e áreas fertilizadas em cultivos de soja, Catão et al. (2016) mostrou que mudanças no uso da terra alteram a comunidade microbiana do solo aumentando a abundância e restringindo a diversidade. Em particular, para o Cerrado que é caracterizado pelo baixo pH e disponibilidade de nutrientes, há restrição por AOB neste ecossistema. Consequentemente, não ocorrem grandes fracionamentos e por fim, não há perdas acentuadas de nitrogênio. Com isso, os resultados encontrados sugerem que a adição de N afetou a razão isotópica do N foliar indicando que a adição de N contribuiu para a maior disponibilidade de N para as plantas. Porém, a adição de N no solo não alterou a qualidade do solo e em consequência não influenciou os microrganismos do solo.

Os resultados encontrados neste estudo sugerem que o aumento da disponibilidade de N em vegetação do Cerrado pode alterar a dinâmica de N. Apesar de não ter provocado transformações do N no solo, a adição de N resultou na absorção de N pela planta. Estes resultados sugerem implicações na dinâmica de N em longo prazo. Isto porque o maior enriquecimento no $\delta^{15}\text{N}$ foliar com a adição de N afetaria em longo prazo a decomposição da serapilheira do solo. Isto porque o fracionamento ao longo do processo de decomposição da matéria orgânica do solo aumentaria o ^{15}N da serapilheira. Com isso, a serapilheira enriquecida em ^{15}N levaria a maior taxa de decomposição da serapilheira, maiores taxas de transformação de N (mineralização e nitrificação) refletindo na maior disponibilidade de N no sistema.

Referências bibliográficas

- Amundson R, Austin AT, Schuur EAG, Yoo K, Matzek V, Kendall C, Uebersax A, Brenner D, Baisden WT. 2003. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. *Global Biogeochemical Cycles* 17: 1031-1035. <https://doi.org/10.1029/2002GB001903>
- Bustamante MMC, Medina E, Asner GP, Nardoto GB, Garcia-Montiel DC. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochemistry* 79: 209-237. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9006-x>
- Bustamante, MMC, de Brito DQ, Kozovits AR, Luedemann G, de Mello TRB, Pinto AS, Munhoz CBR, Takahashi, FSC. 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. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0042-4>
- Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore MM, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erismann JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, De Vries W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20(1): 30-59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39: 388-394.
- Cardoso E, Moreno MIC, Bruna EM, Vasconcelos HL. 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. *Caminhos de Geografia* 10, 254 - 68.
- Catão ECP, Lopes FAC, Rubini MR, Nardoto GB, Prosser JI, Kruger RH. 2016 Short-term impact of soybean management on ammonia oxidizers in a Brazilian savanna

under restoration as revealed by coupling different techniques. *Biol Fertil Soils*, Springer- Verlag.

Chapin, F. S., G. R. Shaver, A. E. Giblin, K. J. Nadelhoffer & J. A. Laundre. 1995. Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology* 76:694-711. <https://doi.org/10.2307/1939337>

Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA. 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer.United States of America, USA. 529p <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>

Choi WJ, Chang SX, Allen HL, Kelting DL, Roe HM. 2005. Irrigation and fertilization effects on foliar and soil carbon and nitrogen isotope ratios in a loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management* 213:90-101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.016>

Clark CM, Tilman D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to Prairie grasslands. *Nature* 451: 712-715. <https://doi.org/10.1038/nature06503>

Craine JM, Elmore AJ, Aidar MPM, Bustamante M, Dawson TE, Hobbie EA, Kahmen A, Mack MC, McLauchlan KK, Michelsen A, Nardoto GB, Pardo LH, Penuelas J, Reich PB, Schuur EAG, Stock WD, Templer PH, Virginia RA, Welker JM, Wright IJ. 2009. Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations and nitrogen availability. *New phytologist*: 1-12.

Craine JM, Elmore AJ, Wang L, Augusto L, Baisden WT, Brookshire ENJ, Cramer MD, Hasselquist NJ, Hobbie EA, Kahmen A, Koba K, Kranabetter JM, Mack MC, Marin-Spiotta E, Mayor JR, McLauchlan KK, Michelsen A, Nardoto GB, Oliveira RS, Perakis SS, Peri PL, Quesada CA, Richter A, Schipper LA, Stevenson BA, Turner BL, Viani RAG, Wanek W, Zeller B. 2015a. Convergence of soil nitrogen isotopes across global climate gradients. *Scientific Reports* 5: 1-8. <https://doi.org/10.1038/srep08280>

Craine JM, Brookshire ENJ, Cramer MD, Hasselquist NJ, Koba K, Marin-Spiotta E, Wang L. 2015b. Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. *Plant Soil* 1-26. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2542-1>

D'Antonio CM, Vitousek PM. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>

Dentener F, Drevet J, Lamarque JF, Bey I, Eickhout B, Fiore AM, Hauglustaine D, Horowitz LW, Krol M, Kulshrestha UC, Lawrence M, Galy-Lacaux C, Rast S, Shindell D, Stevenson D, Van Noije T, Atherton C, Bell N, Bergman D, Butler T, Cofala J, Collins B, Doherty R, Ellingsen K, Galloway J, Gauss M, Montanaro V, Muller JF, Pitari G, Rodriguez J, Sanderson M, Solmon F, Strahan S, Schultz M, Sudo K, Szopa S, Wild O. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20: 1-21. <https://doi.org/10.1029/2005GB002672>

Fynn RWS, O'Connor TG. 2005. Determinants of community organization of a South African mesic grassland. *Journal of Vegetation Science* 16:93-102. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02342.x>

Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH,

- Townsend AR, Vorosmarty CJ. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153-226. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>
- Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science* 320: 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Gough L, Osenberg CW, Gross KL, Collins SL. 2000. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos* 89: 428-439. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890302.x>
- Gubry-Rangin C, Nicol GW, Prosser JI. 2010. Archaea rather than bacteria control nitrification in two agricultural acidic soils. *FEMS Microbiology Ecology* 74:566–574. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00971.x>
- Gubry-Rangin C, Hai B, Quince C, Engel M, Thomson BC, James P, Schloter M, Griffiths RI, Prosser JI, Nicol GW. 2011. Niche specialization of terrestrial archaea ammonia oxidizers. *PNAS* 108 (52): 21206–21211. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109000108>
- Horswill P, O'Sullivan O, Phoenix GK, Lee JA, Leake JR. 2008. Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to longterm simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 155:336-349. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.006>
- Houlton B, Sigman DM, Hedin LO. 2006. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 103: 8745-8750. <https://doi.org/10.1073/pnas.0510185103>
- Jacobson TKB, Bustamante MMC, Kozovits AR. 2011. Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and n release in a Brazilian Cerrado under N, P And N plus P additions. *Environmental Pollution* 159: 2236-2242. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.019>
- Jia Z, Conrad R. 2009. Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil. *Environmental Microbiology* 11: 1658–1671. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01891.x>
- Johannsson C, Höglberg P. 1994. ¹⁵N abundance of soils and plants along an experimentally induced forest nitrogen supply gradient. *Oecologia* 97:322-325. <https://doi.org/10.1007/BF00317321>
- Kozovits AR, Bustamante MMC, Garofalo CR, Bucci S, Franco AC, Goldstein G, Meinzer FC. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical savanna. *Functional Ecology* 21: 1034-1043. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>
- Magill, A. H., J. D. Aber, W. S. Currie, K. J. Nadelhoffer, M. E. Martin, W. H. McDowell, J. M. Melillo & P. Steudler. 2004. Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management* 196:7-28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.033>
- Mardegan SF, Nardoto GB, Higuchi N, Moreira MZ, Martinelli LA. 2009. Nitrogen availability patterns in white-sand vegetations of Central Brazilian Amazon. *Trees* 23: 479-488. <https://doi.org/10.1007/s00468-008-0293-9>

- Martinelli LA, Piccolo MC, Townsend AR, Vitousek PM, Cuevas E, McDowell W, Robertson GP, Santos OC, Treseder K. 1999 Biogeochemistry 46: 45-65.
- Martinelli LA, Ometto JPHB, Ferraz ES, Victoria RL, Camardo PB, Moreira MZ. 2009. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. Oficina de Textos. São Paulo-SP. 144p.
- Meier M. 1991. Nitratbestimmung in Boden-Proben (N-min-Methode). LaborPraxis, Würzburg, p. 244-247.
- Mitchell WA, Hughes HG. 1995. Line intercept: Section 6.2.5, U.S. ArmyCorps of Engineers wildlife resources management manual, Thechnical report EL-95-22, U.S. Army Engineer waterways experiment station, Vicksburg, MS.
- Myers N, Mitterneier RA, Mittermeier CG, Fonseca, GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nardoto GB, Bustamante MMC. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira 38(8): 955-962. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>
- Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. Journalalof Tropical Ecology 22: 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- Nardoto GB, Ometto JPHB, Ehleringer JR, Higuchi N, Bustamante MMC, Martinelli LA. 2008. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. Ecosystems 11: 1234-1246. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9189-1>
- Oliva L, Mazzarino MJ, Nunez G, Abril A, Acosta M. 1993. Dinamica del nitrogeno y del agua del suelo e nun desmonte selectivo em el Chaco arido argentino. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 28(6): 709-718.
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado bioma. Oliveira PS, Marquis RJ, editors. The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press, New York. P 91-120.
- Ometto JPHB, Ehleringer JR, Domingues TF, Berry JA, Ishida FY, Mazzi E, Higuchi N, Flanagan LB, Nardoto GB, Martinelli LA. 2006. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon region, Brazil. Biogeochemistry 79: 251-74. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9008-8>
- Paula FR, Rodrigues JL, Zhou J, Wu L, Mueller RC, Mirza BS, Bohannan BJ, Nusslein K, Deng Y, Tiedje JM, Pellizari VH. 2014. Land use change alters functional gene diversity, composition and abundance in Amazon forest soil microbial communities. Molecular Ecology 23:2988–2999. <https://doi.org/10.1111/mec.12786>
- Piccolo MC, Neill C, Cerri CC. 1994. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. Plant and Soil 162: 61-70. <https://doi.org/10.1007/BF01416090>
- Rampelotto PH, Ferreira AS, Barboza ADM, Roesch LFW. 2013. Changes in diversity, abundance and structure of soil bacterial communities in Brazilian Savanna under different land use systems. Microbial Ecology 66(3): 593 – 607. <https://doi.org/10.1007/s00248-013-0235-y>

Ribeiro JF; Walter BMT. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. In **Cerrado: ambiente e flora.** (S.M. Sano; S.P. Almeida, eds.). Planaltina: EMBRAPA-CPAC. p. 89-166.

Rodovalho NS. 2016. Efeito do capim gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a dinâmica de nitrogênio em fragmento de cerrado sentido restrito circundado por matriz agrícola. Universidade de Brasília. 80p.

Scholz FG, Bucci SJ, Goldstein G, Melnzer FC, Franco AC, Wilhelm FM. 2007. Removal of nutrient limitations by long-term fertilization decreases nocturnal water loss in savanna tree. *Tree Physiology* 27: 551-559. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.4.551>

Schrijver AD, Frenne PD, Ampoorter E, Nevel LV, Demey A, Wuylts K, Verheyen K. 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 20: 803-816. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00652.x>

Silva LVB. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de Cerrado. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. 61p.

Souza A, Moraes MG, Ribeiro RCLF. 2005. Gramíneas do Cerrado: carboidratos não estruturais e aspectos ecofisiológicos. *Acta bot. Bras.* 19(1): 81-90. <https://doi.org/10.1590/S0100-39842005000200003>

Stevens CJ, Dupre C, Dorland E, Gaudnik C, Gowing DJG, Bleeker A, Diekmann, Alard D, Bobbink R, Fowler D, Corcket E, Mountford O, Vandvik, Arrestad PA, Muller S, Dise NB, 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940-2945. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006>

Suding KN, Collins SL, Gough L, Clark C, Cleland EE, Gross KL, Milchunas DG, Pennings S. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA* 102, 4387-4392. <https://doi.org/10.1073/pnas.0408648102>

Throop, H. L., and M. T. Lerdau. 2004. Effects of nitrogen deposition on insect herbivory: implications for community and ecosystem processes. *Ecosystems* 7:109-133. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0225-x>

CAPÍTULO III

EFEITO DAS GRAMÍNEAS EXÓTICAS INVASORAS NA DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA EM UMA SAVANA NEOTROPICAL

Resumo

A invasão de gramíneas exóticas pode alterar a decomposição da serapilheira por mudar a qualidade da serapilheira que é depositada no solo e atividade da comunidade decompositora do solo. Com isso, o objetivo deste estudo foi avaliar o impacto da invasão das gramíneas exóticas *Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora* na decomposição da serapilheira em solo de Cerrado. Para isto foram demarcadas 60 parcelas de 4 m² sendo um terço delas estabelecidas em áreas invadidas principalmente pela gramínea *B. decumbens*, um terço em áreas invadidas principalmente pela gramínea *M. minutiflora* e o restante em área não-invadida por nenhuma destas espécies e dominada por gramíneas nativas. A biomassa total de gramínea foi feita em três parcelas de 4 m² de cada localidade. A taxa de decomposição foi determinada para cada espécie de gramíneas exóticas e nativa para as três localidades utilizando o método de sacos de serapilheira contendo 10 g de serapilheira. Também foram feitas análises da atividade microbiana do solo por avaliar o carbono da biomassa microbiana, respiração microbiana do solo, quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), atividade das enzimas β -glicosidase e fosfatase do solo e a qualidade do solo pela umidade do solo, concentração de N e C. Os resultados deste estudo mostram que a concentração de N diferiu entre as espécies sendo menor na espécie exótica *B. decumbens*. Já em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras, a decomposição da serapilheira foi em media 30% mais rápida do que em áreas não invadidas. Já a decomposição da serapilheira de *M minutiflora* foi a mais lenta do que a decomposição de *B. decumbens* ou das gramíneas nativas, independente da gramínea dominante na parcela. Entre os parâmetros microbiológicos medidos, apenas o CBM e a atividade da enzima β -glicosidase diferiram entre os locais, sendo que o primeiro foi maior em locais invadidos por *B. decumbens* e o segundo em áreas invadidas por *M. minutiflora*. Os resultados sugerem que as gramíneas exóticas invasoras afetam a decomposição da serapilheira por favorecerem a atividade microbiana do solo. Porém, as diferenças no teor de N foliar não foram determinantes para a mais rápida decomposição.

Palavras-chave: Cerrado, *Melinis minutiflora*, *Brachiaria decumbens*, decomposição da serapilheira, biomassa microbiana do solo.

Introdução

A invasão dos ecossistemas naturais por espécies exóticas é uma das principais preocupações para a conservação ambiental mundial (Freitas & Pivello 2005). Atualmente, ela é a segunda principal causa de perda de biodiversidade do planeta, ficando atrás apenas da degradação e fragmentação dos ambientes naturais (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Facilitada pela ação antrópica, intencional ou não, a invasão das espécies exóticas provoca alterações estruturais e funcionais nos ecossistemas terrestres e aquáticos (Martins et al. 2004; Castro Diez et al. 2009). Por causa disso, a invasão de comunidades naturais por espécies exóticas tornou-se um importante tópico na literatura ecológica (Pivello et al. 1999, Pivello 2011).

Entre as plantas invasoras, as gramíneas são particularmente importantes devido ao seu alto poder competitivo, tolerância ao fogo e capacidade de modificar o ambiente invadido (D'Antonio & Vitousek 1992). Ao acumular biomassa, gramíneas invasoras podem diminuir em até 99% a quantidade de luz que chega à superfície do solo afetando assim a germinação e o recrutamento de plântulas (Hughes & Vitousek 1993). Por outro lado, este mesmo acúmulo de biomassa, pode alterar o regime de fogo facilitando a ocorrência de grandes incêndios (D'Antonio & Vitousek 1992, Asner & Beatty 1996). Apesar disso, relativamente pouco se sabe sobre a influência de gramíneas exóticas invasoras sobre a decomposição da serapilheira e dinâmica do N (Mack & D'Antonio 2003; Ashton et al. 2005).

Gramíneas invasoras podem alterar a quantidade e a qualidade da serapilheira a ser decomposta (Hobbie 1992; Wedin & Pastor 1993), as propriedades físico-químicas do solo, a estrutura e atividade da comunidade microbiana do solo (Kourtev et al. 2002; Holly et al. 2009). Estas mudanças sobre o processo de decomposição podem ter

como consequência mudanças na produtividade do sistema, uma vez que nos ecossistemas terrestres, 50 a 80% dos nutrientes liberados no solo são provenientes da decomposição da serapilheira (Seastedt & Crossley 1984). Estudos em ecossistemas temperados mostram que a invasão de espécies de plantas exóticas pode aumentar a taxa de decomposição da serapilheira (Liao et al. 2007). O aumento é explicado pela diferença no teor de N nas folhas entre as espécies exóticas e nativas, e pelo aumento na disponibilidade de N no solo (Liao et al. 2007, Mack & D'Antonio 2003). Isto porque espécies invasoras frequentemente tem maiores concentrações de N foliar e menor razão C:N que as espécies nativas (Baruch & Goldesten 1999; Nagel & Griffin 2001) decompondo mais rapidamente e liberando mais N para o solo que as espécies nativas (Allison & Vitousek 2004). Por outro lado, existem evidências de que invasão de espécies de plantas exóticas pode afetar a decomposição da serapilheira por alterar a composição e a atividade da comunidade decompositora (Kourtev et al. 2002; Hawkes et al. 2005). Estas diferenças em termos de atividade microbiana do solo têm sido demonstradas utilizando-se alguns parâmetros como a respiração do solo (que corresponde à liberação de CO₂ pelos microrganismos, resultado da oxidação biológica de matéria orgânica a CO₂) (Vinal-Freitas et al. 2013), o carbono da biomassa microbiana do solo (definido como o componente vivo do solo excluindo macrofauna e raízes das plantas; Araújo & Monteiro 2007) e a atividade enzimática do solo (Pajares et al. 2011).

No Brasil, espécies de gramíneas de origem africana foram introduzidas accidentalmente, ou para fins forrageiros, e acabaram se tornando invasoras de ecossistemas naturais, principalmente no Cerrado. No Distrito Federal, segundo Filgueiras (1991), das 305 espécies de gramíneas que já foram identificadas, cerca de 20% são exóticas. Entre elas estão *Brachiaria decumbens* cv Basilisk (capim

braquiária) e *Melinis minutiflora* Beauv. (capim gordura). Atualmente, essas duas espécies encontram-se bastante disseminadas em áreas do Cerrado brasileiro e têm sido listadas como uma das maiores ameaças às reservas naturais na região (Pivello et al. 1999). Ainda não se sabe qual o efeito da invasão de espécies exóticas sobre a decomposição da serapilheira em vegetação de Cerrado. Porém, um dos potenciais efeitos da invasão de gramíneas exóticas sobre a decomposição da serapilheira nos ecossistemas de cerrado é a mudança na ciclagem de nutrientes (Chapin et al. 2002), com potencial implicação na conservação e funcionamento deste ecossistema. A fim de avaliar o impacto de gramíneas exóticas invasoras sobre o processo de decomposição em solo do Cerrado, este estudo propôs-se testar as seguintes hipóteses: (i) As espécies de gramíneas exóticas invasoras *Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora* decompõem mais rapidamente que espécies de gramíneas nativas por produzir serapilheira com maior teor de N foliar; (ii) Além disso, a decomposição é mais rápida em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras que em áreas não invadidas já que as gramíneas exóticas favorecem a comunidade decompositora do ambiente.

Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Panga (EEP) que fica localizada a cerca de 30 km de Uberlândia, em Minas Gerais ($19^{\circ}10'S$ e $48^{\circ}23' O$). A EEP é uma reserva biológica de 409,5 hectares contendo vários tipos de vegetação característicos da região do bioma Cerrado, incluindo desde vegetações savânicas (cerrado ralo e o cerrado sentido restrito) até vegetações florestais (cerradão e as matas

de galeria) (Cardoso et al. 2009). O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Koppen (1948), com inverno seco e frio e verão úmido e quente. A precipitação média anual é de 1650 mm e a temperatura média anual de 23,1°C (Figura 1).

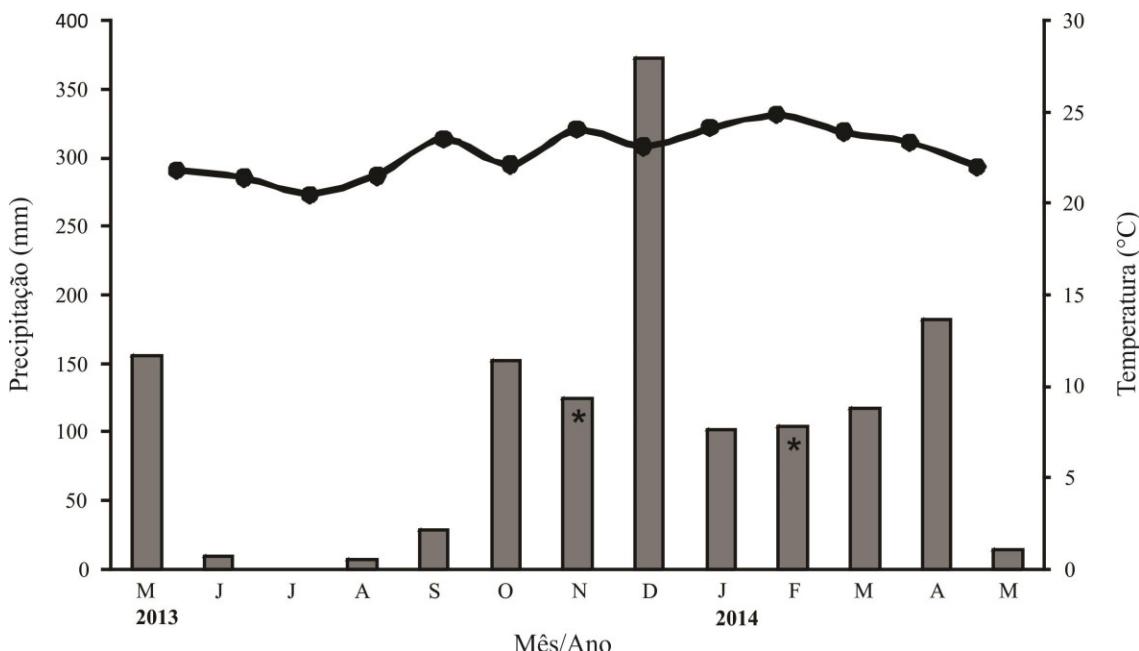


Figura 1: Precipitação (barras verticais) e temperatura média mensal (linha) em Uberlândia, MG entre maio de 2013 a maio de 2014. O asterisco (*) indica o período de início e fim do experimento de decomposição. Os dados foram cedidos pelo Laboratório de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia.

O experimento foi realizado em uma área de cerrado ralo parcialmente invadido pelas espécies de gramíneas exóticas invasoras *Brachiaria decumbens* e *Melinis minutiflora*. Nesta área foram demarcadas 60 parcelas de 2 x 2 m sendo 20 parcelas estabelecidas em áreas invadidas apenas pela gramínea *Brachiaria decumbens*, 20 em áreas invadidas apenas pela gramínea *Melinis minutiflora* e 20 em área não-invadida por nenhuma destas espécies e dominada por gramíneas nativas, dentre elas: *Tristachya leiostachya* Nees, *Loudetiopsis chrysotricha* (Nees) Conert,

Echinolaena inflexa (Poiret) Chase, *Aristida riparia* Trin, *Axonopus barbigerus* (Kunth) Hitchc., *Axonopus aureus* P. Beauv., *Panicum olyroides* Kunth, *Paspalum lineare* Trin., *Paspalum* sp. e *Axonopus* sp. Estas espécies de gramíneas exóticas invasoras foram escolhidas devido à dominância delas na área, de acordo com os dados de biomassa total de gramíneas (ver Figura 3), formando pequenas manchas. As parcelas foram demarcadas em maio de 2013 mantendo uma distância mínima entre elas de 10 m (Figura 2).

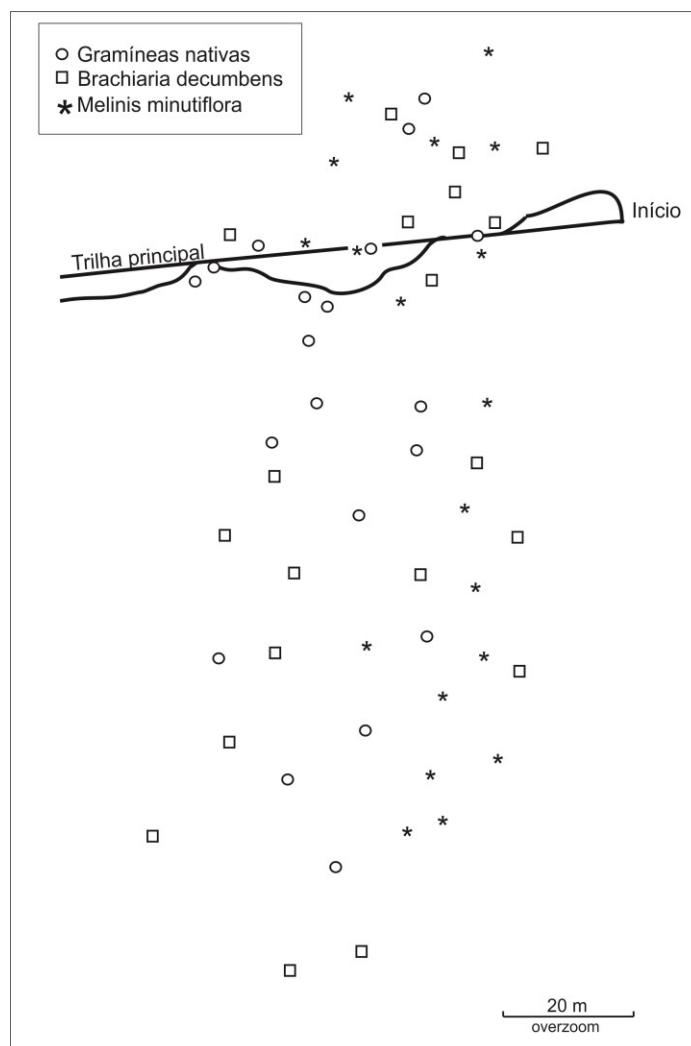


Figura 2: Mapa das parcelas estabelecidas em locais invadidos apenas por *Brachiaria decumbens* ($N=20$), invadidos apenas por *Melinis minutiflora* ($N=20$) e locais dominados apenas por gramíneas nativas ($N=20$).

Biomassa aérea de gramíneas

Três parcelas de 4 m² de cada tratamento foram sorteadas para a coleta da biomassa viva total de gramíneas. Para isso, toda biomassa de gramínea viva presente na parcela foi cortada individualizando as touceiras de espécies diferentes em sacos de papel para facilitar a identificação das espécies no laboratório. Depois de identificada cada uma das touceiras, o material foi levado à estufa a 55°C por dois dias e em seguida pesado. As coletas foram feitas em janeiro de 2015 logo após o término do experimento de decomposição e coletas de solo.

Experimento de decomposição

A taxa de decomposição da serapilheira de espécies de gramíneas exóticas e nativas foi determinada para as três localidades: (1) área invadida apenas pela gramínea africana *Melinis minutiflora*, (2) área invadida apenas pela gramínea africana *Brachiaria decumbens* e (3) área não-invadida e dominada por gramíneas nativas. Para isso, foram coletadas serapilheira de duas espécies exóticas invasoras mais comuns na área (*Melinis minutiflora* e *Brachiaria decumbens*) e para espécies nativas, optou-se por coletar serapilheira das espécies nativas em geral da área para montar os sacos de decomposição, uma vez que não havia uma única espécie dominante. São elas com respectiva abundância relativa: *Tristachya leiostachya* (31,5%), *Loudetopsis chrysothrix* (30,1%), *Axonopus sp* (12,2%), *Echinolaena inflexa* (7%), *Paspalum sp1* (3,6%), *Axonopus aureus* (2,8%), *Hyparrhenia sp* (2,5%), *Panicum olyroide* (2,1%), *Paspalum lineares* (0,8%) e *Aristida riparia* (0,11%).

Para o experimento de decomposição foi utilizado o método de sacos de serapilheira (Witkamp & Olson 1963). Folhas mortas destas espécies foram coletadas

manualmente em setembro de 2013. Logo depois, o material foi colocado em estufa a 55°C até que o mesmo atingisse peso constante. Dez gramas de serapilheira seca foram colocados em sacos de decomposição de 20 x 24 cm, confeccionados com tela de náilon de malha 1 mm. No total, foram feitos 120 sacos de decomposição para cada uma das espécies selecionadas. Dois sacos de decomposição de cada espécie foram colocados em cada uma das 60 parcelas já descritas acima. Após 100 dias, todos os sacos foram retirados, limpos, secos e a serapilheira novamente pesada para o cálculo da proporção da massa remanescente. Para corrigir a perda de partículas durante o transporte foram feitos “sacos de viagem”. Estes sacos foram submetidos à simulação do trajeto de transporte dos sacos para o campo e de volta ao laboratório para avaliar a perda de material durante o transporte. O valor em gramas do material perdido foi subtraído do valor do peso inicial para o cálculo da proporção remanescente.

Nitrogênio e carbono da serapilheira e do solo

Para análise química, as amostras de serapilheira e do solo dos três tipos de cobertura de gramíneas foram coletadas em setembro de 2013. Em seguida, estas amostras foram secas em estufa a \pm 55°C por dois dias e depois moídas. Após a preparação do material, 2 mg do material moído foi pesado em uma cápsula de estanho e depois colocado em analisador elementar para combustão e determinação da concentração de N e C. Ambas as análises foram feitas no *Stable Isotope Facility* da Universidade da Califórnia em Davis.

Parâmetros físicos e microbiológicos do solo

As amostras de solo foram coletadas em janeiro de 2014 (estação chuvosa) nas profundidades de 0-5 cm. Para cada parcela foram coletadas quatro amostras em cada uma das extremidades da parcela para formar uma amostra composta. Os parâmetros medidos foram à umidade do solo, a respiração basal, o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade de duas enzimas: β -glicosidase e fosfatase. Estas enzimas foram escolhidas porque a primeira tem forte relação positiva com a degradação da matéria orgânica e, portanto, está associada ao ciclo do carbono no solo (Liu et al. 2008). Já a segunda enzima, está associada com a ciclagem de fósforo, tanto extracelular como intracelular, sendo a detecção associada à disponibilização de fósforo lábil no solo (Paul 2007).

A umidade do solo foi determinada com base em massa seca. Para isso, uma porção do solo coletado foi pesado e em seguida, colocado em estufa para secagem a 55°C por dois dias. Após este período, esta mesma porção de solo foi novamente pesada para cálculo da umidade.

A respiração do solo foi medida através da determinação do CO₂ liberado nas amostras (Stotzky 1965). Foram coletadas quatro amostras compostas de cada parcela, totalizando 60 amostras. O experimento foi montado colocando-se 100 g de solo de cada amostra da parcela em potes de vidro de 500 mL. O solo foi incubado por 28 dias com frascos contendo 10 mL de NaOH 1M dentro do pote acima do solo para absorver o CO₂ liberado. A respiração do solo foi estimada pela quantidade de CO₂ liberado no intervalo de 3, 10, 14, 21 e 28 dias após incubação, no qual a titulação dos frascos com NaOH 1M foram feitas em HCl 0,5 M na presença de BaCl₂ 0,5 M.

Para estimar a biomassa microbiana no solo, foi determinado o carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) através do método de irradiação-extracção (Ferreira et al. 1999). Este método corresponde à eliminação dos microrganismos

através da radiação do microondas, o qual resulta na mensuração apenas do C contido na comunidade microbiana. A meso e a macrofauna e as raízes das plantas são excluídas da amostra ao peneirar o solo durante a sua preparação para as análises. O CBM foi extraído com K_2SO_4 0,5 M antes e depois da irradiação, sendo quantificados através do método indireto de determinação de carbono pelo espectrofotômetro em 504 nm. Para avaliar a eficiência da comunidade microbiana em incorporar carbono à própria massa microbiana foi calculado o quociente metabólico (qCO_2) que é a relação entre o CO_2 liberado (taxa de respiração basal) e o CBM.

A atividade extracelular da β -glicosidase foi medida com a incubação de 1g de solo. *P-nitrophenyl-β-D-glucopyranoside* (PNG) foi usado como substrato em tampão modificado universal com pH 6,0. O produto da reação (glicose) foi avaliado pelo *kit* Glicose Bioliquid, conforme descrito no manual de instruções do fabricante (LABORCLIN®, Brasil). Já a atividade da enzima fosfatase foi determinada usando-se *p*-nitrofenil fosfato como substrato incubado a pH 9,0 (tampão modificado universal) sob 37°C. Após 1 e 3 horas, respectivamente, foram adicionados às fosfatases $CaCl_2$ 1M para parar a reação e evitar a coloração marrom causada por compostos orgânicos. Por fim, o *p*-nitrofenol liberado foi extraído com NaOH 1M. O *p*-nitrophenol (PNP), produto da reação foi determinado espectrofotometricamente a 405 nm para as fosfatases (modificado de Tabatabai e Bremner, 1969). A atividade enzimática é expressa como μg PNP $g\text{ solo}^{-1} h^{-1}$.

Análises estatísticas

Para avaliar se a invasão de espécies exóticas afeta a decomposição e se esse efeito depende do material a ser decomposto (serapilheira das espécie *Brachiaria decumbens*, *Melinis minutiflora* e gramíneas nativas) utilizou-se uma Análise de

Variância do tipo *Split plot* (Gotelli & Ellison 2011). Para atender as premissas da ANOVA, os dados sobre a proporção de serapilheira remanescente após 100 dias foram transformados utilizando-se a transformação *logit* (Warton & Hui 2011). Já para análise dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos do solo (umidade, concentração de C e N, taxa de respiração do solo, carbono da biomassa microbiana, atividade das enzimas β -glicosidase e fosfatase) entre os diferentes tipos de cobertura de gramíneas foi utilizada uma ANOVA fatorial. Análises em separado foram feitas para umidade do solo e cada parâmetro microbiológico. Sempre que necessário os dados foram transformados em logaritmo para atender as premissas do teste. As análises estatísticas foram feitas usando o pacote estatístico Systat versão 12.

Resultados

A biomassa aérea de gramíneas foi em média de $545,1 \pm 239,8 \text{ g m}^{-2}$ em parcelas invadidas por *Brachiaria decumbens*, $571,1 \pm 130,5 \text{ g m}^{-2}$ em parcelas invadidas por *Melinis minutiflora* e $395,1 \pm 12 \text{ g m}^{-2}$ em parcelas não invadidas e dominadas por espécies nativas. Ambas as espécies invasoras foram dominantes nas parcelas invadidas, representando pelo menos 70% da biomassa total. Em parcelas não invadidas *Tristachya leiostachya* e *Loudetiopsis chrisothrix* foram as espécies que apresentaram maior biomassa (Figura 3).

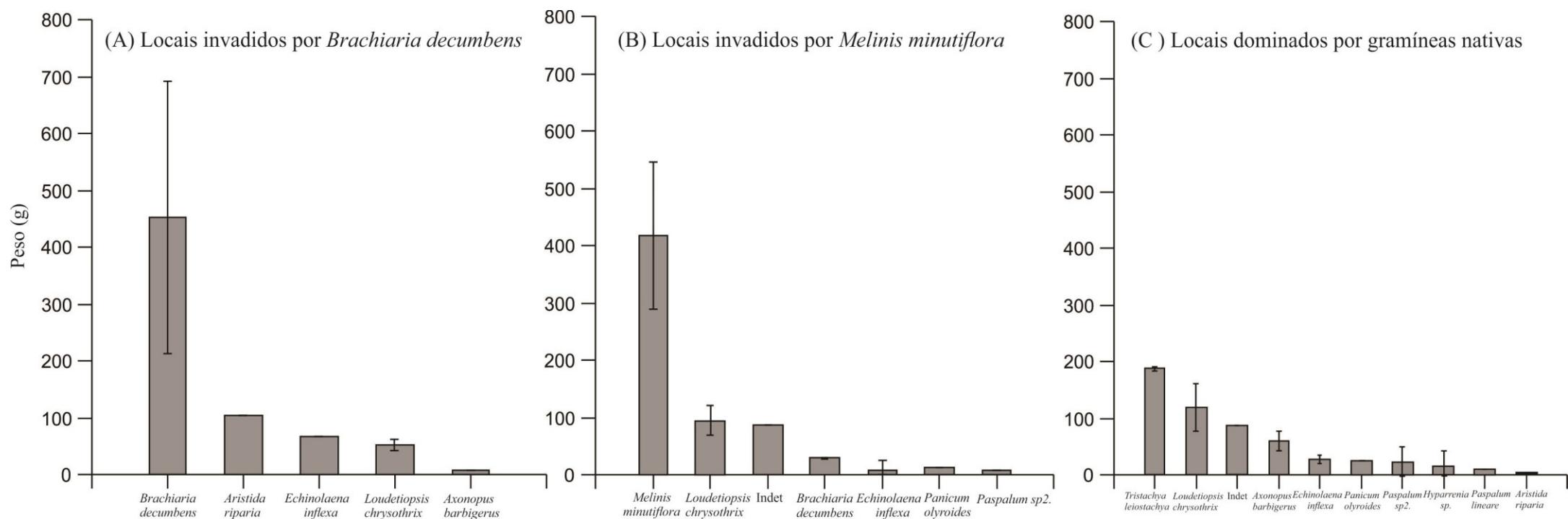


Figura 3: Biomassa total de gramíneas nos locais invadidos apenas por *Brachiaria decumbens* (A), invadidos apenas por *Melinis minutiflora* (B) e dominados apenas por gramíneas nativas (C). As barras representam os valores médios e o erro padrão da média. (N=3)

A concentração de C da serapilheira foi similar entre as espécies estudadas ($F_{2,6}=2,92$; $p=0,130$). Já a concentração de N diferiu entre as espécies sendo menor na espécie *B. decumbens* ($F_{2,6}=18,94$; $p=0,003$). Quanto a relação C:N, *B. decumbens* apresentou os maiores valores seguido de mistura foliar de espécies nativas e *M. minutiflora* ($F_{2,6}=8,91$; $p=0,016$) (Tabela 1).

Tabela 1: Teor de carbono e nitrogênio da serapilheira produzidas por indivíduos das espécies de cada tratamento estudado: *Brachiaria decumbens*, *Melinis minutiflora* e mistura de folhas de espécies nativas. Os valores são a média de três réplicas com desvio padrão entre parênteses. (N=3)

Espécies	C%	N%	C:N
<i>Brachiaria decumbens</i>	10.29(0.11)a	0.13(0.013)a	78.85(8.30)a
<i>Melinis minutiflora</i>	10.66(0.15)a	0.16(0.0006)b	62.76(1.15)b
Gramíneas Nativas	10.62(0.30)a	0.16(0.0007)b	66.09(1.60)b

A decomposição da serapilheira foi em média 30% mais rápida em parcelas invadidas por *M. minutiflora* e em parcelas invadidas por *B. decumbens* do que em parcelas não invadidas ($F_{2,54}=3.24$; $p=0.047$; Figura 2). Também houve diferenças significativas na taxa de decomposição entre os tipos de serapilheira ($F_{2,108}=6.92$; $p=0.001$), sendo a decomposição de *M. minutiflora* mais lenta do que a decomposição de *B. decumbens* ou das gramíneas nativas, e este resultado foi independentemente da gramínea dominante na parcela ($F_{4,108}=0.74$; $p=0.57$) (Figura 4).

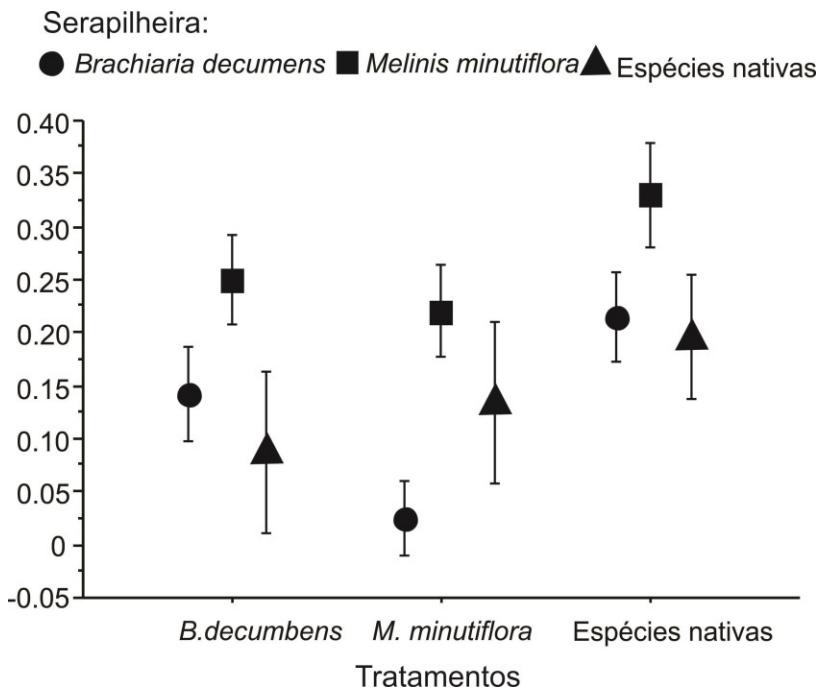


Figura 4: Proporção da massa remanescente transformada em *logit* das espécies de gramíneas *Brachiaria decumbens*, *Melinis minutiflora* e mistura foliar de gramíneas nativas ao longo dos 100 dias em locais invadidos pela espécie *B. decumbens*, invadidos por *M. minutiflora* e parcelas dominadas apenas por gramíneas nativas. Valores mostrados são a média ± EP.

A umidade, assim como a concentração de C e N do solo, não diferiram entre parcelas sob diferentes tipos de cobertura de gramíneas (umidade do solo: $F_{2,57}=1,003$, $p=0,376$; concentração de C: $F_{2,42}=3,16$, $p=0,053$; concentração de N: $F_{2,42}=2,14$, $p=0,130$) (Tabela 2). Quanto aos parâmetros microbiológicos, não foi encontrado diferença na taxa de respiração do solo entre os locais ($F_{2,57}=0,06$; $p=0,937$). Entretanto, o carbono da biomassa microbiana diferiu entre os locais ($F_{2,57}=3,32$; $p=0,043$), sendo maior nas parcelas invadidas pela espécie *B. decumbens* do que nas dominadas por gramíneas nativas ou por *M. minutiflora* (Tabela 2). Já o resultado do quociente metabólico não diferiu entre os locais.

A atividade da enzima β -glicosidase diferiu entre os locais ($F_{2,57}= 4.48$; $p=0.016$). A maior atividade desta enzima foi encontrada em parcelas invadidas pela espécie *M. minutiflora* e a menor nas parcelas invadidas pela gramínea *B. decumbens*. Porém, a atividade da enzima fosfatase não diferiu entre os locais ($F_{2,57}=1.25$; $p=2.93$) (Tabela 2).

Tabela 2: Umidade, concentração de C e N, taxa de respiração, carbono da biomassa microbiana, $q\text{CO}_2$ e atividade das enzimas β -glicosidase e fosfatase do solo em locais invadidas apenas pela espécie *Brachiaria decumbens*, invadidas apenas por *Melinis minutiflora* e parcelas dominadas apenas por gramíneas nativas. Os valores mostrados são a média \pm erro padrão. (N=20) As letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p<0.05$).

Parâmetros do solo	<i>Brachiaria decumbens</i>	<i>Melinis minutiflora</i>	Gramíneas nativas
Umidade (%)	9,94 (0,20) a	9,57 (0,21) a	9,46 (0,29) a
C (%) *	2,77 (0,09) a	2,71 (0,11) a	2,44 (0,08) a
N (%) *	0,24 (0,01) a	0,25 (0,00) a	0,22 (0,01) a
Taxa de respiração do solo ^a	2,97 (0,12) a	2,88 (0,13) a	2,86 (0,34) a
Carbono da biomassa microbiana (CBM) ^b	190,42 (24,18) a	117,63 (16,00) c	155,92 (18,91) b
$q\text{CO}_2$	0,027 (0,00) a	0,057 (0,01) a	0,046 (0,02) a
Enzima β glicosidase ^c	140,40 (3,43) b	155,17 (4,79) a	144,24 (2,13) b
Enzima fosfatase ^d	60,39 (3,37) a	66,28 (3,78) a	60,39 (1,39) a

^amg Kg⁻¹ dia de C-CO₂; ^b mg Kg⁻¹; ^{c, d} μg *p*-nitrophenol g solo⁻¹ hora⁻¹.

* N=15

Discussão

Os resultados deste estudo mostram que em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras, a decomposição da serapilheira foi mais rápida do que em áreas não invadidas por favorecer a comunidade compositora do solo. A decomposição da serapilheira foi mais rápida em áreas invadidas pela gramínea *M. minutiflora* onde a atividade da enzima β -glicosidase foi maior e nas áreas invadidas por *B. decumbens* e onde o carbono da biomassa microbiana foi maior em comparação as parcelas não invadidas. Já as gramíneas exóticas invasoras não decompõem mais rapidamente que as espécies de gramíneas nativas por produzir serapilheira com maior teor de N foliar. *M. minutiflora* apresentou maior teor de N, mas foi a que decompôs mais lentamente e *B. decumbens* apresentou menor teor de N e decompôs mais rapidamente.

Os resultados indicam que as diferenças na qualidade da serapilheira entre as espécies não explicaram as diferenças observadas nas taxas de decomposição da serapilheira. No mesmo tipo de parcela sob as mesmas condições ambientais, a velocidade de decomposição variou de acordo com a porcentagem de N e C da serapilheira. *M. minutiflora*, por exemplo, apresentou maior teor de N, mas foi a que decompôs mais lentamente e *B. decumbens* apresentou menor teor de N e decompôs mais rapidamente. Estes resultados contrastam com o de outros estudos que mostram uma relação positiva entre o teor de N na serapilheira e a taxa de decomposição (Liu et al. 2006, Liu et al. 2007). O maior teor de N foliar em *M. minutiflora* não foi determinante para mais rápida decomposição, apesar de o N ser o principal nutriente lixiviável, solúvel em água e exigido no metabolismo microbiano devido às demandas estruturais e funcionais das células (Sylvia et al. 1999). A explicação para este resultado pode estar ligado à produção de um composto alelopático pelos pêlos glandulares que cobrem as folhas de *M. minutiflora* (Prates et al. 1993). O óleo

exsudado de cheiro característico protegem as folhas desta espécie de insetos herbívoros (Hernandez et al. 1987) como também influencia a decomposição. Isto porque as mesmas características que afetam a palatabilidade ao herbívoro pode também influenciar na decomposição foliar (Grime et al. 1996; Cornelissen et al. 1999).

Por outro lado, a mais rápida decomposição da serapilheira de *B. decumbens*, apesar do baixo teor de N, pode ser explicada pela diferença na estrutura foliar o que reflete na característica morfológica foliar. Isto pode ter refletido a diferença na resistência do material em decomposição. Por exemplo, *B. decumbens* apresentou serapilheira mais fina e frágil diferente da serapilheira de gramíneas nativas que tem serapilheira mais rígida e *M. minutiflora* que tem folhas mais rígidas e pilosas (obs. pess.). Isto ainda pode ser confirmado pela relação inversamente proporcional entre o teor de C e razão C:N e a taxa de decomposição, relação que também foi mostrada por outros estudos (Barbhuiya et al. 2008; Castanho & Oliveira 2008). Isto indica que provavelmente nos estágios iniciais de decomposição que corresponde ao processo de lixiviação e fragmentação, a quantidade de C foliar seria determinante, seguido pelo conteúdo de nutrientes (N), o qual influencia na atuação dos microrganismos.

A pesar da diferença na qualidade da serapilheira entre as espécies não explicar a velocidade de decomposição entre as espécies exóticas invasoras e gramíneas nativas, a presença de uma delas mostrou acelerar a decomposição da serapilheira. Em particular, a decomposição foi mais rápida para todos os tipos de serapilheira em locais invadidos por *M. minutiflora* do que em parcelas invadidas por *B. decumbens* ou em parcelas com gramíneas nativas. Estes resultados indicam que o ambiente de decomposição diferiu entre os diferentes locais de cobertura. Dentre os fatores medidos, umidade do solo, teor de N e C do solo, nenhum deles diferiu entre os locais,

sugerindo que a variação na decomposição não foi causada por estes fatores físico-químicos do solo. Porém, a atividade microbiana diferiu entre os locais de diferentes tipos de cobertura. Em locais invadidos pela gramínea exótica *M. minutiflora* foi observado maior atividade da β -glicosidase, enzima que tem forte relação positiva com a degradação da matéria orgânica (Liu et al. 2008). Isto ocorreu provavelmente porque a presença da gramínea *M. minutiflora* favorece apenas a produção de enzimas β -glicosidase por microrganismos específico. Assim, a maior atividade da enzima β glicosidase neste local de mais rápida decomposição, resulta em mais glicose liberada no solo para ser utilizada como fonte de C e energia para os microrganismos (Santos & Maia 2013). Isto é consistente com o fato de que o menor valor encontrado para CBM e maior para qCO_2 deste local indica que a comunidade microbiana tem menor eficiência em converter o C em biomassa.

Já em parcelas invadidas apenas pela gramínea *B. decumbens* foi observado alto valor de carbono da biomassa do solo (CBM). Isto indica que há maior quantidade de massa microbiana viva no solo que nos outros locais. Isto ocorre porque na presença da gramínea exótica invasora *B. decumbens*, a mais rápida decomposição da serapilheira disponibiliza maior quantidade de C para os microrganismos que as imobilizam em suas células (Santos & Maia 2013), o que pode ser confirmado pelo fato do valor de qCO_2 ter sido o menor valor em comparação aos outros locais. Além disso, outro fator que contribui para maior incorporação de C pelos microrganismos do solo em locais invadidos pela gramínea *B. decumbens* do que em locais invadidos por *M. minutiflora* e dominado por gramíneas nativas é a diferença na quantidade de serapilheira acumulada no solo. A serapilheira da espécie *B. decumbens* forma uma touceira de capim que, por ser pouco resistente, logo se deposita no solo enquanto que na espécie *M. minutiflora*, a serapilheira é mais rígida e mantida na planta, não

atingindo o solo (obs pess.). Com isso, o maior acúmulo de serapilheira em locais invadidos por *B. decumbens* e mais rápida decomposição da serapilheira, em comparação aos outros locais, aumenta a entrada de C no solo o que explica a maior incorporação deste C pelos microrganismos do solo, aumentando sua biomassa no solo.

Por fim, os resultados encontrados sugerem que a invasão de gramíneas exóticas favoreceu a comunidade decompositora do solo. Porém, estas diferenças na atuação dos microrganismos do solo podem ser devido à diferença na própria comunidade microbiana entre os locais (Moreira & Siqueira 2006), sendo um grupo de microrganismos mais beneficiado que o outro dependendo do tipo de cobertura de gramínea. Isto poderia levar, ao longo do tempo, a mudança na composição da comunidade decompositora do solo. Evidência tem sido encontrada em ecossistemas temperados, em que a invasão de espécies exóticas mostrou alterar a comunidade decompositora do solo (Kourtevet al. 2002; Holly et al. 2009, Hawkes et al. 2005). Além disso, alguns destes estudos mostraram relação entre a taxa de decomposição da serapilheira e comunidade microbiana, sugerindo que a presença da espécie exótica pode afetar a decomposição por alterar a comunidade decompositora do solo. Diante da comum limitação de N entre estes ecossistemas, é possível que em vegetação de Cerrado, a introdução de espécies exóticas invasoras também pode alterar a comunidade microbiana do solo e por fim, explicar a variação na taxa de decomposição da serapilheira entre os locais.

Conclusão

Os resultados sugerem que as gramíneas exóticas invasoras afetam a decomposição da serapilheira por afetar a atividade microbiana do solo. A presença da

gramínea exótica invasora *M. minutiflora* acelera a decomposição da serapilheira por aumentar a atividade da enzima β -glicosidase e *B. decumbens* por aumentar CBM. Porém, as diferenças no teor de N foliar não foram determinantes para a mais rápida decomposição. Isto indica que outros parâmetros de qualidade da serapilheira podem explicar melhor as diferenças na taxa de decomposição entre elas.

Referências bibliográficas

- Allison SD, Vitousek PM. 2004. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawaii. *Oecologia* 141: 612-619. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1679-z>
- Araújo ASF, Monteiro RTR. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Bioscience Journal* 23(3): 66-75.
- Ashton IW, Hyatt LA, Howe KM, Gurevitch J, Lerdau MT. 2005. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications* 15(4): 1263-1272. <https://doi.org/10.1890/04-0741>
- Asner GP, Beatty SW. 1996. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant & Soil* 186: 205-211. <https://doi.org/10.1007/BF02415515>
- Barbhuiya AR, Arunachalam A, Nath PC, Khan ML, Arunachalam K. 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *Journal of Forest Research* 13: 25-34. <https://doi.org/10.1007/s10310-007-0044-6>
- Baruch Z, Goldstein G. 1999. Leaf construction cost, nutrient concentration, and net CO₂ assimilation of native and invasive species in Hawaii. *Oecologia* 122:183–92. <https://doi.org/10.1007/s004420050920>
- Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. United States of America, USA. 423p.
- Cardoso E, Moreno MIC, Bruna EM, Vasconcelos HL. 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. *Caminhos de Geografia* 10, 254 - 68.
- Castanho CT, Oliveira AA. 2008. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in South-east Brazilian forests. *Jounal of Tropical Ecology* 24: 149-156. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004749>
- Castro-Diez P, Gonzalez-Munoz N, Alonso A, Gallardo A, Poorter L. 2009. Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *Biological Invasions* 11: 1973-1986. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9374-3>

- Cornelissen JHC, Perez-Harguindeguy N, Diaz S. 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytol.* 143, 191–200. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1999.00430.x>
- D'Antonio CM, Vitousek PM. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>
- Ferreira AS, Camargo FAO, Vidor C. 1999. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 23: 991-996. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>
- Filgueiras TS. 1991. A floristic analysis of the Gramineae of Brasil's Distrito Federal and a listo of the species occurring in the área. *Edinburgh Journal of Botany*, Edinburgh, 48 (1): 72-80.
- Freitas GK , Pivello VR. 2005. Ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: Pivello, V. R. & Varanda, E. M. (orgs.) *O Cerrado Pé-de Gigante, Parque Estadual de Vassununga: Ecologia & Conservação*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, pp. 283-296.
- Liu P, Sun OJ, Huang J, Li L, Han X. 2007. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China. *Biology and Fertility of Soils* 44: 211- 216. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0195-9>
- Gotelli NJ, Ellison AM. 2011. Princípios de estatística em Ecologia. Artmed Editora. Porto Alegre, Brasil. 528p.
- Grime JP, Cornelissen JHC, Thompson K, Hodgson JG. 1996. Evidence of a causal connection between antiherbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos* 77, 489–94. <https://doi.org/10.2307/3545938>
- Hawkes CV, Wren IF, Herman DJ, Firestone MK. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters* 8:976–985. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00802.x>
- Hernandez LE, Parra DG, Marin AC. 1987. Accion repelente y acaricida del Melinis minutiflora sobre el Boophilus microplus. *Revista Colombiana de Ciencias Químico Farmaceuticas* 16: 17-21.
- Hobbie SE. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 7:336-339. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(92\)90126-V](https://doi.org/10.1016/0169-5347(92)90126-V)
- Holly DC, Ervin GN, Jackson CR, Diehl SV, Kirker GT, 2009. Effect of native invasive grasses on ambient rates of decomposition and microbial community structure: a search for causality. *Biological Invasions* 11: 1855-1868. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9364-5>

Hughes F, Vitousek PM. 1993. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Oecologia* 93: 557-563. <https://doi.org/10.1007/BF00328965>

Kourtev PS, Ehrenfeld JG, Haggblom M. 2002. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology* 83:3152-3166. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3152:EPSATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3152:EPSATM]2.0.CO;2)

Liao C, Peng R, Luo Y, Zhou X, Wu X, Fang C, Chen J, Li B. 2007. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177: 706-714. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>

Liu C, Berg B, Kutsch W, Westman CJ, Ilvesniemi H, Shen X, Shen G, Chen C. 2006. Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. *Global Ecology and Biogeography*. 15, 438-44. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00251.x>

Liu P, Sun OJ, Huang J, Li L, Han X. 2007. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China. *Biology and Fertility of Soils* 44: 211-216. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0195-9>

Liu B; Tu C; Hu S; Gunpertz M, Ristaino JB. 2008. Effect of organic, sustainable, and conventional management strategies in grower fields on soil physical, chemical, and biological factors and the incidence of Southern blight. *Applied Soil Ecology*, 37:202-214. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.007>

Mack MC, D'Antonio CM. 2003. Exotic grasses alter controls over soil nitrogen dynamics in a Hawaiian woodland. *Ecological Applications*, 13(1): 154-166. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0154:EGACOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0154:EGACOS]2.0.CO;2)

Martins CR, Leite LL, Haridasan M. 2004. Capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidade de conservação. *Revista Arvore* 28(5): 739-747. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000500014>

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

Moreira FMS, Siqueira JO. 2006. Microbiologia e bioquímica do solo. Editora UFLA. Universidade Federal de Lavras, MG.

Nagel, J. M., and K. L. Griffin. 2001. Construction cost and invasive potential: comparing *Lythrum salicaria* (Lythra-ceae) with co-occurring native species along pond banks. *American Journal of Botany* 88: 2252-2258. <https://doi.org/10.2307/3558387>

Pajares S, Gallardo JF, Masciandaro G, Ceccanti B, Etchevers JD. 2011. Enzyme activity as an indicator of soil quality changes in degraded cultivated acrisols in the mexican trans-volcanic belt. *Land Degradation & Development*. 22:373–381. <https://doi.org/10.1002/ldr.992>

Paul EA. 2007. Soil microbiology, ecology, and biochemistry. 3rd ed. Academic Press, New York.

Pivello RV, Carvalho VMC, Lopes PF, Peccinini AA, Rosso S. 1999. *Biotropica* 31(1): 71-82.

Pivello VR. 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 07/04/2017.

Prates HT, Oliveira AB, Leite RC, Craveiro AA. 1993. Atividade carrapaticida e composição química do óleo essencial do capim gordura. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 28(5): 621-625.

Santos VM, Maia LC. 2013. Bioindicadores de qualidade do solo. *Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica*, Recife, vol. 10, p.195-223.

Seastedt TR, Crossley DAJ, 1984. The Influence of Arthropods on Ecosystems. *BioScience* 34, 157-61. <https://doi.org/10.2307/1309750>

Stotzky G. 1965. Microbial respiration. Black CA, editor. *Methods of soil analysis*. Madison: American Society fo Agronomy. p1550-1570.

Sylvia DM, Fuhrmann JJ, Hartel PG, Zuberer DA. 1999. *Principles and applications of soil microbiology*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

Vinhal-Freitas IC, Ferreira AS, Correa AF, Wendling B. 2013. Land use impacto n microbial and biochemical indicators in agroecosystems of the Brazilian Cerrado. *Vadose Zone Journal*: 1-8.

Warton DI, Hui FKC. 2011. The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology* 92(1): 3-10. <https://doi.org/10.1890/10-0340.1>

Wedin D, Pastor J. 1993. Nitrogen mineralization dynamics in grass monocultures. *Oecologia* 96:186–192. <https://doi.org/10.1007/BF00317731>

Witkamp M, Olson JS. 1963. Breakdown of confined and non-confined oak litter. *Oikos* 14, 138-47. <https://doi.org/10.2307/3564969>

CAPÍTULO IV

EFEITO DA MANIPULAÇÃO EXPERIMENTAL DA QUANTIDADE DE SERAPILHEIRA SOBRE O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM UMA SAVANA NEOTROPICAL

Resumo

A cobertura da serapilheira sobre o solo é responsável por ajudar a manter as condições favoráveis a decomposição por regular o microclima e criar habitats para os artrópodes. Assim mudanças abruptas na quantidade da serapilheira em respostas a alterações ambientais podem afetar o processo de decomposição e consequentemente a fertilidade dos solos. Este estudo objetivou determinar o efeito da manipulação da serapilheira sobre a decomposição e comparar o efeito da exclusão dos artrópodes sobre a decomposição entre os tratamentos. O estudo foi desenvolvido em área de cerradão localizado na Estação Ecológica do Panga vegetação de Cerrado em parcelas submetidas à manipulação da serapilheira (adição, remoção e controle). A taxa de decomposição da serapilheira da espécie *Qualea grandiflora* Mart. foi determinada para os três tratamentos utilizando o método de sacos de serapilheira. Os resultados mostraram que em locais em que a serapilheira foi totalmente removida, a decomposição foi mais lenta do que nos locais de adição extra de serapilheira e controle. Este resultado foi consistente nos dois anos estudados. Além disso, a presença de macro-artrópodes acelerou a decomposição, porém o efeito da manipulação experimental da quantidade da serapilheira foi independente da presença ou ausência de macro-artrópodes. Por fim, estes resultados sugerem que mudanças abruptas na quantidade de serapilheira podem afetar a decomposição da serapilheira no ecossistema de Cerrado, não por influenciar a fauna do solo, mas outros fatores especialmente o microclima.

Palavras-chave: decomposição da serapilheira, Cerrado, exclusão de artrópodes, manipulação da serapilheira, mudanças ambientais.

Introdução

A decomposição da serapilheira é a principal via de transferência de nutrientes entre as plantas e o solo, sendo o processo chave para a manutenção e funcionamento dos ecossistemas (Swift et al. 1979). Mediada por fatores bióticos e abióticos, a decomposição é o resultado da quebra da matéria orgânica morta em dióxido de carbono, água e compostos minerais (Chapin et al. 2002). O clima, qualidade da serapilheira e a comunidade de organismos decompositores são os principais determinantes deste processo, que podem variar de acordo com as condições locais e regionais (Chapin et al. 2002, Silver & Miya 2001). Porém, é a camada da serapilheira a responsável por manter as condições favoráveis para a decomposição (Arpin et al. 1995, Sayer 2006). Isto porque a cobertura de serapilheira atua como uma camada protetora que controla a umidade do solo (Ginter et al. 1979, Villalobos-Vega et al. 2011), a temperatura (Poser 1990; Ponge et al. 1993), a erosão (Coelho-Neto 1987), a lixiviação (Mo et al. 2003), e a compactação do solo (Benkobi et al. 1993). Além disto, ela fornece habitat e substrato para macro e microorganismos do solo (Gonzalez & Zou 1999; Jordan et al. 2003).

De modo geral, os ecossistemas estão suscetíveis a mudanças na quantidade de serapilheira sobre o solo em respostas a alterações ambientais (Sayer 2006). Por exemplo, aumentos substanciais na quantidade de serapilheira depositadas sobre o solo podem ocorrer após período de secas severas, já que a queda de folhas é provocada pelo estresse hídrico (Bucci et al. 2006). Por outro lado, incêndios florestais, assim como algumas formas de manejo dos ecossistemas florestais podem ocasionar uma remoção completa da camada de serapilheira (Bustamante et al. 2012). Porém, estes cenários têm consequências opostas para os ecossistemas. O aumento na espessura da

serapilheira, por exemplo, implicaria no aumento de nutriente via adição extra de serapilheira (Sayer et al. 2006). Já a remoção completa da cobertura da serapilheira causaria a erosão dos solos e perdas de nutrientes devido à exposição do solo que promoveria contato direto com condições extremas de umidade durante estações chuvosas, bem como condições extremas opostas para períodos muito secos (Ginter et al. 1979). Por fim, isto resulta em alterações do microclima e consequentemente, na composição e abundância de artrópodes do ambiente (Sayer 2006; Sayer et al. 2006). Uma vez que estes fatores determinam, em parte, a velocidade em que os nutrientes retornam ao solo pelo processo de decomposição, a mudança na quantidade da serapilheira poderia alterar a ciclagem de nutriente nos ecossistemas.

Experimentos de manipulação da serapilheira têm sido realizados comumente para avaliar as consequências de mudanças abruptas na quantidade de serapilheira sobre o processo de decomposição (Sayer et al. 2006, Sayer & Tanner 2010, Chen et al. 2014). Em geral, os resultados destes experimentos sugerem que a adição e/ou remoção da serapilheira altera parâmetros microclimáticos, como a temperatura e umidade do solo (Villalobos-Vega et al. 2011), assim como a composição e abundância da fauna do solo (Sayer et al. 2006), os quais implicam em mudanças na decomposição da serapilheira. Isto porque o microclima influencia no processo de lixiviação e simultaneamente cria condição favorável a fauna do solo (Adl 2003), que também participa do processo, reduzindo o tamanho da material a ser decomposto e aumentando a área de exposição para a colonização de microrganismos (Chapin et al. 2002). Entretanto, a maioria destes estudos foram realizados em ecossistemas temperados, com poucas avaliações em ecossistemas tropicais.

Dentre os ecossistemas tropicais, o Cerrado é o mais rico e o mais diverso entre as savanas da América Tropical (Lewinsohn & Prado 2005). A produção da biomassa e

a decomposição da matéria orgânica são fatores chave que controlam a disponibilidade de nutrientes, uma vez que o solo dominante tem baixa disponibilidade de nutrientes, especialmente N e P, considerada a maior restrição para o crescimento da planta (Haridasan 2001). A deposição da serapilheira ocorre principalmente durante a estação seca (Bucci et al. 2008). Entretanto, devido ao mecanismo conservativo das plantas, a serapilheira produzida tem alta razão C:N e C:P apresentando baixa taxa de decomposição (Nardoto et al. 2006). Especificamente para o Cerrado, em que a disponibilidade de nutrientes nos solos é dependente da mineralização da matéria orgânica (Kozovits et al. 2007), estudos experimentais que envolvam manipulações na quantidade de serapilheira podem contribuir para melhor entender os fatores envolvidos no processo de decomposição. Principalmente porque a quantidade de serapilheira produzida é menor que à quantidade produzida em florestas tropicais que apresentam altas taxas de decomposição (Cuevas 2001; Nardoto et al. 2006; Chave et al. 2010). Diante disso, o objetivo deste estudo foi determinar o efeito da manipulação da serapilheira sobre a decomposição e comparar o efeito da exclusão dos artrópodes sobre a decomposição entre os tratamentos. O estudo foi realizado em parcelas submetidas à manipulação da serapilheira (adição, remoção e controle) em área de cerradão localizada na Estação Ecológica do Panga (EEP). Especificamente, foi testada a hipótese de que a quantidade da serapilheira afeta a decomposição e que este efeito varia em função da presença ou ausência de artrópodes entre os tratamentos.

Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Panga (EEP) que fica localizada a cerca de 30 km de Uberlândia, em Minas Gerais ($19^{\circ}10'S$ e $48^{\circ}23' O$). A REP é uma reserva biológica de 409,5 hectares contendo vários tipos de vegetação característicos da região do bioma Cerrado, incluindo desde vegetações savânicas (cerrado ralo e o cerrado sentido restrito) até vegetações florestais (cerradão e as matas de galeria) (Cardoso *et al.* 2009). O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Koppen (1948), com inverno seco e frio e verão úmido e quente. A precipitação média anual é de 1650 mm e a temperatura média anual de $23,1^{\circ}C$ (Figura 1).

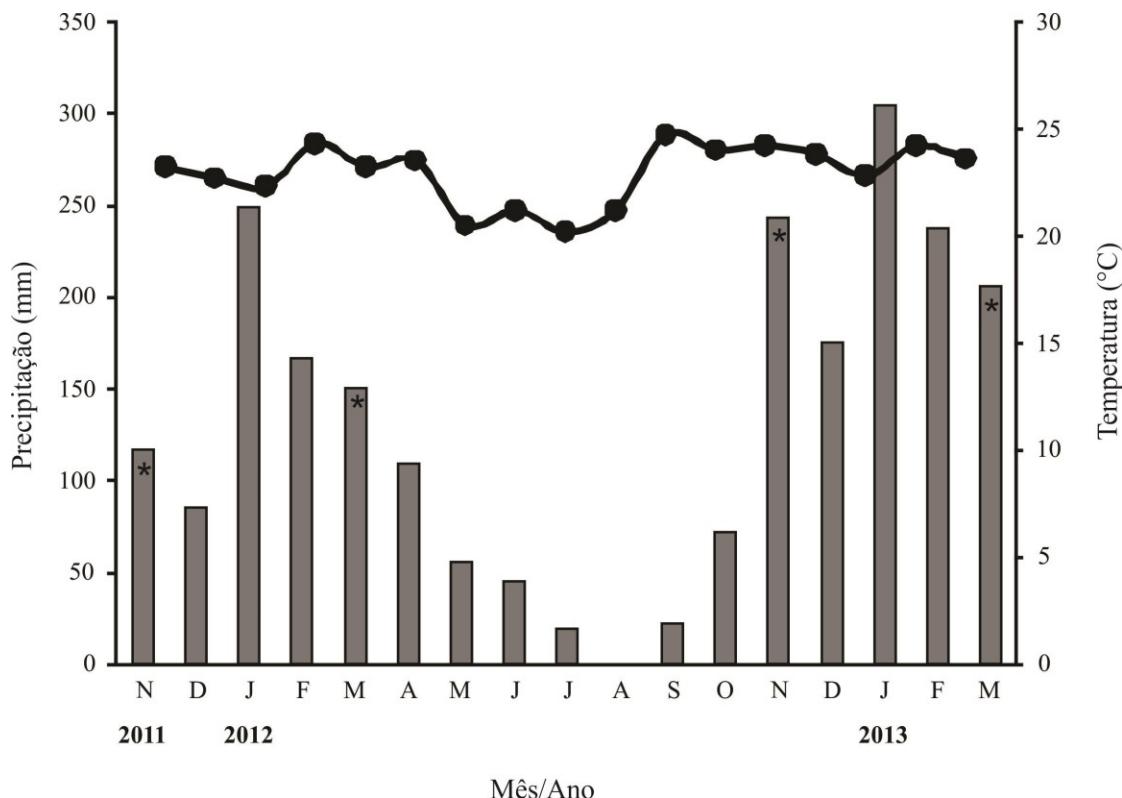


Figura 1: Precipitação (barras verticais) e temperatura média mensal (linha) em Uberlândia, MG entre novembro de 2011 a março de 2013. O asterisco (*) indica o período de início e fim do experimento de decomposição. Os dados foram cedidos pelo Laboratório de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia.

O experimento foi realizado em uma área de cerradão sobre solo mesotrófico. Esta área é caracterizada por apresentar estrato arbóreo com altura média de 8 a 20 metros. A flora típica do local é representada por espécies como *Qualea grandiflora* Mart., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Vochysia tucanorum* Mart., *Matayba guianensis* Aubl., *Virola sebifera* Aubl., *Ocotea corymbosa* (Meissn) Mez., *Ocotea pulchella* (Ness) Mez., as quais possuem os maiores valores índice de valor de importância (IVI) (Cardoso et al. 2009). Nesta área foram demarcadas 15 parcelas de 25 m² (5 x 5 m) mantendo uma distância mínima de 2 m entre elas.

Para avaliar o efeito da alteração na disponibilidade de serapilheira sobre a decomposição foi realizado um experimento de manipulação da serapilheira. Para isto foram estabelecidos três tratamentos: remoção de serapilheira, adição de serapilheira e controle. O tratamento de remoção da serapilheira correspondeu à retirada total da serapilheira das parcelas. Com auxílio do rastelo, a serapilheira de cada parcela foi removida e peneirada em peneira de malha 1 cm² para garantir a remoção apenas da serapilheira e não dos artrópodes. Já o tratamento de adição de serapilheira correspondeu ao aumento de serapilheira na parcela. Para isto, a serapilheira removida e peneirada das parcelas do tratamento de remoção foi transferida para cinco parcelas de tratamento de adição para simular o aumento da quantidade de serapilheira. As cinco parcelas restantes foram mantidas intactas correspondendo às parcelas controle. Durante o período de realização do experimento, foi realizada mensalmente a manutenção das parcelas retirando, peneirando e adicionando a serapilheira de acordo com o tratamento.

Monitoramento da profundidade

A profundidade da serapilheira foi monitorada através da mensuração da altura da camada da serapilheira com o auxílio de uma régua. Foram feitas cinco medidas da

profundidade da serapilheira em cada parcela e foi feita uma média dessas medidas. Estas medidas foram feitas aos 14, 49, 112 e 160 dias após a aplicação dos tratamentos.

Experimento de decomposição

A taxa de decomposição da serapilheira da espécie *Qualea grandiflora* Mart. foi determinada para os três tratamentos: remoção da serapilheira, adição da serapilheira e controle. A escolha desta espécie foi feita com base na sua dominância e alta representatividade nesta área de cerradão mesotrófico (Cardoso et al. 2009).

Para o experimento de decomposição foi utilizado o método de sacos de serapilheira (Witkamp & Olson 1963). Folhas mortas desta espécie foram coletadas manualmente nesta mesma área. Logo depois, o material foi colocado em estufa a 55°C até que o mesmo atingisse peso constante. Dez gramas de serapilheira seca foram colocados em sacos de decomposição de 20 cm x 24 cm, confeccionados com tela de náilon de malha 1 mm. Para avaliar a influencia dos artrópodes na decomposição da serapilheira foi feito o experimento de exclusão deles no ano de 2012, durante a estação chuvosa, com início em novembro e término em março. Para isso, no tratamento de exclusão de artrópodes foram colocadas duas bolas de naftalinas no interior de cada saco para impedir a entrada de invertebrados enquanto que nos sacos de decomposição sem exclusão artrópodes foram feito seis perfurações de 1 cm² em cada lado do saco. No total, foram feitos 105 sacos de decomposição sendo 45 com folhas de *Q. grandiflora* com exclusão de artrópodes e 60 com folhas de *Q. grandiflora* sem exclusão de artrópodes. Os sacos de decomposição de cada tratamento foram distribuídos em cada uma das 15 parcelas já descritas acima. Após 100 dias, dois sacos de decomposição de cada tipo de tratamento em cada parcela foram retirados, limpos, secos e a serapilheira novamente pesada para o cálculo da proporção da massa

remanescente. Para corrigir a perda de partículas durante o transporte foram feitos “sacos de viagem”. Estes sacos foram submetidos à simulação do trajeto de transporte dos sacos para o campo e de volta ao laboratório para avaliar a perda de material durante o transporte. O valor em gramas do material perdido foi subtraído do valor do peso inicial para o cálculo da proporção remanescente. Para avaliar o efeito da manipulação da serapilheira ao longo do tempo, este experimento foi realizado em dois anos consecutivos: 2012 e 2013, durante a estação chuvosa, com início em novembro e término em março.

Análise estatística

Para avaliar o efeito dos tratamentos (remoção e adição da serapilheira) ao longo de dois anos foi usado Análise de Variância de medidas repetidas. De modo similar, para avaliar o efeito dos tratamentos (remoção e adição da serapilheira) e da exclusão de artrópodes sobre a decomposição da serapilheira utilizou-se uma Análise de Variância de medidas repetidas. Para atender as premissas da ANOVA, os dados sobre a proporção de serapilheira remanescente após 100 dias foram transformados utilizando-se a transformação *logit* (Warton& Hui 2011). As análises estatísticas foram feitas usando o pacote estatístico *Systat* versão 12.

Resultados

Antes da aplicação dos tratamentos de remoção e adição da serapilheira, a profundidade da serapilheira entre as parcelas foram muito semelhante (Figura 2). Porém, após a primeira aplicação dos tratamentos, houve uma drástica mudança na

profundidade da serapilheira nas parcelas de tratamento. Em parcelas de adição da serapilheira resultou no aumento de 1.8 vezes a profundidade da serapilheira em relação às parcelas controle que tinham entrada natural da serapilheira. Enquanto que nas parcelas submetidas ao tratamento de remoção da serapilheira, a profundidade foi considerada igual a 0 cm após o primeiro tratamento, visto que a serapilheira era quase ausente, dificultando muito a mensuração.

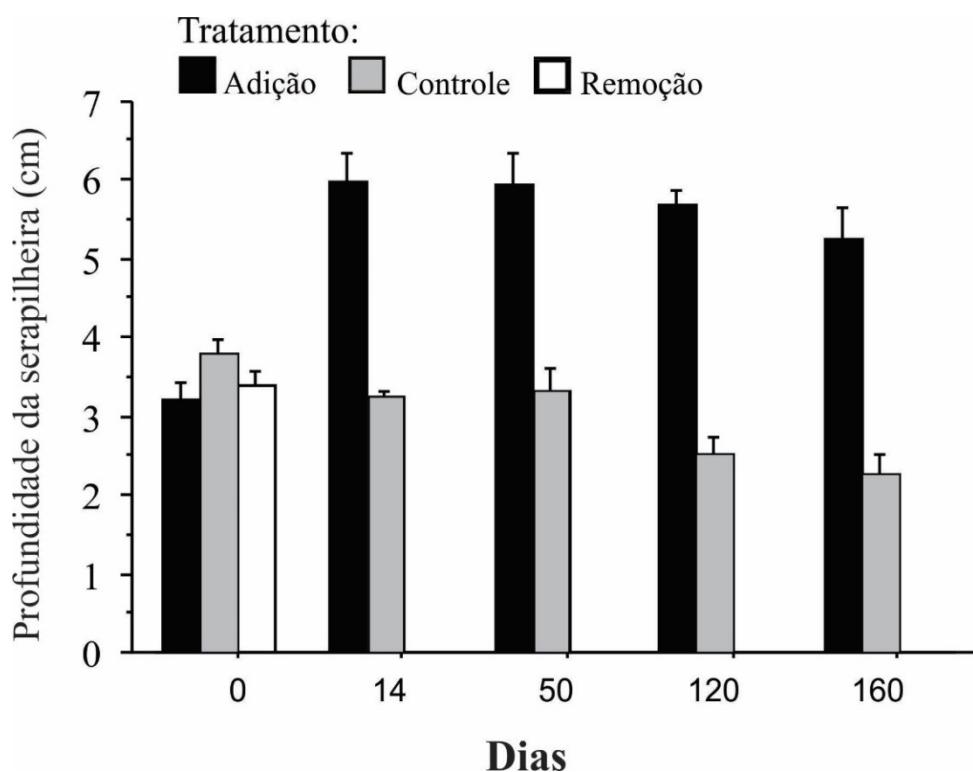


Figura 2: Diferença na profundidade da serapilheira entre os tratamentos de adição, remoção da serapilheira e controle – que receberam entrada natural de serapilheira no ano de 2012. Os valores são a média e o erro padrão.

A decomposição da serapilheira diferiu entre os tratamentos ($F_{2,12}=5.29$, $p=0.02$) sendo mais lenta na parcela de remoção da serapilheira do que nas parcelas de adição de serapilheira e controle (Figura 3). O efeito da disponibilidade da serapilheira

sobre a decomposição da serapilheira não variou entre 2012 e 2013 ($F_{2,12}=1.23$, $p=0.32$).

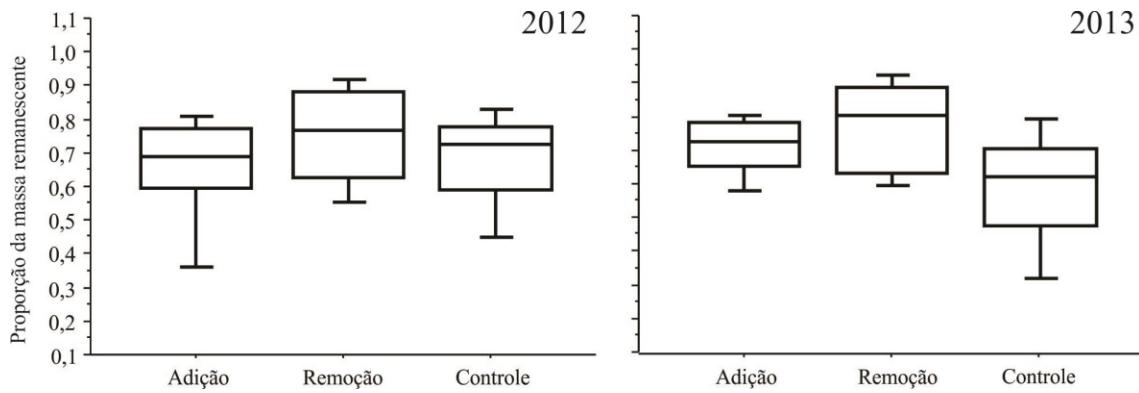


Figura 3: Proporção da massa remanescente ao longo de 100 dias para os tratamentos de adição, remoção e controle da serapilheira nos anos de 2012 e 2013. Os valores são a média ± erro padrão.

O tratamento de exclusão dos artrópodes foi significativo ($F_{1,42}= 37.1$, $p<0,001$). A decomposição da serapilheira foi mais rápida onde os artrópodes tinham livre acesso do que naqueles em que foram excluídos (Figura 3). O efeito dos tratamentos (remoção e adição da serapilheira) também foi significativo ($F_{2,42}=4.49$, $p=0.017$). Entretanto, o efeito da exclusão de artrópodes não dependeu da disponibilidade de serapilheira como indicado pela interação não significativa entre os tratamentos e a exclusão de artrópodes ($F_{2,42}=0.42$, $p=0.65$).

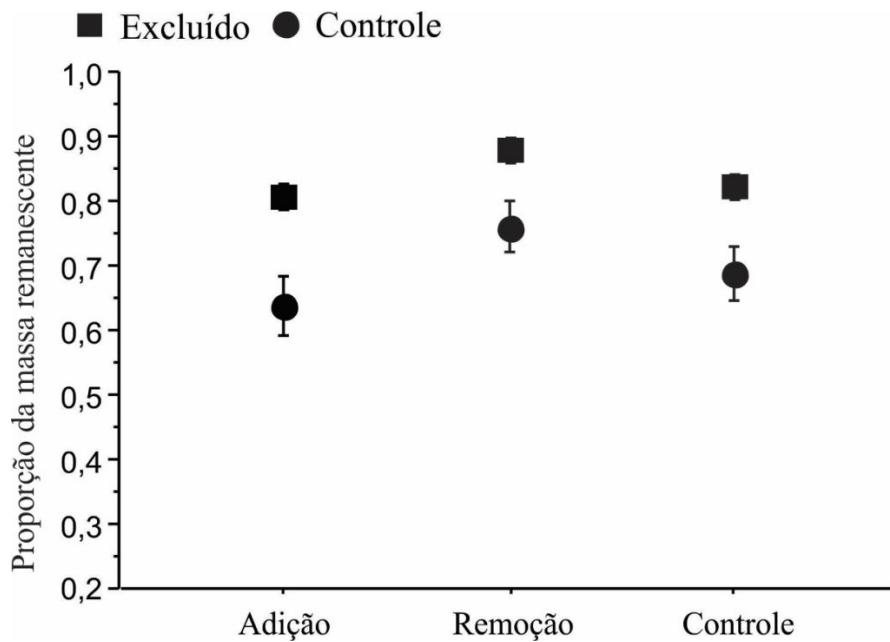


Figura 4: Efeito da exclusão dos artrópodes na proporção da massa remanescente da serapilheira após 100 dias entre os tratamentos de adição, remoção e controle da serapilheira. Os valores são a média e o erro padrão.

Discussão

Os resultados deste estudo mostram que a mudança abrupta na disponibilidade da serapilheira afeta o processo de decomposição. Em locais em que a serapilheira foi totalmente removida, a decomposição foi mais lenta do que nos locais de adição extra de serapilheira e controle. Este resultado mostrou ser consistente nos dois anos estudados. Além disto, embora a presença de macro-artrópodes tenha acelerado o processo de decomposição, foi observado que o efeito da manipulação experimental da quantidade de serapilheira foi independente da presença ou ausência de macro-artrópodes.

Os resultados sugerem que a manipulação da serapilheira afetou a decomposição por influenciar o microclima. Na ausência da cobertura de serapilheira

sobre o solo, o processo de decomposição pode ter sido prejudicado por não manter as condições microclimáticas favoráveis para realização do processo (Ponge et al. 1993, Villalobos-Vega et al. 2011). Por outro lado, a adição de serapilheira deve ter diminuído a temperatura máxima do solo e mantido sua umidade. Apesar de não ter sido feito medidas dos parâmetros microclimáticos do local, esta explicação é sustentada pelos resultados de um estudo recente de manipulação de serapilheira realizado em ecossistema de Cerrado que evidenciaram que a remoção total da serapilheira resultou no aumento da temperatura máxima do solo e a redução do conteúdo de água no solo (VillaLobos-Vega et al. 2011). Efeito similar também foi mostrado para outros ecossistemas (Sayer 2006; Sayer et al. 2006; Chen et al. 2014), que de modo geral, também destacam a importância da camada de serapilheira no solo sobre a decomposição da serapilheira.

Em consequência da alteração do microclima, os resultados também indicam que as mudanças na quantidade da serapilheira podem afetar a decomposição por influenciar a comunidade decompositora do solo. Comparado às parcelas controle, a remoção total da serapilheira diminuiu a taxa de decomposição. Isto porque a remoção total da serapilheira ao alterar o microclima além de influenciar o processo de lixiviação, pode afetar simultaneamente a composição e atividade microbiana do solo (Li et al. 2004; Vasconcelos et al. 2004). Isto porque remoção da serapilheira pode afetar a comunidade microbiana no solo por diminuir a quantidade de matéria orgânica depositada no solo o qual resulta em menores taxas de respiração do solo (Li et al. 2004; Vasconcelos et al. 2004). Em contrapartida, a taxa de decomposição das parcelas submetidas à adição de serapilheira não diferiu das parcelas controle - que receberam entrada normal de serapilheira. A ausência deste efeito também pode estar relacionada à atividade dos microrganismos do solo. Estes resultados contrastam com outros

estudos na literatura que mostram que a adição de serapilheira acelera o processo de decomposição por diminuir a temperatura máxima do solo e aumentar o conteúdo de água e assim, favorecendo a fauna do solo (Villalobos-Vega et al. 2011; Chen et al. 2014). A ausência deste efeito sugere que a adição de N não influenciou a atividade microbiana do solo indicando que a cobertura natural da serapilheira seja a proteção adequada ao solo. Isto porque a adição de serapilheira não provocou mudanças drásticas na temperatura e umidade do solo comparado ao controle como nos locais submetidos à remoção total da serapilheira.

Apesar de o efeito ter sido consistente entre os dois anos do experimento, a taxa de decomposição da serapilheira no segundo ano nos locais sob adição de serapilheira mostrou uma tendência a ser mais lenta que das parcelas controle. Isto pode estar relacionado com a diferença no volume de chuva no período em que transcorreu o experimento em 2012 e 2013 (novembro a março) (ver Figura 1). Isto indica que as variações no padrão de precipitação podem interferir na resposta do ecossistema a aumento da quantidade e produção na serapilheira. Entretanto, é importante destacar que este estudo tem uma limitação que é um prazo relativamente curto – dois anos – para avaliar o efeito da mudança da disponibilidade de serapilheira em longo prazo sob variações temporal natural. Assim, experimentos subsequentes neste local são necessários para confirmação desta possível relação entre a precipitação e adição de serapilheira, principalmente se levarmos em consideração que em ecossistemas de cerrado a decomposição e mineralização ocorrem primariamente durante a estação chuvosa (Oliva et al. 1993, Silva 2009; Nardoto & Bustamante 2003).

Já a cobertura da serapilheira não mostrou interferir no efeito dos artrópodes sobre a decomposição da serapilheira. Isto porque o efeito dos artrópodes não foi diferente entre os tratamentos de adição e remoção da serapilheira e parcelas controle.

Porém, a decomposição da serapilheira foi mais rápida em sacos de serapilheira em que os artrópodes tinham livre acesso independente da presença ou não da camada de serapilheira sobre o solo. Isto indica que a decomposição da serapilheira parece depender mais de outros fatores não manipulados neste estudo, como microclima e microrganismos do solo, do que dos artrópodes. Isto é consistente, por exemplo, com o fato de que o clima e a qualidade da serapilheira tenham sido listadas como os maiores controladores da decomposição da serapilheira em escala global como já descrito por estudos anteriores (Swift et al. 1979; Silver & Miya 2001; Garcia-Palacios et al. 2013), e que a fauna do solo exerce maior influência na decomposição em florestas tropicais úmidas (Garcia-Palacios et al. 2013).

Por fim, estes resultados indicam que mudanças abruptas na quantidade de serapilheira podem afetar diretamente a ciclagem de nutrientes por influenciar o processo de decomposição da serapilheira no ecossistema de Cerrado. Em particular, foi observado que a remoção completa da camada da serapilheira diminui a taxa de decomposição. Além disso, o experimento de exclusão de artrópodes indica que a presença e/ou ausência destes organismos não teve interação com o tratamento de manipulação da quantidade de serapilheira, indicando que outros fatores, especialmente o microclima, foram os responsáveis pelos padrões observados. Por fim, estes resultados indicam que a adição e remoção da serapilheira implicam em mudanças significativas na dinâmica de nutrientes no Cerrado sugerindo uma avaliação mais detalhada das generalidades encontradas neste estudo.

Referências bibliográficas

- Adl SM. 2003. *The ecology of soil decomposition*. CABI Publishing. Cambridge MA, USA. 335p. <https://doi.org/10.1079/9780851996615.0000>

- Arpin P, Ponge JF, Vannier G. 1995. Experimental modifications of litter supplies in a forest mull and reaction of the nematode fauna. *Fundamental and Applied Nematology* 18, 371–389.
- Benkobi L, Trlica MJ, Smith JL. 1993. Soil loss as affected by different combinations of surface litter and rock. *Journal of Environmental Quality* 22, 657–661. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200040003x>
- Bucci SJ, Scholz FG, Goldstein G, Meinzer FC, Franco AC, Campanello PI, Villalobos-Vega R, Bustamante M, Miralles-Wilhelm F. 2006. Nutrient availability constrains the hydraulic architecture and water relations of savanna trees. *Plant, Cell and Environment* 29(12):2153–2167. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01591.x>
- Bucci SJ, Scholz FG, Goldstein G, Hoffmann WA, Meinzer FC, Franco AC, Giambelluca T, Miralles-Wilhelm F. 2008. Controls on stand transpiration and soil water utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(6-7): 839–849. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.11.013>
- Bustamante MMC, Nardoto GB, Pinto AS, Resende JCF, Takahashi FSC, Vieira LCG. 2012. Potencial of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* 72: 655-671. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400005>
- Cardoso E, Moreno MIC, Bruna EM, Vasconcelos H. L 2009. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. *Caminhos de Geografia* 10, 254 - 68.
- Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer.United States of America, USA. 423p.
- Chave J, Navarrete D, Almeida S, Alvarez E, Aragao LEO C, Bonal D, Chatelet P, Silva-Espejo J, Goret J, Hildebrand P. 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences* 7:43–55. <https://doi.org/10.5194/bg-7-43-2010>
- Chen H, Gurmesa GA, Liu L, Zhang T, Fu S, Liu Z, Dong S, Ma C &Mo J, 2014. Effects of Litter Manipulation on Litter Decomposition in a Successional Gradients of Tropical Forests in Southern China. *Plos One* 9(6): 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099018>
- Coelho Netto, AL. 1987. Overland flow production in a tropical rain forest catchment: the role of litter cover. *Catena* 14, 213–231. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(87\)80019-X](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(87)80019-X)
- Cuevas E. 2001. Soil versus biological controls on nutrient cycling in terra firme forests. In MCCLAIN, ME., VICTORIA, RL. and RICHEY, JE. *The biogeochemistry of the Amazon Basin*. New York: Oxford University Press. p. 53-67.
- Garcia-Palacios P, Maestre FT, Kattge J & Wall DH. 2013. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology Letters* 16(18): 1045-1053. <https://doi.org/10.1111/ele.12137>
- Ginter DL, Mcleod KW & Sherrod C, 1979. Water stress in longleaf pine induced by litter removal. *Forest Ecology and Management* 2, 13–20. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(79\)90033-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(79)90033-1)

- Gonzalez G, Zou X. 1999. Plant and litter influences on earthworm abundance and community structure in a tropical wet forest. *Biotropica* 31, 486–493. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00391.x>
- Haridasan M. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. In MCCLAIN, ME., VICTORIA, RL. and RICHEY, JE. *The biogeochemistry of the Amazon Basin*. New York: Oxford University Press. p. 68-83.
- Jordan D, Ponder F JR. & Hubbard VC, 2003. Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. *Applied Soil Ecology* 23,33–41. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00003-9](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00003-9)
- Kozovits AR, Bustamante MMC, Garofalo C R, Bucci S, Franco AC, Goldstein G &Meinzer FC, 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Funcional Ecology* 21, 1034-1043. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>
- Lewinsohn TM, Prado PI. 2005. How many species are there in brazil? *Conservation Biology* 19 (3): 619-624. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00680.x>
- Li Y, Xu M, Sun OJ, Cui W. 2004. Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ efflux and microbial biomass in wet tropical forests. *Soil Biology Biochemistry* 36:2111-2114. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.003>
- Mo J, Brown S, Peng S, Kong G. 2003. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management* 175, 573–583. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00220-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00220-7)
- Nardoto GB, Bustamante MMC. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38(8): 955-962. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>
- Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA. 2006. Nutrient use efficiencyatecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impactsoffire. *Journalof Tropical Ecology* 22: 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- Oliva L, Mazzarino MJ, Nunez G, Abril A, Acosta M. 1993. Dinamica Del nitrogeno y del agua del suelo e nun desmonte selectivo em el Chaco arido argentino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 28(6): 709-718.
- Poser T. 1990. The influence of litter manipulation on the centipedes of a beech wood. In 7th International Congresson Myriapods (ed. A. Minelli), pp. 235–245. Brill, Leiden.
- Ponge JF, Arpin P, Vannier G. 1993. Collembolan response to experimental perturbations of litter supply in a temperate forest ecosystem. *European Journal of Soil Science* 29, 141–153.
- Sayer EJ, 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*. 81: 1-31. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006846>
- Sayer EJ, Tanner EVJ, Lacey AL, 2006. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. *Forest Ecology and Management* 229: 285–293. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.007>

- Sayer EJ, Tanner EVJ. 2010. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology* 98: 10-22. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01680.x>
- Silva LVB. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de Cerrado. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia.61p.
- Silver WL, Miya RK. 2001. Global patterns in root decomposition comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129: 407-419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Swift MJ, Heal OW & Anderson JM. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press, Berkley, CA.
- Vasconcelos SS, Zarin DJ, Capanu M, Littell R, Davidson EA, Ishida FY, Santos EB, Araujo MM, Aragao DV, Rangel-Vasconcelos LGT, Oliveira FD, McDowell WH, De Carvalho CJR. 2004. Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest. *Global Biogeochemical Cycles* 18: 1-10. <https://doi.org/10.1029/2003GB002210>
- Villalobos-Vega R, Goldstein G, Haridasan M, Franco AC, Miralles-Wilhelm F, Scholz FG, Bucci SJ. 2011. Leaf litter manipulations alter soil physicochemical properties and tree growth in a Neotropical Savanna. *Plant Soil* 346: 385-397. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0860-5>
- Warton DI, Hui FKC. 2011. The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology* 92(1): 3-10. <https://doi.org/10.1890/10-0340.1>
- Witkamp M. & Olson JS, 1963. Breakdown of confined and non-confined oak litter. *Oikos* 14, 138-47. <https://doi.org/10.2307/3564969>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo determinou o impacto de alterações ambientais sobre a decomposição da serapilheira. De acordo com a literatura, estas mudanças podem alterar a dinâmica de nutrientes nos ecossistemas tendo sua estrutura e funcionalidade modificada, principalmente no Cerrado. Isto porque este ecossistema é caracterizado pela baixa disponibilidade de nutrientes e o processo de decomposição é a principal via de entrada de nutrientes.

Em geral, os resultados deste trabalho mostram que as alterações ambientais afetam os principais fatores controladores do processo de decomposição: a qualidade da serapilheira, a atividade dos decompósitos e o microclima. Os resultados encontrados no experimento de fertilização, por exemplo, mostraram que adição de N alterou a qualidade da serapilheira por aumentar a concentração de N na serapilheira produzida por gramíneas. Já a mais rápida decomposição em parcelas de sujeitas a alta adição de N indicou maior atividade microbiana do solo.

A invasão de espécies exóticas também mostrou mudar a qualidade da serapilheira que é depositada no solo. Entretanto, a diferença no teor de N não foi determinante para a mais rápida decomposição. Isto indica que outros parâmetros de qualidade da serapilheira podem explicar melhor as diferenças na taxa de decomposição entre elas, como o conteúdo de lignina da serapilheira, que é um dos preditores da taxa de decomposição. Além disso, atividade microbiana do solo aumentou nestes locais. Na presença da gramineia exótica invasora *M. minutiflora*, a decomposição da serapilheira foi mais rápida por aumentar a atividade da enzima β -glicosidase e *B. decumbens* por aumentar carbono microbiano do solo. Como a decomposição da serapilheira é controlada primeiramente pela ação de microrganismos

decompositores, a presença de espécies de gramíneas invasoras pode comprometer o fluxo de nutrientes por alterar a composição da vegetação e assim as condições nutricionais do solo.

Por fim, a camada da serapilheira mostrou influenciar a decomposição não por mudar a fauna do solo, mas por alterar o microclima para a comunidade microbiana do solo. Isto porque a remoção total da serapilheira tornou a decomposição mais lenta nestes locais comparados aqueles de adição extra e controle.

REFERENCIAS COMPLEMENTARES

- Aber JD, Melillo JM. 1991. Terrestrial ecosystems Saunders College Publishing: Philadelphia.
- Aerts R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and the decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos* 79: 439449. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Alvarez-Sanchez J, Enriquez RB. 1996. Leaf Decomposition in a Mexican Tropical Rain Forest. *Biotropica* (28) 4: 657-667. <https://doi.org/10.2307/2389052>
- Araújo ASF, Monteiro RTR. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Bioscience Journal* 23(3): 66-75.
- Berg B, Berg MP, Bottner P, Box E, Breymeyer A, Calvo de Anta R, Couteaux M, Escudero A, Gallardo A, Kratz W, Madeira M, Malkonen E, McClaugherty C, Meentemeyer V, Munoz F, Piussi P, Remacle J, Virzo de Santo A. 1993. Litter mass loss rates in pine forests of europe and eastern united states: some relationships with climate and litter quality source: *Biogeochemistry* 20(3): 127- 159. <https://doi.org/10.1007/BF00000785>
- Bustamante MMC, Martinelli LA, Silva DA, Camargo PB, Klink CA, Domingues TF, Santos RV. 2004. N-15 natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savanas (cerrado). *Ecological Applications* 14: 200-213. <https://doi.org/10.1890/01-6013>
- Bustamante MMC, Medina E, Asner GP, Nardoto GB, Garcia-Montiel DC. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochemistry* 79: 209-237. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9006-x>
- Bustamante MMC; Nardoto GB, Jacobson TKB. 2011. Ciclagem de nitrogênio em áreas nativas de Cerrado: influência do fogo e da adição de nutrientes. In: Mauro Lambert Ribeiro. (Org.) Reserva Ecológica do IBGE: Biodiversidade Terrestre. 1ºed. Rio de Janeiro: IBGE, v. 1, p. 247-259
- Chapin III FS, Matson PA, Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer.United States of America, USA. 423p.
- Clark CM, Tilman D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to Prairie grasslands. *Nature* 451: 712-715. <https://doi.org/10.1038/nature06503>
- Doran, J.W., and T.B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In J.W. Doran et al., editors, Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison, WI. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recente trends, questions and potential solutions. *Science* 320: 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Hawkes CV, Wren IF, Herman DJ, Firestone MK. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters* 8:976–985. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00802.x>

- Hobbie SE, Vitousek PM. 2000. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian Forests. *Ecology* 81 (7): 1867-1877. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1867:NLODIH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1867:NLODIH]2.0.CO;2)
- Houlton B, Sigman DM, Hedin LO. 2006. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 103: 8745-8750. <https://doi.org/10.1073/pnas.0510185103>
- Jacobson TKB, Bustamante MMC, Kozovits AR. 2011. Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and n release in a Brazilian Cerrado under N, P And N plus P additions. *Environmental Pollution* 159: 2236-2242. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.019>
- Kemp PRDGW, Clenton EO, James FR, Ross AV. 1994. Effects of elevated CO₂ and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil* 165:115–127. <https://doi.org/10.1007/BF00009968>
- Knorr M, Frey SD, Curtis PS. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology* 86:3252-3257. <https://doi.org/10.1890/05-0150>
- Kozovits AR, Bustamante MMC, Garofalo CR, Bucci S, Franco AC, Goldstein G, Meinzer FC. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical savanna. *Functional Ecology* 21: 1034-1043. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>
- Lavelle P, Blanchart E, Martin A, Martin S. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25:130–150. <https://doi.org/10.2307/2389178>
- Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33:3–16.
- Liao C, Peng R, Luo Y, Zhou X, Wu X, Fang C, Chen J, Li B. 2007. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist* 177: 706-714. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>
- Liu C, Berg B, Kutsch W, Westman CJ, Ilvesniemi H, Shen X, Shen G, Chen C. 2006. Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. *Global Ecology and Biogeography*. 15, 438-44. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00251.x>
- Liu P, Sun OJ, Huang J, Li L, Han X. 2007. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China. *Biology and Fertility of Soils* 44: 211- 216. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0195-9>
- Manning P, Saunders M, Bardgett RD, Bonkowski M, Bradford MA, Ellis RJ, Kandeler E, Marhan S, Tscherko D. 2008. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil biology & Biochemistry* 40: 688-698. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.023>
- Martinelli LA, Ometto JPHB, Ferraz ES, Victoria RL, Camardo PB, Moreira MZ. 2009. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. Oficina de Textos. São Paulo-SP. 144p.
- Moretto AS, Distel RA, Didone NG. 2001. Decomposition and nutrient dynamic of leaf litter and roots from palatable and unpalatable grasses in a semiarid grassland. *Applied Soil Ecology*. 18, 31–37. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00151-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00151-2)

- Myers N, Mitterneier RA, Mittermeier CG, Fonseca, GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nardoto GB, Bustamante MMC. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38(8): 955-962. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000800008>
- Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22: 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>
- Nardoto GB, Quesada CA, Patiño S, Saiz G, Baker TR, Schwarz M, Schrödt F, Feldpausch TR, Domingues TF, Marimon BS, Marimon Junior BH, Vieira ICG, Silveira M, Bird MI, Phillips OL, Lloyd J, Martinelli LA. 2014. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen cycling characteristics as inferred from plant and soil ^{15}N : ^{14}N measurements. *Plant Ecology and diversity*: 7:1-2, 173-187. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.807524>
- Oliva L, Mazzarino MJ, Nunez G, Abril A, Acosta M. 1993. Dinámica del nitrógeno y del agua del suelo en un desmonte selectivo en el Chaco arido argentino. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 28(6): 709-718.
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Oliveira PS, Marquis RJ, editors. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York. P 91-120.
- Pajares S, Gallardo JF, Masciandaro G, Ceccanti B, Etchevers JD. 2011. Enzyme activity as an indicator of soil quality changes in degraded cultivated acrisols in the Mexican trans-volcanic belt. *Land Degradation & Development*. 22:373–381. <https://doi.org/10.1002/ldr.992>
- Parton W, Silver WL, Burke IC, Grassens L, Harmon ME, Currie WS, King JY, Adair EC, Brandt LA, Hart SC, Fasth B. 2007. Globalscale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315: 361-364. <https://doi.org/10.1126/science.1134853>
- Sayer EJ, 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*. 81: 1-31. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006846>
- Sayer EJ, Tanner EVJ, Lacey AL, 2006. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. *Forest Ecology and Management* 229: 285–293 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.007>
- Sayer EJ, Tanner EVJ. 2010. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology* 79: 10-22. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01680.x>
- Silva LVB. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de Cerrado. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia.61p.
- Silva MRSS. 2012. Diversidade de comunidades bacterianas de solo de Cerrado em resposta a diferentes alterações dos ecossistemas. Tese de doutorado. Universidade de Brasília.

- Silver WL, Myia R. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisonsof climate and litter quality effects. *Oecologia* 129: 407-419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackwell Scientific, Oxford.
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70 (1): 97-104. <https://doi.org/10.2307/1938416>
- Valentin MW, Cianciaruso MV, Batalha MA. 2008. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. *Brazilian Journal of Biology*, 68(3): 459-465. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000300002>
- Villalobos-Vega R, Goldstein G, Haridasan M, Franco AC, Miralles-Wilhelm F, Scholz FG, Bucci SJ. 2011. Leaf litter manipulations alter soil physicochemical properties and tree growth in a Neotropical Savana. *Plant Soil* 346: 385-397. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0860-5>
- Vinhal-Freitas IC, Ferreira AS, Correa AF, Wendling B. 2013. Land use impacto n microbial and biochemical indicators in agroecosystems of the Brazilian Cerrado. *Vadose Zone Journal*: 1-8.
- Vitousek PM, Turner DR, Parton WJ, Sanford RL. 1994. Litter decomposition on the mauna loa environmental matrix, hawai'i: patterns, mechanisms, and models. *Ecology* 75 (2): 418-429. <https://doi.org/10.2307/1939545>
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-750. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)
- Whendee LS, Miya KM. 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129:407–419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Yahdjian L, Gherardi L, Sala OE. 2011. Nitrogen limitation in arid-subhumid ecosystems: A meta-analysis of fertilization studies. *Journal of Arid Environments* 75: 675-680. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.003>
- Zhang D, Hui D, Luo Y, Zhou G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1(2): 85-93. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>