

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA**  
**Curso de Pós Graduação em Ecologia e Conservação de**  
**Recursos Naturais**

**ESTUDOS ECOLÓGICOS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DE**  
**SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

**LAURA VÍVIAN BARBOSA SILVA**

**2009**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**LAURA VÍVIAN BARBOSA SILVA**

**ESTUDOS ECOLÓGICOS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO  
DE SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de  
Uberlândia como parte das exigências para a obtenção  
do título de Mestre em Ecologia e Conservação de  
Recursos Naturais

Orientador

Prof. Dr. Heraldo Luís de Vasconcelos

UBERLÂNDIA

Fevereiro – 2009

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

---

S586e Silva, Laura Vívian Barbosa, 1984-

Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de cerrado / Laura Vívian Barbosa Silva. - 2009.

60 f. : il.

Orientador: Heraldo Luís de Vasconcelos.

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

Inclui bibliografia.

1. Ecossistemas - Teses. 2. Cerrados - Teses. I. Vasconcelos, Heraldo Luís de. II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574.4

---

**LAURA VÍVIAN BARBOSA SILVA**

**ESTUDOS ECOLÓGICOS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO  
DE SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de  
Uberlândia como parte das exigências para a obtenção  
do título de Mestre em Ecologia e Conservação de  
Recursos Naturais

Prof. Dr. José Henrique Schoereder \_\_\_\_\_

Prof. Dr. Glein Monteiro de Araújo \_\_\_\_\_

Prof. Dr. Heraldo Luís de Vasconcelos \_\_\_\_\_

Orientador

UBERLÂNDIA

Fevereiro – 2009

Dedico este trabalho  
aos meus queridos pais  
e minha irmã.

## AGRADECIMENTOS

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

À minha mãe Elizane, meu pai Dimas e minha irmã Lais pelo amor, carinho, paciência e incentivo, que apesar de longe, estão em pensamento sempre perto de mim. Amo vocês!

Ao meu orientador Prof. Dr. Heraldo Luís de Vasconcelos pela paciência, amizade, confiança, incentivo e orientação que me ajudou a terminar com êxito mais esta etapa da minha vida.

À FAPEMIG pelo apoio financeiro ao projeto integrado de pesquisa: “Efeito da fertilização com nitrogênio sobre as taxas de decomposição e herbivoria em plantas do Cerrado”.

Aos membros da banca Profs. Drs. José Henrique Schoereder e Glein Monteiro Araújo pelas críticas e sugestões.

Aos técnicos do Laboratório de Análise de Solos da UFU pela disponibilidade e boa vontade de me ajudar nas análises de nutrientes.

A turma do laboratório: Alan, Ana Cláudia, Cauê, Daniela Alves, Ernane, Fabiane, Inácio, Pedro, Renata e Ricardo pelo apoio no campo e no laboratório, e principalmente pela convivência animada no campo e nos churrascos.

Á Doris por ter dedicado uma parte do seu tempo para costurar as bolsas de serapilheira usadas no experimento. Muito obrigada!

Aos meus amigos e irmãos Jorge e Alessandra, que mesmo distante continuam me apoiando e incentivando.

As minhas grandes amigas e companheiras Iasmine, Daniela e Carolina pela ajuda no laboratório e em casa montando os sacos de decomposição. Obrigada pela amizade e convivência animada, com muitas gargalhas e farras. Adoro vocês!



## ÍNDICE

RESUMO .....	viii
ABSTRACT .....	ix
INTRODUÇÃO GERAL .....	01
 <b>CAPÍTULO I: Efeito da adição de nitrogênio na decomposição da serapilheira em vegetação de Cerrado</b>	
1. Resumo .....	07
2. Introdução .....	08
3. Material e Métodos .....	11
3.1 Local de estudo .....	11
3.2 Tratamento de fertilização .....	12
3.3 Experimento de decomposição .....	13
3.4 Análise química da serapilheira .....	14
3.5 Análise estatística .....	15
4. Resultados .....	15
5. Discussão .....	18
6. Conclusão .....	20
7. Referências bibliográficas .....	21
 <b>CAPÍTULO II: Efeito da herbivoria por saúvas sobre a decomposição da serapilheira em vegetação de Cerrado</b>	
1. Resumo .....	26
2. Introdução .....	27
3. Material e Métodos .....	31
3.1 Local de estudo .....	31
3.2 Índice de palatabilidade de espécies de plantas para saúva .....	32
3.3 Experimento de decomposição .....	33
3.4 Análise química da serapilheira .....	35

3.5 Análise estatística.....	36
4. Resultados.....	37
5. Discussão.....	46
6. Conclusão.....	50
7. Referências bibliográficas.....	51
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMPLEMENTARES.....	57

## RESUMO

Silva, Laura V. B. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição de serapilheira em vegetação de cerrado. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU. Uberlândia MG. 60p.

Na maioria dos ecossistemas, 50 a 80% de nutrientes do solo são liberados pela decomposição da serapilheira que é afetada principalmente pelas condições ambientais, qualidade da serapilheira e comunidade decompositora. Entretanto, há outros fatores que podem atuar neste processo. Os objetivos deste estudo foram determinar experimentalmente os efeitos do aumento da deposição de N no solo na decomposição da serapilheira e determinar se existe uma relação entre a herbivoria por saúvas e a taxa de decomposição em plantas do Cerrado. A taxa de decomposição foi estimada com o uso de sacos de decomposição contendo 10g de serapilheira. Estes sacos de decomposição foram distribuídos na superfície do solo em dois tipos de vegetação do cerrado na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG) em outubro de 2007. As folhas mortas das espécies foram secas em estufa e pesadas para determinar a proporção da massa foliar remanescente. Para investigar o efeito da adição de N no solo, os sacos de decomposição foram distribuídos em 15 parcelas localizadas em área de campo cerrado e submetidas a um dos três tratamentos: controle, e adição moderada ou elevada de N. Para avaliar a relação entre a herbivoria por saúvas e a taxa de decomposição em plantas do Cerrado, a taxa de decomposição foi comparada entre espécies muito ou pouco cortadas pelas saúvas em uma área de cerrado denso. Análises químicas foram feitas das folhas das espécies estudadas para comparação de conteúdo inicial e para verificar a dinâmica de nutrientes ao longo do processo de decomposição. A adição de N no solo não afetou a taxa de decomposição em nenhuma das espécies. Isto indica que o N não é fator mais limitante para a comunidade decompositora. De forma geral não houve relação entre a palatabilidade da planta às saúvas e a taxa de decomposição. Isto talvez seja explicado pelo fato de que a taxa de decomposição esteve correlacionada aos teores de P e estes não variaram em função da palatabilidade da planta às saúvas. Plantas mais palatáveis tinham um maior concentração de N e menor razão lignina:N; porém, nem o conteúdo de N e nem a razão lignina:N foram bom preditores da taxa de decomposição das espécies estudadas.

**Palavras-chave:** decomposição da serapilheira, fertilização, nitrogênio, herbivoria, *Atta laevigata*

## ABSTRACT

In most ecosystems, 50 to 80% of the soil nutrients are originated from litter decomposition. The rate of litter decomposition is affected mostly by the environmental conditions, litter quality and the decomposer community. However, there are other factors that can influence on litter decomposition. The aim of this study was (a) to determine experimentally the effects of increased nitrogen deposition on litter decomposition and, (b) determine if there is a relationship between plant palatability to leaf-cutter ants and litter decomposition. The rate of decomposition was estimated using litterbags containing 10g of leaf litter. These litterbags were distributed on the soil surface in two types of cerrado (savanna) in the Estação Ecológica do Panga in October 2007. The dead leaves of the species were dried and weighed to determine the fraction of leaf mass remaining. To investigate the effect of N deposition on decomposition, litterbags were distributed in 15 plots in cerrado ralo among three treatments: control, high N and low N input. To evaluate the relationship between plant palatability to leaf-cutter ants and litter decomposition, decay rate was compared between highly palatable and poorly palatable species in an area of cerrado denso. Initial concentrations of N, P e lignin were measured from the leaves of the species studied to compare the initial nutrient contents, and to analyze the dynamics of nutrients during the decomposition process. Soil N addition did not affect litter decomposition for none of the three species studied, although they did differ in the concentration of N, P and lignin. This suggests that eventual changes caused in the availability of soil N to the decomposer community were not strong enough to affect decomposition. Overall, there was no significant relationship between plant palatability to leaf-cutter ants and litter decomposition. This may be explained because litter decomposition was correlated with P concentrations, and these did change according to plant palatability to leaf-cutter ants. Highly palatable plants presented a higher concentration of N and a lower lignin:N ratio. However, neither of these parameters were good predictors of litter decomposition for the species studied.

**Key-words:** litter decomposition, fertilization, nitrogen, herbivory, *Atta laevigata*

## INTRODUÇÃO GERAL

O fluxo de nutrientes e energia são processos essenciais para o funcionamento e manutenção de ecossistemas terrestres (Chapin III et al 2002). Em solos pobres em nutrientes, como é o caso de muitos ecossistemas tropicais, a produtividade e a sustentabilidade do sistema dependem da ciclagem interna de nutrientes (Aber & Melillo 1991). A decomposição da serapilheira é a principal via de entrada de nutrientes nesses ecossistemas. Muita da produção primária acima do solo retorna ao solo como serapilheira. A maior parte dela é constituída principalmente de material vegetal como folhas, ramos, caules, flores e frutos (Mamilov & Dilly 2007) sendo o material foliar o mais expressivo em quantidade de nutrientes (Meguro et al. 1979). Dessa forma, este processo é fundamental para a contínua ciclagem de nutrientes, pois influencia a fertilidade dos solos (Lavelle et al. 1993) que é um dos fatores limitantes para o desenvolvimento de ecossistemas pobres em nutrientes (Vitousek & Sanford, 1986).

Mediada por fatores bióticos e abióticos, a decomposição da serapilheira é o resultado da quebra da matéria orgânica morta em dióxido de carbono, água e componentes minerais (Chapin III 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 a 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. E por último, 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 microbiana (Chapin III *et al* 2002). A atuação desses processos envolve grande número e variedade de fatores, como parâmetros do clima, qualidade da serapilheira e 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).

Comparações em escala global sugerem que o clima controla a decomposição (Aerts 1997). 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), desde lenta em florestas temperadas onde há baixas temperaturas e precipitação (Aerts 1997), e 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). Em regiões tropicais, como esses fatores favorecem a decomposição, é possível que dentro desta região climática haja uma mudança na ordem dos fatores controladores no processo de decomposição (Berg *et al.* 1993). Assim, o clima deixaria de ser o principal determinante do processo de decomposição, fazendo da qualidade da serapilheira o principal controlador 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 a porcentagem 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 microbial, 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 & Mellilo 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 a energia liberada durante a degradação de compostos de alta qualidade como os açúcares (Aber & Mellilo 1991).

Os nutrientes da serapilheira e concentrações de frações de carbono, como a lignina, têm sido identificados como indicadores de qualidade da serapilheira. A relação entre algumas dessas substâncias tem sido usadas para explicar diferenças entre a velocidade de decomposição de materiais orgânicos. Muitos trabalhos mostram que a qualidade do substrato influencia a taxa de decomposição (Barbhuiya *et al.* 2008; Castanho & Oliveira, 2008). Alguns trabalhos, em particular, propõem que a primeira fase do processo de decomposição seria regulada pelo conteúdo de nutrientes, enquanto que a segunda fase seria regulada pela lignina (Berg & Agren 1984). A razão C:N é um índice bastante utilizado como preditor da taxa de decomposição, e foi proposto em 1920 (Waksman & Tenney 1928). Alguns estudos têm mostrado que a quantidade inicial de lignina ou a razão lignina:N ou lignina:P também é um bom preditor do processo de decomposição e está inversamente relacionada com as taxas de

decomposição (Mellilo *et al* 1982, Vitousek *et al* 1994). No entanto, ainda é duvidosa a eficácia de cada um desses parâmetros, apesar deles serem considerados como bom preditores das taxas de decomposição.

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 digerir 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 III *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 sugeria 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.

Além desses fatores determinarem, em parte, a velocidade em que os nutrientes retornam ao solo pelo processo de decomposição, a ciclagem de nutrientes pode ser alterada por processos do ecossistema, como por exemplo, a herbivoria. Além de consumir de 10-20% da produção primária líquida anual, os herbívoros podem ter fortes impactos nos ecossistemas (Seastedt & Crossley Jr 1984). Eles podem afetar o fluxo de nutrientes diretamente por contribuir para a entrada de detritos no solo com suas carcaças e fezes, e indiretamente por alterar a produtividade, a biomassa, e a



composição da comunidade de plantas (Belovsky & Slade 2000; Hunter 2001; Frank et al 2002; Olofsson & Oksanen 2002). Além disso, a atividade dos herbívoros pode alterar a cobertura da copa das árvores causando mudanças nas condições microclimáticas como o aumento da temperatura e redução da umidade do solo (Hunter 2001). Dessa forma, os herbívoros podem comprometer a dinâmica de nutrientes por causar mudanças nos ciclos e disponibilidade de nutrientes nos solos, afetando a manutenção e funcionamento dos ecossistemas.

Outro fator importante, resultante do aumento das atividades humanas, como queima de combustíveis e aplicação de fertilizantes, é o aumento da disponibilidade de N fixado nos ecossistemas terrestres (Galloway et al. 2004). Este aumento na quantidade de N pode afetar propriedades dos ecossistemas como a ciclagem de nutrientes, processo essencial para a sustentabilidade de muitos ecossistemas, principalmente aqueles que são pobres em nutrientes, como é o caso dos ecossistemas de cerrado. Alguns trabalhos sugerem que o aumento de N pode aumentar a taxa de decomposição por aumentar a atividade de microrganismos decompositores (Hobbie 2005), entretanto, esta resposta depende do material a ser decomposto.

Estudos com decomposição da serapilheira têm sido realizados em vários locais do mundo que diferem quanto às condições ambientais e estruturais (Valentin *et al.* 2008). Embora estudos sejam bastante freqüentes em vários sistemas naturais, no Brasil a maior parte dos trabalhos concentra-se na região Amazônica. O Cerrado, apesar de ocupar aproximadamente 200 milhões de hectares e ser a segunda formação vegetal brasileira, poucos trabalhos sobre esse processo tem sido realizado. Diante das diferenças nas condições ambientais entre esses ecossistemas tropicais, é possível que haja uma variação na hierarquia dos fatores determinantes da decomposição. Essa

variação é de grande importância, não só para o entendimento dos ecossistemas, mas para o planejamento de atividades de manejo, restauração e conservação.

Diante disso, este trabalho teve como objetivo determinar a taxa de decomposição para espécies de plantas de Cerrado que possuem um grau variável de palatabilidade para a formiga-cortadeira *Atta laevigata*, herbívoro muito comum na área estudada. Além disso, foi avaliado o efeito da fertilização com nitrogênio em área de Cerrado, a fim de simular os efeitos recorrentes ao aumento da deposição de N ao longo dos anos. Para tanto, o trabalho foi estruturado em dois capítulos.

## CAPÍTULO I

### EFEITO DA ADIÇÃO DE NITROGÊNIO NA DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA EM VEGETAÇÃO DE CERRADO

#### Resumo

O aumento na deposição de N nos solos tem aumentado muito devido a atividades humanas e crescimento populacional e isto pode ter fortes impactos sobre a decomposição da serapilheira afetando a dinâmica de nutrientes. O efeito da adição de N foi estudado experimentalmente em uma área de cerrado ralo localizada na Estação Ecológica do Panga, que fica a 30 km do município de Uberlândia, MG. Para isto, foi comparada a taxa de decomposição de três espécies comuns e de diferentes hábitos: *Qualea grandiflora* Mart. (árvore), *Davilla eliptica* St. Hil. (arbusto) e *Tristachya leiostachya* Nees (erva) entre diferentes tratamentos (elevada adição de N, baixa adição de N e controle). A taxa de decomposição foi determinada com o uso de sacos de decomposição contendo 10g de serapilheira que foram distribuídas na superfície do solo em novembro de 2007. Além disso, foram feitas análises químicas das folhas das espécies de plantas estudadas para comparação das concentrações iniciais de N, P e lignina entre as espécies. A proporção de massa remanescente foi significativamente diferente entre as espécies e ao longo dos. *D. eliptica* ( $k = 0,508 \pm 0,03/\text{ano}$ ) decompôs mais lentamente que *Q. grandiflora* ( $k = 1,029 \pm 0,07/\text{ano}$ ) e *T. leiostachya* ( $k = 0,967 \pm 0,05/\text{ano}$ ). As espécies também diferiram quanto ao conteúdo inicial de N, P e lignina. *D. eliptica* apresentou as maiores concentrações de N e lignina, enquanto que *T. leiostachya* os menores valores para N, P e lignina. Em geral, o conteúdo de P e a razão lignina:P foram os melhores preditores da taxa de decomposição. Para nenhuma, A adição experimental de N não provocou nenhuma diferença na taxa de decomposição em nenhuma das três espécies. O fato da adição de N não afetar a taxa de decomposição sugere que N não é o fator mais limitante para a comunidade decompositora.

**Palavras-chave:** decomposição da serapilheira, fertilização, nitrogênio

## INTRODUÇÃO

A taxa e o processo de decomposição da serapilheira influenciam a formação de solos e húmus e a disponibilidade de N e outros nutrientes para plantas e microorganismos nos ecossistemas (Vestgardem 2001; Osono & Takeda 2004). Influenciada por fatores ambientais como a temperatura e precipitação, e qualidade do material a ser decomposto, a decomposição é resultado primário da atividade dos microorganismos (Chapin III et al 2002). Em muitos sistemas terrestres, os decompositores de serapilheira são limitados por nitrogênio (Chapin III et al 2002) assim, substratos ricos deste elemento freqüentemente decompõem mais rapidamente. Além disso, fortes correlações positivas que foram observadas entre concentração inicial de N da serapilheira e a taxa de decomposição sugerem que N limita a decomposição (Kozovits et al 2007), particularmente em estágios iniciais (Berg & Matzner 1997).

Atualmente, a quantidade de nitrogênio na superfície da terra tem aumentado muito (Galloway et al 2004). As atividades humanas dobraram a quantidade de N que entra anualmente no ecossistema devido ao aumento da combustão de combustíveis fósseis e a crescente demanda de nitrogênio na agricultura e indústrias (Galloway et al 2008). Experimentos em muitos ecossistemas demonstram que a adição de N pode reduzir o número de espécies de plantas (Clark & Tilman 2008), mudar a quantidade e

qualidade da serapilheira e conseqüentemente, a abundância de artrópodes (Yang et al 2007) e por último mudar a composição de espécies de plantas (Suding et al 2005).

O aumento na deposição de N também pode ter fortes impactos sobre a decomposição da serapilheira afetando a dinâmica de nutrientes. Na decomposição da matéria orgânica do solo, a comunidade microbiana do solo é a principal responsável pelo processo (Lucas et al 2007). A composição química da matéria orgânica do solo é o principal controlador da atividade microbiana e do processo de decomposição (Waldrop et al 2006). A lignina, por exemplo, é o principal constituinte da serapilheira (Raven et al 1996). Estudos em laboratório mostraram que duas espécies de fungo saprotrófico e ectomicorrizal são capazes de produzir duas enzimas responsáveis pela degradação da lignina, no entanto o aumento da deposição de N mostrou diminuir a atividade dessas enzimas (DeForest et al 2004) afetando negativamente a decomposição.

Allison et al (2007) em trabalho de experimento de fertilização em floresta boreal, demonstraram que o aumento na deposição de N reduziu a riqueza da comunidade de fungos, o que reforça a idéia de que o acúmulo de N afeta negativamente a comunidade microbiana do solo. De outro lado, diante da limitação por N da comunidade decompositora, é esperado que a adição de N tenha efeito positivo, pois ela pode estimular a atividade microbiana (Neff et al 2002). Apesar da disponibilidade de nutrientes ser considerada como controlador da decomposição, os resultados dos estudos sobre o efeito no aumento da deposição de N ainda tem sido muito variados. Dessa forma, entender melhor a relação entre a deposição de N e a decomposição da serapilheira é importante se queremos prever os impactos futuros

na ciclagem de N nos ecossistemas, principalmente naqueles ecossistemas que são pobres em nutrientes, como é o caso do Cerrado.

Em comparação a outras savanas, o Cerrado tem a maior diversidade de plantas, com aproximadamente 6.000 espécies de angiospermas (Mendonça et al 1998). O ecossistema cerrado é controlado por interações entre água e disponibilidade de nutrientes (Reatto et al 1998). A estrutura ambiental é modificada por fatores adicionais como a frequência de fogo e práticas de manejo da terra (Nardoto et al 2006). 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). Diante disso, é possível que as plantas do cerrado tenham desenvolvido mecanismos conservativos e eficientes para minimizar a perda de nutrientes, o que resulta em produção de serapilheira com alta razão C:N e C:P e conseqüentemente, baixa taxa de decomposição (Nardoto et al 2006).

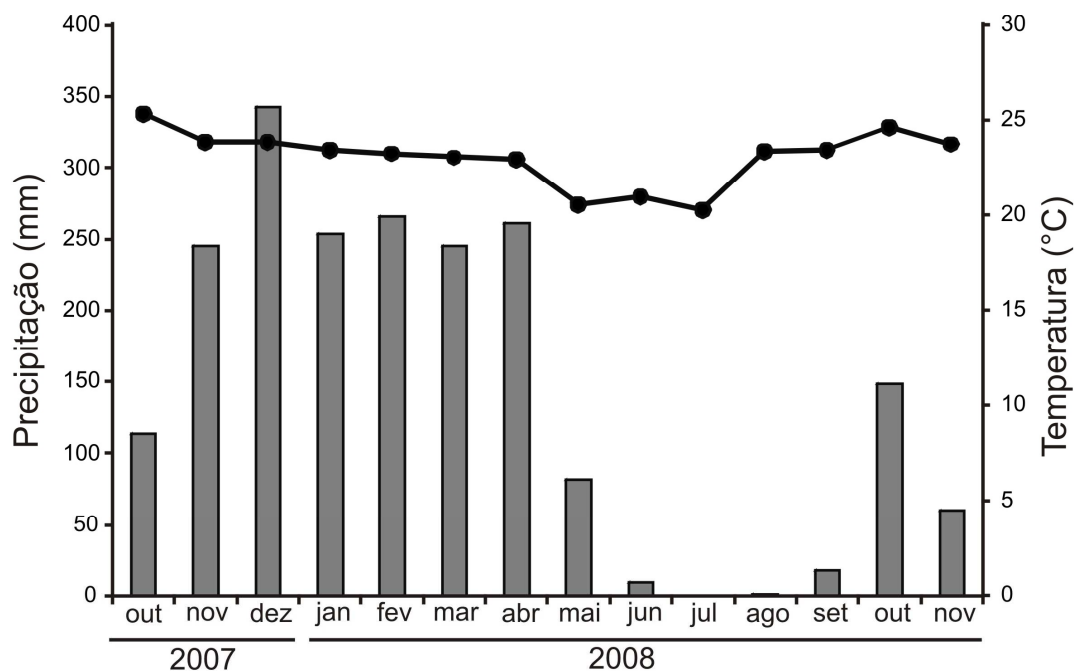
A ciclagem de nutrientes é também influenciada pelos diversos padrões da fenologia das plantas (Franco et al 2005) em relação a variação sazonal de precipitação e disponibilidade de nutrientes no solo (Kozovits et al 2007). Uma vez que as savanas da América tropical, entre as quais o Cerrado é a maior e mais diversa, são sistemas limitados por nitrogênio e fósforo (Bustamante et al. 2006), a crescente deposição de nitrogênio nos solos pode ter conseqüências dramáticas para estes ecossistemas. O efeito da fertilização sobre este ecossistema ainda é pouco conhecido. Experimentos de fertilização têm sido feitos para outros ecossistemas pobres em nutrientes e os resultados encontrados são bastante contraditórios. Em experimento com microcosmo,

Manning et al (2008) mostram que a adição de N pode afetar a decomposição por aumentar a disponibilidade de N no solo e a produção de biomassa. Isto pode ser explicado pela estimulação da atividade dos microorganismos do solo, que são limitados por N. Por outro lado, Hobbie (2005), em uma meta-análise recente, mostrou que a adição de N reduziu a abundância de microorganismos do solo na maioria dos estudos publicados, sendo mais evidente em estudos de longa duração e com elevada quantidade de N adicionado. Estudos experimentais sobre as respostas ecológicas a estas mudanças no Cerrado são raros e diante disso, este estudo teve como objetivo determinar o efeito da adição de nitrogênio na taxa de decomposição da serapilheira produzida por plantas de cerrado

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Local de estudo***

O estudo foi realizado em uma área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga localizada nas coordenadas 19°10'26"S de latitude sul e 48°23'34" de latitude oeste. A Estação tem uma área total de 409,5 hectares e fica a cerca de 30 km do município de Uberlândia, Minas Gerais. Ela apresenta a maioria dos tipos fitofisionômicos do Cerrado, como cerrado sentido restrito, cerrado ralo e cerrado denso (Schiavini & Araújo 1989). O clima da região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen (1948), com verão quente e úmido e inverno frio e seco. O padrão de temperatura e precipitação durante a realização do experimento entre outubro de 2007 e novembro de 2008, é apresentado na Figura 1.

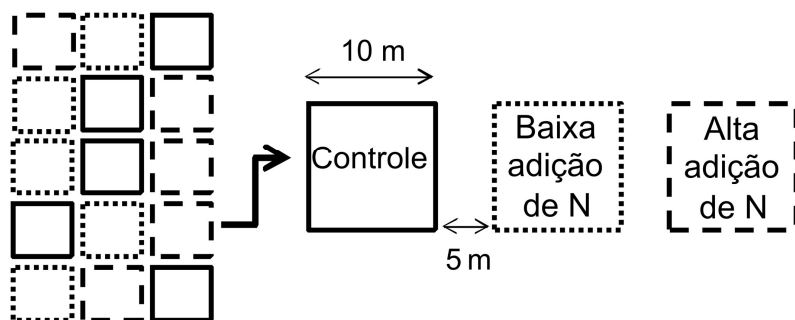


**Figura 1:** Precipitação (barras verticais) e temperatura média mensal (símbolos e linha) em Uberlândia entre outubro de 2007 e novembro de 2008. Os dados foram cedidos pelo Laboratório de Climatologia da Universidade Federal de Uberlândia.

### *Tratamento de fertilização*

Foram estabelecidas 15 parcelas permanentes de 10 x 10 m na reserva em área de cerrado ralo (Figura 2). Com espaçamento de 5 m uma da outra, elas foram submetidas, aleatoriamente, a um dos três tratamentos: (1) “adição elevada de N” = 50 kg N ha<sup>-2</sup>, (2) “adição baixa de N” = 20 kg N ha<sup>-2</sup>, (3) nenhuma adição (parcelas controle). O nitrogênio na forma de nitrato de amônia (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), que é um fertilizante comumente usado na agricultura, foi aplicado manualmente em seis vezes ao ano – três delas na estação chuvosa e três na seca – de forma a minimizar perdas de N por denitrificação e lixiviação (Eviner et al. 2000).





**Figura 2:** Vista geral da área de cerrado ralo na Estação Ecológica do Panga e mapa das parcelas experimentais onde o teor de nitrogênio foi manipulado.

### ***Experimento de decomposição***

Para avaliar a taxa de decomposição da serapilheira foi utilizado o método de sacos de serapilheira (Witkamp & Olson 1963). As folhas mortas de *Qualea grandiflora* Mart. (árvore), *Davilla eliptica* St.Hil. (arbusto) e *Tristachya leistachya* Nees (erva) foram coletadas em setembro de 2007 e posteriormente colocadas em estufa à temperatura de  $\pm 55^{\circ}\text{C}$  até peso constante. Em seguida, 10g de serapilheira foi

colocado em sacos de 20 x 24 cm confeccionados com tela de náilon de malha de 1 mm. Para permitir a entrada de invertebrados foram feitas seis perfurações de 1 cm<sup>2</sup> em cada lateral dos sacos.

Os sacos de serapilheira de cada uma das espécies foram distribuídos nas 15 parcelas descritas acima. Após 72, 144, 216, 288 e 360 dias, para cada espécie, três sacos de cada parcela foram retirados, limpos, secos e novamente pesados para o cálculo da proporção da massa remanescente. Para “descontar” a perda de partículas durante o transporte dos sacos até o campo e a volta dele, foram feitos “sacos de viagem” para quais foi feita a 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 cálculo da proporção remanescente.

### ***Análise química da serapilheira***

A concentração inicial de fósforo (P) das folhas mortas das espécies foi determinada por espectrofotometria em um comprimento de onda de 420nm, depois da digestão em ácido nitro-perclórico. O nitrogênio foi determinado 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. A concentração inicial de lignina foi obtida pelo método de detergente ácido (Goering & Van Soest 1970), e as análises foram feitas na Universidade de São Paulo em Pirassununga, São Paulo. Para as análises, as amostras de folhas de cada espécie foram inicialmente secas na estufa a  $\pm 55^{\circ}\text{C}$  por dois dias e depois moídas para análise química.

### **Análise estatística**

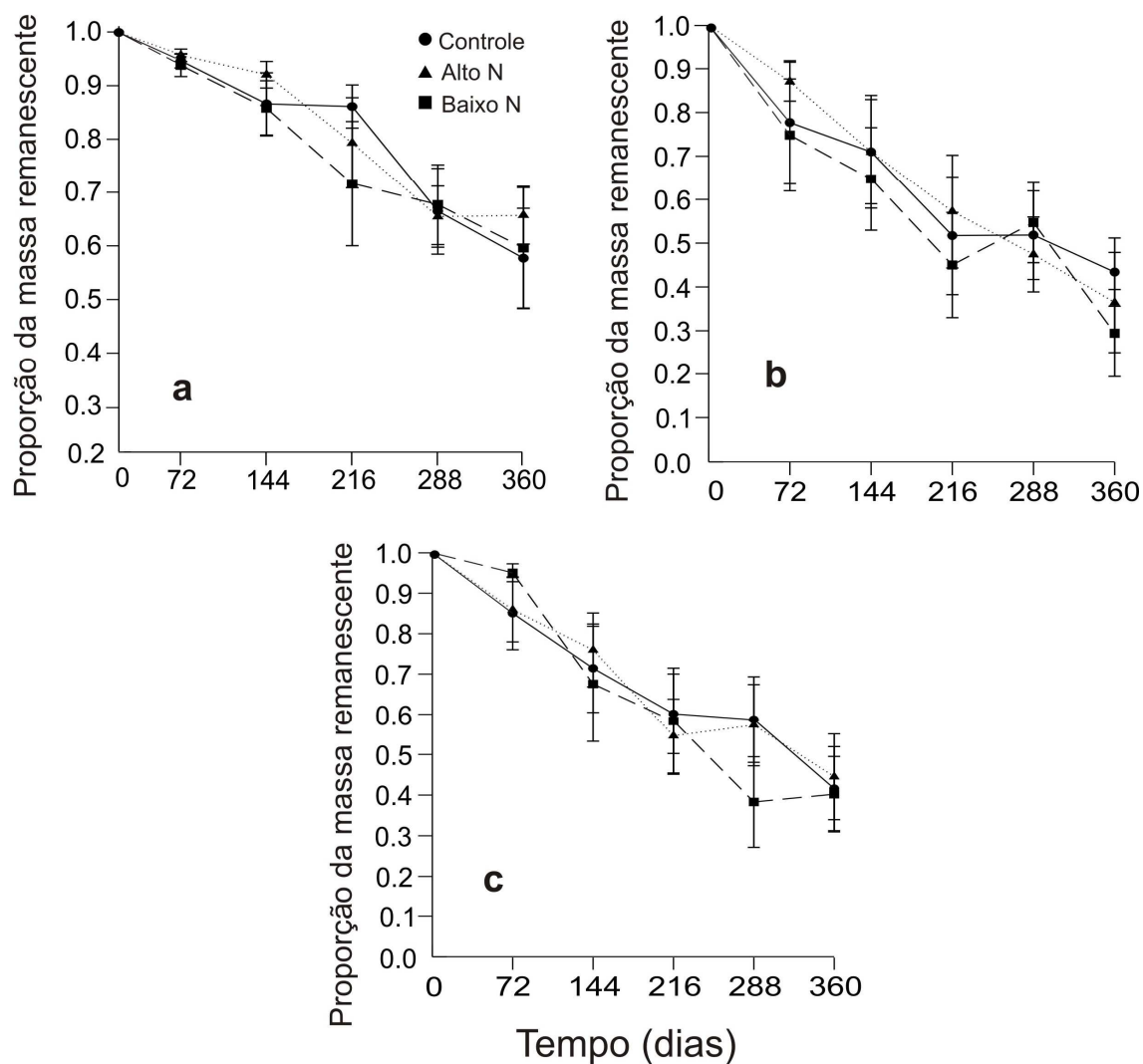
A decomposição foi expressa como a proporção da massa de serapilheira perdida remanescente depois de 72, 144, 216, 288 e 360 dias do início do experimento. A taxa de decomposição ( $k$ ) foi calculada com a proporção da massa remanescente usando o modelo exponencial (Olson 1963):  $X=e^{-kt}$ , em que  $X$  é proporção da massa remanescente no tempo  $t$ , que é transcorrido em anos. O modelo foi ajustado aos dados através de uma regressão não-linear das massas remanescentes ao longo do tempo.

Para testar a hipótese de que a fertilização afeta a decomposição e se este efeito depende do nível de fertilização ou da espécie de planta, os dados foram analisados através de análise de variância fatorial (tendo como fatores o tratamento de nitrogênio, o tempo desde o início do experimento e a espécie de planta).

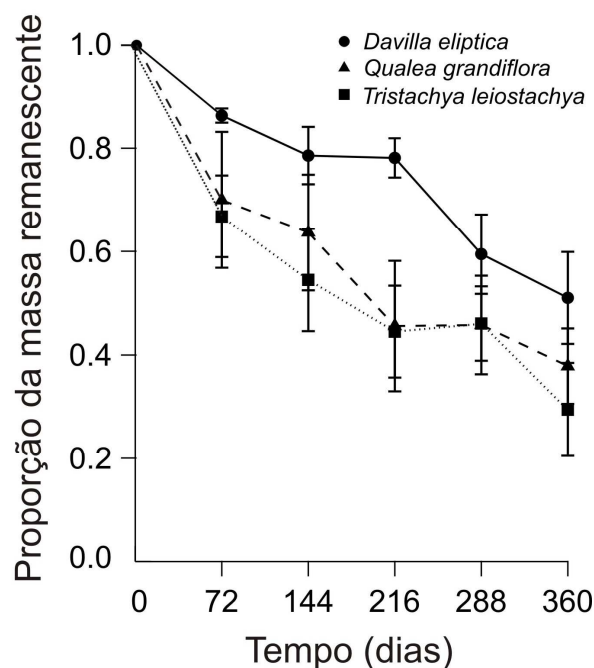
## **RESULTADOS**

A adição de nitrogênio (N), tanto em alta e baixa quantidade, não foi significativamente diferente entre os tratamentos ao longo de 360 dias para *D. elliptica* ( $F_{2,210} = 2,524$ ;  $p = 0,083$ ), *Q. grandiflora* ( $F_{2,210} = 2,054$ ;  $p = 0,131$ ) e *T. leiostachya* ( $F_{2,210} = 0,576$ ;  $p = 0,563$ ). (Figura 3). Após um ano, aproximadamente 40 - 50% do material original havia sido decomposto. A proporção de massa remanescente foi significativamente diferente entre as espécies ( $F_{2,208}=42,93$ ;  $p <0,001$ ) e ao longo dos dias ( $F_{4,208}=32,389$ ;  $p <0,001$ ). A taxa de decomposição calculada para cada tratamento foi maior para todas as espécies onde a adição de N foi menor. A espécie *D. elliptica* apresentou menor taxa de decomposição ( $k = 0,508 \pm 0,03/\text{ano}$ ) que as espécies *Q. grandiflora* ( $k = 1,029 \pm 0,07/\text{ano}$ ) e *T. leiostachya* ( $k = 0,967 \pm 0,05/\text{ano}$ ) (Figura 4).

O conteúdo de nitrogênio (N), fósforo (P) e lignina foi diferente entre as espécies, sendo que *D. elliptica* apresentou as maiores concentrações de N e lignina, enquanto que *T. leiostachya* os menores valores para N, P e lignina (Tabela 1).



**Figura 3:** Proporção da massa foliar remanescente ao longo de 360 dias para três espécies: (a) *Davilla elliptica* (b) *Qualea grandiflora*, (c) *Tristachya leiostachya* submetidas a três tratamentos de adição de N no solo. Cada símbolo representa a média  $\pm$  o erro padrão da média.



**Figura 4:** Proporção da massa foliar remanescente ao longo de 360 dias para as três espécies estudadas. Cada símbolo representa a média  $\pm$  o erro padrão da média.

**Tabela 1:** Composição química inicial de amostras de folhas das espécies estudadas. Os valores são a média de três réplicas, com erro padrão em parênteses. Valores com letras diferentes na coluna entre as espécies são significativamente diferentes (Teste de Tukey;  $p < 0,05$ ).

Parâmetros de qualidade foliar	<i>Davilla elliptica</i>	<i>Qualea grandiflora</i>	<i>Tristachya leiostachya</i>
Nitrogênio (%)	1,23(0,18)a	0,77 (0,05)b	0,29 (0,05)c
Fósforo (%)	0,029 (0,01)b	0,037(0,01)a	0,015 (0,01)c
Lignina (%)	23,21 (0,54)a	18,17 (0,26)b	11,25 (0,39)c
Razão lignina:N	18,82 (0,28)a	23,59 (0,18)b	38,81 (2,08)c
Razão lignina:P	810,45 (24, 24)a	495,42 (14,46)c	729,65 (39,49)b
Razão N:P	43,06 (0,13)a	20,99 (0,26)b	18,80 (0,60)c
Razão P:N	0,022(0,0006)b	0,047(0,001)a	0,050(0,003)a

## DISCUSSÃO

Estudos sobre o aumento na deposição de N nos ecossistemas têm mostrado desde aumento na disponibilidade de N no solo (Manning et al 2008) a aumento da diversidade e mudanças na composição de plantas (Suding et al 2005; Clark & Tilman 2008). Estes efeitos diretos e indiretos podem alterar a taxa de decomposição por estimular ou não a fauna decompositora e conseqüentemente influenciar na dinâmica de nutrientes nos ecossistemas. Como o N é um elemento limitante para a colonização e crescimento de organismos decompositores, esperava-se que a adição de N no solo aumentaria a taxa de decomposição das espécies, mas este efeito não foi encontrado neste estudo. Isto pode ser explicado por dois motivos. Primeiramente, o experimento de decomposição foi iniciado após 6 meses do início da fertilização das parcelas e teve duração de apenas 1 ano, assim, como o efeito da adição de N no solo é cumulativo, este curto espaço de tempo pode não ter sido o suficiente para provocar mudanças na propriedades químicas do solo e na composição, estrutura e atividade da comunidade microbial, confirmada pela não diferença entre os tratamentos de alto N, baixo N e controle.

Por outro lado, é possível que a adição de N no solo possa ter criado um desequilíbrio na concentração de nutrientes. Provavelmente, a disponibilidade de N no solo covaria com outro fator que explica a variação na decomposição, como a disponibilidade de outro nutriente ou algum aspecto da composição ou fisiologia da comunidade microbial que influencia a decomposição. Assim, uma vez que a ação da fauna decompositora é limitada por N e P, o balanço entre a concentração desses elementos é importante para a decomposição, que necessita de proporções balanceadas desses nutrientes para o crescimento microbial (Berg & Matzner 1997). E isto pode ser

mostrado pelos resultados aqui encontrados em que as espécies estudadas com maior conteúdo de P foram aquelas em que a decomposição foi mais rápida e pela correlação positiva encontrada entre a concentração de P e taxa de decomposição. Assim, é possível que o P seja o elemento mais importante, principalmente em ecossistemas em que ele é limitante, como é o caso do Cerrado (Nardoto et al 2006, Kozovits et al 2007).

Entre as espécies estudadas, as diferenças na taxa de decomposição são consistentes principalmente com as diferenças no conteúdo de lignina e P. A maior concentração de lignina nas folhas mortas de *D. elliptica* dá a elas maior rigidez e resistência a ataques de organismos decompositores, e isto explica a menor perda de massa durante o processo de decomposição quando comparadas as outras espécies. Além disso, a maior razão lignina:P e N:P encontrada para essa espécie mostra a menor qualidade de suas folhas para a fauna decompositora.

O conteúdo de N e lignina da serapilheira foliar têm sido considerados como os dois mais importantes determinantes químicos da decomposição da serapilheira (Xuluc-Tolosa et al 2003, Liu et al 2007), mas para este estudo a lignina e o P mostraram ser os melhores preditores. A lignina requer a presença de decompositores específicos, especialmente fungos basidiomicetos (Swift 1979), assim o material foliar com alta concentração de lignina decompõe lentamente, uma vez que esta seqüência de C é o último a ser degradado (Shiels 2006). Isto foi verificado por Sundarapandian & Swamy (1999), que em estudo de comparação de taxa de decomposição entre espécies de diferente conteúdo nutricional, mostraram que a menor taxa de decomposição da serapilheira em estágios iniciais foi devido à acumulação de constituintes recalcitrantes na serapilheira. Além disso, a diferença na decomposição não deve ser unicamente

explicada pelo conteúdo nutricional das folhas, mas pelo resultado dessas diferenças sobre suas características morfológicas. Espécies com folhas grossas, rígidas e com nervuras proeminentes decompõem mais lentamente que espécies de folhas finas e menos rígidas sem nervuras proeminentes (Edwards 1977). Neste estudo, *D. elliptica* apresentou folhas rígidas, o que justifica ela decompor mais lentamente. Por outro lado, *Q. grandiflora*, que apresenta nervuras proeminentes e rígidas decompôs mais rapidamente.

## **CONCLUSÃO**

O conteúdo de lignina e P foram os melhores preditores da velocidade de decomposição do material foliar das espécies estudadas. O fato da adição de N não afetar a taxa de decomposição sugere que N não é o fator mais limitante para a comunidade decompositora.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AERTS, R., DECALUWE, H. & BELTMAN B., 2003. Plant community mediated vs. nutritional controls on litter decomposition rates in grassland. *Ecology* 84: 3198-3208.
- ALLISON, S. D., HANSON, C. A. & TRESEDER, K. K., 2007. Nitrogen fertilization reduces diversity and alters community structure of active fungi in boreal ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1878-1887.
- BERG, B & MATZNER E., 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest system. *Environmental Reviews* 5: 1-25.
- BUSTAMANTE, M. M. C., E. MEDINA, G. P. ASNER, G. B. NARDOTO, & D. C. GARCIA-MONTIEL. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochemistry* 79:209-237.
- CHAPIN III, F. S., MATSON, P. A. & MOONEY, H. A., 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. 423p Springer. United States of America, USA.
- CLARK, C. M. & TILMAN, D., 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*. Vol. 451: 712-715.
- CORNU, S., LUIZÃO, F., ROUILLER, & LUCAS, Y., 1997. Comparative study of litter decomposition and mineral element release in two Amazonian forest ecosystems: Litter bag experiments. *Pedobiologia* 41: 456-471.
- DEFOREST, J.L., ZAK, D.R., PREGITZER, K.S. & BURTON, A.J., 2004. Atmospheric nitrate deposition, microbial community composition, and enzyme activity in northern hardwood forests. *Soil Science Society of America Journal* 68: 132-138.
- EDWARDS, J. P., 1977. Studies of mineral cycling of montane rain forest in New Guinea. II. The production and disappearance of litter. *Journal of Ecology* 65: 971-992.
- EMBRAPA. 1997. Manual de métodos de análise de solo, 2a edição. Produção de Informação-EMBRAPA, Rio de Janeiro, Brazil.

- FRANCO, A. C., BUSTAMANTE, M. M. C., CALDAS, L. S., GOLDSTEIN, G., MEINZER, F. C., KOZOVITS, A. R., RUNDEL, P. W. & CORADIN, V. T. R., 2005. Leaf functional traits of Neotropical savanna tree in relation to seasonal water deficit. *Trees*, 19: 326-335.
- GALLOWAY, J. N., DENTENER, F. J., CAPONE, D. G., BOYER, E. W., HOWARTH, R. W., SEITZINGER, S. P., ASNER, G.P., CLEVELAND, C. C., GREEN, P. A., HOLLAND, E. A., KARL, D. M., MICHAELS, A. F., PORTER, J. H., TOWNSEND, A. R. & VOROSMARTY, C. J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70:153-226.
- GALLOWAY, J. N., TOWNSEND, A. R., ERISMAN, J. W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J. R., MARTINELLI, L. A., SEITZINGER, S. P. & SUTTON, M. A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science* 320: 889-892.
- GOERING, H. K. & VAN SOEST, P. J., 1970. Forage fiber analysis. Agriculture Research Service, USDA, Washington.
- HARIDASAN, M., 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. McClain, M. E., Victoria, R. L. & Richey, J. R. (eds). *The biochemistry of the Amazon Basin*, pp 68-83. Oxford University Press, New York.
- HOBBIE, S. E., 2005. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems* 8: 644-656.
- KOZOVITS, A. R., BUSTAMENTE, M. M. C., GAROFALO, C. R., BUCCI, S., FRANCO, A. C., GOLDSTEIN, G. & MEINZER, F. C., 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical savanna. *Functional Ecology* 21: 1034-1043.
- 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.

- LIU, P., HUANG, J., HAN, X., SUN, O. J. & ZHOU, Z., 2006. Differential responses of litter decomposition to increased soil nutrients and water between two contrasting grassland plant species of Inner Mongolia, China. *Applied Soil Ecology* 34: 266-275.
- LIU, P., SUN, O. J., 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.
- LUCAS, R.W., CASPERA, B.B., JACKSONB, J.K. & BALSER, T.C., 2007. Soil microbial communities and extracellular enzyme activity in the New Jersey Pinelands. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2508–2519.
- MANNING, P., SAUNDERS, M., BARDGETT, R. D., BONKOWSKI, M., BRADFORD, M. A., ELLIS, R. J., KANDELER, E., MARHAN, S. & TSCHERKO, D., 2008. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 688-698.
- MENDONÇA, R. C., FELFILI, J. M., WALTER, B. M. T., da SILVA, M. C., REZENDE, A. V., FILGUEIRAS, T. S. & NOGUEIRA, P. E., 1998. Flora vascular do cerrado. Pp. 289-300 in Sano, S. M. & Almeida, S. P. (Eds). *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA – Cerrados, Brasília.
- NARDOTO, G. B., BUSTAMANTE, M. M. C., PINTO, A. S. AND KLINK, C. A., 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna áreas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22: 191-201.
- NEFF, J.C., TOWNSEND, A.R., GLEIXNER, G., LEHMAN, S.J., TURNBULL, J. & BOWMAN, W.D., 2002. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature* 419: 915–917.
- OSONO, T. & TAKEDA, H., 2004. Accumulation and release of nitrogen and phosphorus in relation to lignin decomposition in leaf litter of 14 tree species. *Ecological Research* 19:593–602.

- RAVEN, P. H., EVERT, R. F. & EICHHORN, S. E., 1996. *Biologia vegetal*. 5 ed. Rio de Janeiro. Ed. Guanabara Koogan.
- REATTO, A., CORREIA, J. R. & SPERA, S. T., 1998. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. In Sano, S. M & Almeida, S. P. (Eds.) *Cerrado, ambiente e flora*. EMBRAPA – Cerrados, Brasília.
- SCHIAVINI, I. & ARAÚJO, G. M., 1989. Considerações sobre a vegetação da reserva ecológica do Panga (Uberlândia). *Sociedade & Natureza* 1: 61-66.
- SHIELS, A., 2006. Leaf litter decomposition and substrate chemistry of early successional species on landslides in Puerto Rico. *Biotropica* 38(3): 348-353.
- SUDING, K. N., COLLINS, S. L., GOUGH, L. CLARK, C., CLELAND, E. E., GROSS, K. L., MILCHUMAS, D. G. & PEMMINGS, S., 2005. Functional and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences* 102: 4387-4392.
- SUNDARAPANDIAN, S. M. & SWAMY, P. S., 1999. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management* 123: 231-244.
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkley, CA.
- VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ROSA, M. B. S., OLIVEIRA, F. A. & CARVALHO, C. J. R., 2007. Leaf decomposition in a dry season irrigation experiment in eastern Amazonian forest regrowth. *Biotropica* 35 (5): 593-600.
- VESTGARDEN, L.S. 2001. Carbon and N turnover in the early stage of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needle litter decomposition: effects of internal and external nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry* 33:465–474.
- XULUC-TOLOSA, F. J., VESTER, H. F. M., RAMÍREZ-MARCIAL, N., CASTELLANOS-ALORES, J. & LAWRENCE, D., 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary Forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174: 401-412.

- YANG, X., WARREN, M. & ZOU, X., 2007. Fertilization responses of soil litter fauna and litter quantity, quality and turnover in low and high elevation forests of Puerto Rico. *Applied Soil Ecology* 37: 63-71.
- WALDROP, M.P., ZAK, D.R., BLACKWOOD, C.B., CURTIS, C.D. & TILMAN, D., 2006. Resource availability controls fungal diversity across a plant diversity gradient. *Ecology Letters* 9, 1127–1135.
- WITKAMP, M. & OLSON, J. S., 1963. Breakdown of confined and non-confined oak litter. *Oikos* 14: 138-147.

## CAPÍTULO II

### RELAÇÃO ENTRE A HERBIVORIA POR SAÚVAS E A TAXA DE DECOMPOSIÇÃO EM PLANTAS DO CERRADO

#### Resumo

Os herbívoros podem alterar qualidade e quantidade de serapilheira que cai nos solos e afetar indiretamente o processo de decomposição. No Cerrado, as formigas cortadeiras ou saúvas (gênero *Atta*) podem remover até 15% da produção de folhas das plantas lenhosas. Além disso, estas formigas são bastante seletivas em relação às plantas que cortam e isto pode comprometer a ciclagem de nutrientes. O objetivo deste estudo foi determinar se há uma relação entre a palatabilidade para as saúvas (*Atta laevigata*) e a taxa de decomposição de folhas de espécies arbóreas do Cerrado. Para isto foi comparada a taxa de decomposição (usando-se o método de sacos de serapilheira) entre uma mistura de folhas de cinco espécies muito palatáveis e uma mistura de cinco espécies pouco palatáveis pelas saúvas, na presença ou ausência de artrópodes decompositores. Também foi comparada a taxa de decomposição dentro de três pares de espécies aparentadas, sendo que para cada par havia uma espécie muito e uma espécie palatável. No experimento com mistura de folhas observou-se uma interação entre o tempo e o tipo de mistura. Folhas muito palatáveis apresentaram maior taxa inicial de decomposição (independente da presença ou ausência de artrópodes), porém este efeito desapareceu ao longo do tempo. Esta interação não pode ser explicada por mudanças no teor de nutrientes já que a dinâmica de N e P foi similar para as duas misturas de folhas. Os experimentos com espécies aparentadas não mostraram um padrão. Para um dos pares a decomposição foi mais rápida para a espécie mais palatável, para outro para a espécie pouco palatável e para um dos pares não houve diferença. De forma geral não houve relação entre a palatabilidade da planta às saúvas e a taxa de decomposição. Isto talvez seja explicado pelo fato de que a taxa de decomposição esteve correlacionada aos teores de P e estes não variaram em função da palatabilidade da planta às saúvas. Plantas mais palatáveis tinham uma maior concentração de N e menor razão lignina:N; porém, nem o conteúdo de N e nem a razão lignina:N foram bom preditores da taxa de decomposição para as espécies estudadas.

**Palavras-chave:** decomposição da serapilheira, herbivoria, *Atta laevigata*.

## INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas, 50 a 80% dos nutrientes liberados no solo são provenientes da decomposição da serapilheira (Seastedt & Crossley Jr 1984). A mudança na quantidade e qualidade da serapilheira pelos herbívoros pode afetar a regulação dos processos do ecossistema (Ritch *et al.* 1998). A preferência dos herbívoros por algumas espécies de plantas frequentemente altera a fenologia da planta, e assim a qualidade e quantidade da serapilheira que cai nos solos para ser decomposta (Olofsson & Oksanen 2002). Esta seleção por algumas espécies de plantas está relacionada com a concentração de alguns nutrientes que tornam a planta palatável ou impalatável ao herbívoro (Chapin III *et al.* 2002). Entretanto, o teor de nutrientes foliar também determina em parte a taxa de decomposição da serapilheira, o que torna possível a relação entre palatabilidade e decomposição (Chapin III *et al.* 2002). Assim, herbívoros que se alimentam seletivamente de plantas com um alto conteúdo de nutrientes podem favorecer o aumento e dominância de espécies de plantas com baixo conteúdo nutricional (Barbhuiya *et al.* 2008, Fornara & Du Toit 2008) e, conseqüentemente numa baixa qualidade da serapilheira, baixa taxa de decomposição e baixa disponibilidade de nutrientes.

Os insetos herbívoros são componentes predominantes nos ecossistemas e tem alta taxa de reprodução e mobilidade, o que permite a eles responder rapidamente a alteração no ambiente e explorar recursos emergentes (Fonte & Schowalter 2005). Geralmente as folhas de espécies de plantas palatáveis a eles são aquelas que têm maior concentração de alguns nutrientes e decompõem mais rapidamente (Cornelissen *et al.*, 1999). Assim, espera-se que a preferência destes insetos por determinadas espécies resulte no aumento da biomassa de espécies de plantas que produzem

serapilheira com compostos recalcitrantes que decompõe lentamente. Diante disso, duas hipóteses são sugeridas em relação à escolha dos insetos por determinadas espécies de plantas e seu efeito sobre a ciclagem de nutrientes. A primeira hipótese se refere ao efeito retardador na ciclagem de nutrientes em que a escolha do herbívoro por plantas com alto conteúdo de nutrientes, favoreceria o aumento da dominância de espécies de plantas com baixo conteúdo de nutrientes, o que tornaria lento o processo de decomposição do detrito e conseqüentemente, a liberação de nutrientes (Pastor & Naimman 1992). Já a segunda hipótese sugere que eles poderiam acelerar a ciclagem de nutrientes aumentando a produção primária por crescimento compensatório e produzindo folhas ricas em nutrientes, dessa forma aumentando a quantidade e qualidade de serapilheira na superfície do solo (Kitchell et al. 1979).

Há poucas informações sobre o efeito dos insetos herbívoros na ciclagem de nutrientes (Uriarte 2000, Belovsky & Slade 2000) e alguns estudos têm apresentado resultados controversos. Ritchie et al (1998) em um experimento de exclusão de herbívoros por sete anos, mostrou que a cobertura vegetal, a quantidade de N na serapilheira e disponibilidade de nutrientes no solo aumentaram na ausência de herbívoros. Fonte & Schowalter (2005) também encontraram uma pequena, mas direta relação entre herbivoria por inseto e decomposição da serapilheira. Por outro lado, Belovsky & Slade (2000) mostraram que o consumo de folhagem viva por gafanhotos não aumentou a biomassa de plantas que produzem serapilheira com compostos recalcitrantes mas sim a de espécies tolerantes a infestação de herbívoros, as quais regeneram-se rapidamente e produzem serapilheira que é facilmente decomposta. Em geral, estes resultados sugerem que a atividade dos herbívoros pode afetar tanto positivamente quanto negativamente a dinâmica de nutrientes no solo e conseqüentemente a produtividade da vegetação.



Entre os invertebrados, as formigas cortadeiras ou saúvas (gênero *Atta*), têm mostrado ter um importante papel nos ecossistemas (Sousa- Souto *et al.* 2007). Elas são herbívoros dominantes em algumas áreas nos Neotrópicos (Cherrett 1989) e, no Cerrado, são responsáveis por consumir até 15% da produção de folhas das plantas lenhosas (Costa et al. 2008). As formigas cortadeiras concentram grande quantidade de vegetação cortada dentro do ninho, onde esta é degradada por um fungo mutualístico (Farji-Brener & Ghermandi 2004). Os custos e benefícios da atividade das saúvas no funcionamento dos ecossistemas têm sido bastante questionados (Sternberg et al 2006). Embora as saúvas cortem muitas espécies de plantas, elas preferem algumas espécies em detrimento de outras possivelmente em função de diferenças no teor de alguns componentes químicos entre as espécies de plantas (Hubbell et al 1984; Howard 1988). Hubbell & Wiemer (1983) mostraram que as saúvas têm dietas seletivas preferindo folhas com menor quantidade de terpenos (que são compostos com propriedades antifúngicas) e maior concentração de nutrientes. De modo similar, Mundim et al (2008) mostraram que as saúvas são seletivas quanto a espécies de plantas e idade da folha, sendo que folhas com maior concentração de N foram as mais atacadas. Estes resultados sugerem que as saúvas podem afetar a decomposição da serapilheira tanto por diminuir a quantidade de material a ser decomposto na superfície do solo, disponibilizando em outras camadas, quanto ao mudar a qualidade da serapilheira.

A remoção de folhas, que de outra maneira seriam depositadas na superfície do solo, para camadas mais profundas, pode trazer mudanças no ciclo dos nutrientes e na disponibilidade destes para as plantas. De acordo com a hipótese de Coutinho (1984), as saúvas favorecem as plantas arbóreas através da deposição de grandes quantidades de matéria orgânica no interior dos ninhos (geralmente a mais de 1 m de

profundidade), aumentando assim a disponibilidade de nutrientes para as raízes das árvores. Por outro lado, alguns trabalhos têm mostrado que na superfície do ninho a disponibilidade de nutrientes também é alta, provavelmente por causa da deposição pelas saúvas de solo rico em nutrientes (Farji-Braner & Ghermandi 2004, Sousa-Souto et al 2007). Assim, se preferencialmente as saúvas removem folhas ricas em nutrientes para o interior de seus ninhos, a ciclagem de nutrientes na superfície do solo poderá tornar-se mais lenta já que uma maior proporção de folhas de decomposição lenta estará presente na serapilheira. Entretanto, se elas removem folhas pobres em nutrientes e de decomposição lenta, isto pode acelerar a liberação de nutrientes na superfície do solo (Pastor & Naimann 1992).

Dado o recente interesse no papel das espécies nos ecossistemas e a importância do processo de decomposição do material orgânico, é importante avaliar o efeito dos herbívoros no funcionamento dos ecossistemas. Assim, este estudo teve como objetivo determinar a relação entre a palatabilidade de plantas para a saúva *Atta laevigata* e a taxa de decomposição da serapilheira produzida por estas plantas. Para isto foram comparadas as taxas de decomposição de folhas de espécies muito e pouco cortadas pelas saúvas. Também foi feito um tratamento de exclusão de artrópodes para ver o efeito deles sobre a decomposição em ecossistemas de cerrado. Análises químicas das folhas das espécies das plantas estudadas foram feitas para comparação de teor inicial de N, P, e lignina entre as espécies muito e pouco cortadas por saúvas e analisar a diferença no padrão de perda de massa seca, e liberação de nitrogênio (N) e fósforo (P) na serapilheira. As análises foram feitas apenas para esses nutrientes porque, de acordo com a literatura, eles estão mais diretamente correlacionados com a palatabilidade ao herbívoro e com a taxa de decomposição.

As hipóteses testadas foram: (1) as folhas das espécies de plantas mais palatáveis têm maior concentração de nutrientes e conseqüentemente, altas taxas de decomposição enquanto que as plantas menos palatáveis têm menor concentração de nutrientes e menor taxa de decomposição, (2) no tratamento de exclusão dos artrópodes, a taxa de decomposição da serapilheira é menor que naquela em que os artrópodes tinham livre acesso; (3) o padrão de liberação de N e P segue o padrão da perda da massa seca reforçando a importância da qualidade da serapilheira na liberação desses nutrientes para os solos.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### ***Local de estudo***

O estudo foi conduzido na Estação Ecológica do Panga que fica a 30 km do município de Uberlândia, Minas Gerais, com área igual a 409,5 ha. O clima da região é do tipo Aw, segundo classificação de Köppen (1948), com inverno seco e frio e verão úmido e quente. A área apresenta fisionomias comuns do bioma Cerrado como campestres (campo sujo, campo limpo), savânicas (Cerrado sentido restrito, Veredas) e florestais (Cerradão, Mata seca e Mata ciliar) (Schiavini & Araújo 1989).

O experimento foi realizado de outubro de 2007 a outubro de 2008 numa área de cerrado denso localizada nas coordenadas 19°11'07"S e 48°23'34" O. O padrão de temperatura e precipitação durante este período é apresentado na Figura 1. Nesta área a densidade de ninhos de *Atta laevigata* é de 4.8 ninhos ha<sup>-1</sup> segundo estudo de Costa et al. (2008).

### ***Índice de palatabilidade de espécies de plantas para saúva***

A escolha de espécies de plantas para comparação das taxas de decomposição foi feita com base em estudos prévios sobre a atividade forrageira de *A. laevigata* (Costa 2007, Mundim et al. 2009). Costa (2007) calculou o índice de palatabilidade das espécies de planta na área estudada. Este índice foi calculado usando a seguinte equação:

$$\text{Índice de palatabilidade} = \frac{(\% \text{ de plantas cortadas} - \% \text{ de plantas disponíveis na área})}{(\% \text{ de plantas cortadas} + \% \text{ de plantas disponíveis na área})}$$

Onde a % de plantas cortadas é a porcentagem do total de plantas cortadas que pertence a espécie *x* e a % de plantas na área é a porcentagem do total de plantas existentes na área de forrageamento e que pertence à espécie *x*. Este índice mede o grau de utilização de espécies de plantas pela saúva e seu valor varia de -1 a +1 (Wirth et al 2003). Quando os valores do índice estavam mais próximos de -1, a espécie foi considerada pouco palatável, enquanto que valores mais próximos de +1, a espécie foi considerada muito palatável.

A partir de cálculo desse índice 15 espécies foram selecionadas para realização dos experimentos. Para o primeiro experimento foram selecionadas cinco espécies muito e cinco espécies pouco palatáveis que possuíam tamanhos foliares similares. As folhas mortas dessas espécies foram agrupadas de acordo com seu grau de palatabilidade posteriormente foi calculada a média do índice para os cada grupo de espécies. Para o segundo experimento, também com base neste índice, foram selecionados três pares de espécies aparentadas, mas que diferiam quanto ao grau de utilização pela saúva (Tabela 1).

**Tabela 1:** Índice de palatabilidade das espécies estudadas. Espécies muito palatáveis têm índice  $> 0$  e as pouco palatáveis  $< 0$ .

<b>Espécies</b>	<b>Índice de palatabilidade</b>
Mistura de espécies mais palatáveis <sup>1</sup>	0,57
Mistura de espécies pouco palatáveis <sup>2</sup>	-0,40
<i>Ouratea castaneaefolia</i> (Ochnaceae)	0,61
<i>Ouratea hexasperma</i> (Ochnaceae)	-0,79
<i>Qualea multiflora</i> (Vochysiaceae)	-0,51
<i>Qualea grandiflora</i> Mart. (Vochysiaceae)	0,12
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i> (Rubiaceae)	0,77
<i>Alibertia sessilis</i> (Rubiaceae)	-0,99

<sup>1</sup>**Espécies muito cortadas:** *Vochysia tucanorum* (Vochysiaceae), *Pera glabrata* (Euphorbiaceae), *Guapira gracilifolia* (Nyctaginaceae), *Cardiopetalum calophyllum* (Annonaceae) e *Coussarea hidrangeaefolia* (Rubiaceae); <sup>2</sup>**Espécies pouco cortadas:** *Virola sebifera* (Myristicaceae), *Matayba guianensis* (Sapindaceae), *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae), *Roupala montana* (Proteaceae) e *Miconia albicans* (Melastomataceae).

### ***Experimento de decomposição***

Para responder as questões levantadas neste trabalho foram realizados dois experimentos utilizando o método de sacos de serapilheira (Witkamp & Olson 1963), que é o processo mais usado, especialmente em estudos comparativos do processo de decomposição. Neste método, uma quantidade conhecida de material foliar é acondicionada em bolsas de tela de náilon e exposta a decomposição por período de tempo conhecido para avaliação direta de perda de peso do material.

O primeiro experimento foi feito para comparar a taxa de decomposição entre dois grupos de misturas de folhas: uma compreendendo cinco espécies de plantas do cerrado mais palatável para *Atta laevigata* e outra compreendendo cinco espécies pouco palatável por esta formiga (Tabela 1). É importante ressaltar que a escolha dessas espécies foi feita de acordo com o índice de palatabilidade descrito acima e semelhança na forma da folha.

Para montar os sacos de decomposição, as folhas mortas destas espécies foram coletadas em setembro de 2007 e posteriormente colocadas em estufa à temperatura de  $\pm 55^{\circ}\text{C}$  até peso constante. Em seguida, 10g de serapilheira, sendo 2g de cada espécie, foram colocadas em sacos de náilon medindo 20 x 24 cm confeccionados com tela de náilon de malha de 1 mm. Os grupos de misturas de folhas de espécies de plantas foram submetidos a quatro tratamentos: (1) folhas mais palatável com exclusão de artrópodes, (2) folhas mais palatável sem exclusão de artrópodes, (3) folhas pouco palatável com exclusão de artrópodes e (4) folhas pouco palatável sem exclusão de artrópodes. A exclusão de artrópodes foi feita para avaliar a influência deles na decomposição da serapilheira. Dessa forma, no tratamento de exclusão de artrópodes foram utilizadas duas bolas de naftalina, colocadas no interior de cada saco para impedir a entrada de invertebrados, enquanto que para o tratamento sem exclusão de artrópodes foram feitos seis perfurações de  $1\text{ cm}^2$  em cada lado do saco.

Os sacos de serapilheira foram distribuídos em cinco pontos em área de cerrado denso. Após 72, 144, 216, 288 e 360 dias, três sacos de cada ponto e cada tratamento foram retirados. Acondicionados em sacos de papel, os sacos de serapilheira foram colocados na estufa a  $55^{\circ}\text{C}$  até atingir peso constante. Após a secagem, retirou-se qualquer material que estivesse preso externamente nas bolsas antes de cuidadosamente

abri-las. Depois de retirado do saco de náilon, o material foliar foi limpo com um pincel de cerdas macias para remoção de solo, raízes, partículas de animais e impurezas e novamente pesados em balança com precisão de 0,001g para o cálculo da proporção de massa remanescente. Para “descontar” a perda de partículas durante o transporte dos sacos até o campo e a volta dele, foram feitos sacos de viagem com os quais foi feita a simulação do trajeto de transporte dos sacos para o campo para avaliar a perda de material durante o transporte. O valor obtido foi subtraído ao peso inicial para cálculo da proporção remanescente.

O segundo experimento foi feito para comparar a taxa de decomposição entre espécies aparentadas que diferem em seu grau de palatabilidade para as saúvas. Para isto foram selecionados três pares de espécies, tendo dentro de cada par uma espécie mais palatável e uma pouco palatável pertencente à mesma família (Tabela 1). Os sacos de serapilheira foram montados com 10g de folhas mortas de cada espécie que foram coletadas em setembro de 2007, seca em estufa à temperatura de  $\pm 55^{\circ}\text{C}$  até peso constante e em seguida colocado em sacos de náilon medindo 20 x 24 cm. Os sacos de serapilheira foram distribuídos em pares em uma área de cerrado denso totalizando 60 pontos. Doze sacos de cada espécie foram retirados aleatoriamente após 72, 144, 216, 288 e 360 dias do início do experimento. No laboratório, após secos em estufa  $\pm 55^{\circ}\text{C}$ , os sacos foram cuidadosamente abertos, as folhas foram limpas para retirada de partículas do solo e outros, e novamente pesadas em balança com precisão de 0,001g para cálculo da proporção da massa remanescente. O valor perdido de material foliar durante o transporte também foi subtraído ao peso inicial.

### ***Análise química da serapilheira***

As concentrações iniciais de N, P e lignina foram medidas para todas as amostras de folhas mortas das plantas muito e pouco palatáveis por saúva. Para o primeiro experimento, as amostras de folhas de cada espécie do mesmo grupo de mistura (muito e pouco palatável) foram combinadas para fazer uma amostra composta. Inicialmente, estas amostras de folhas foram secas na estufa a  $\pm 55^{\circ}\text{C}$  por dois dias e depois moídas para análise química. As análises do conteúdo de N e P foram feitas no Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Uberlândia. A concentração de N foi determinada pelo método Kjeldahl após a digestão em ácido sulfúrico, enquanto que o conteúdo de P foi determinado pela espectrofotometria em um comprimento de onda de 420nm, depois da digestão em ácido nitro-perclórico. A concentração inicial de lignina foi obtida pelo método de detergente ácido. O material foliar dos sacos de serapilheira do experimento de comparação entre grupos de mistura de folhas de espécies muito palatável e pouco palatável retirados após 72, 144, 216, 288 e 360 também foram analisados para N e P, e seguiram os métodos citados acima.

### *Análise estatística*

A decomposição foi expressa com a proporção da massa de serapilheira perdida remanescente depois 72, 144, 216, 288 e 360 dias do início do experimento. A taxa de decomposição ( $k$ ) foi calculada com a proporção da massa remanescente usando o modelo exponencial (Olson 1963):  $X=e^{-kt}$ , em que  $X$  é proporção da massa remanescente no tempo  $t$ , que é transcorrido em ano. O modelo foi ajustado aos dados através de uma regressão não-linear das médias de massa remanescente ao longo do tempo.



No primeiro experimento, para avaliar o efeito dos tratamentos (tipo de mistura, tempo e exclusão de artrópodes) sobre o processo de decomposição foi feita uma análise de variância fatorial (ANOVA). No segundo experimento também foi usada a ANOVA para comparação entre as espécies para dois fatores: tempo e utilização por saúva. A transformação arcoseno foi utilizada quando os dados não apresentaram normalidade.

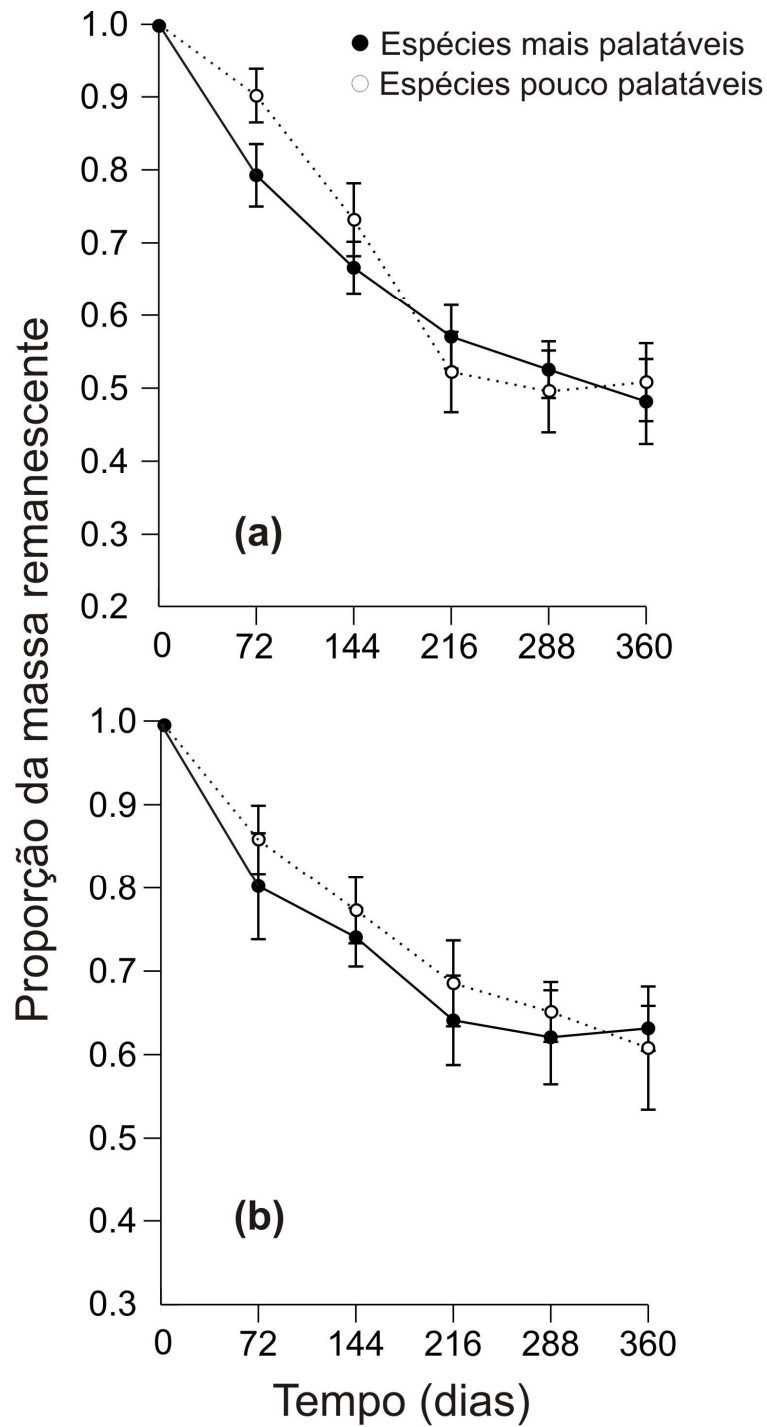
Para avaliar a relação entre a constante de decomposição ( $k$ ) e fatores de qualidade da serapilheira (N, P, lignina, lignina:N, lignina:P, N:P) e índice de palatabilidade, foram feitas análises de correlação entre eles.

## RESULTADOS

A taxa de decomposição da mistura de folhas mais palatáveis foi maior do que aquela de folhas proveniente das plantas pouco palatável por *A. laevigata*. Porém este efeito variou com o tempo como indicado pela interação significativa entre os fatores tempo e tipo de mistura (Tabela 2). As diferenças na taxa de decomposição foram evidentes apenas para os primeiros 144 dias. Após este período, (que coincide com a entrada da estação chuvosa) a diferença na velocidade de decomposição entre as misturas desapareceu (Figura 1). O tratamento de exclusão de artrópodes foi significativo, porém aqui também houve uma interação significativa entre tempo e o tratamento de exclusão. Como no caso das misturas a diferença entre os tratamentos desapareceu cerca de 216 dias após o início do experimento (Figura 1 e Tabela 2).

Os valores de  $k$  obtidos da curva de ajuste para os dados foi bastante similar entre a mistura de folhas de espécies mais palatável ( $k=0,853 \pm 0,06$ ;  $r^2=0,659$ ) e mistura de folhas de espécies pouco palatável ( $k= 0,821 \pm 0,07$ ;  $r^2=0,673$ ) (Figura 1).

De modo similar, as taxas de decomposição da mistura de espécies mais palatável ( $k=0,609 \pm 0,06$ ;  $r^2=0,359$ ) e mistura de espécies pouco palatável ( $k=0,560 \pm 0,05$ ;  $r^2=0,502$ ) foram similares para o tratamento de exclusão de artrópodes.



**Figura 1:** Proporção da massa foliar remanescente ao longo de 360 dias para dois tipos de misturas foliares: espécies mais palatável e pouco palatável sem exclusão de artrópodes (a) e com exclusão (b). Cada símbolo representa a média  $\pm$  o erro padrão.

**Tabela 2:** Resultado da ANOVA fatorial do experimento de mistura de espécies mais palatável e pouco palatável, em que a variável dependente é a proporção da massa remanescente. G.L.= Graus de liberdade.

<b>Fator</b>	<b>G.L.</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Tempo	4	121,013	< 0,001*
Mistura	1	9,947	0,002*
Naftalina	1	55,299	< 0,001*
Tempo*Mistura	4	4,341	0,002*
Tempo*Naftalina	4	7,211	< 0,001*
Mistura*Naftalina	1	0,017	0,896
Tempo*Mistura*Naftalina	4	2,306	0,058
ERROR	280	0,010	

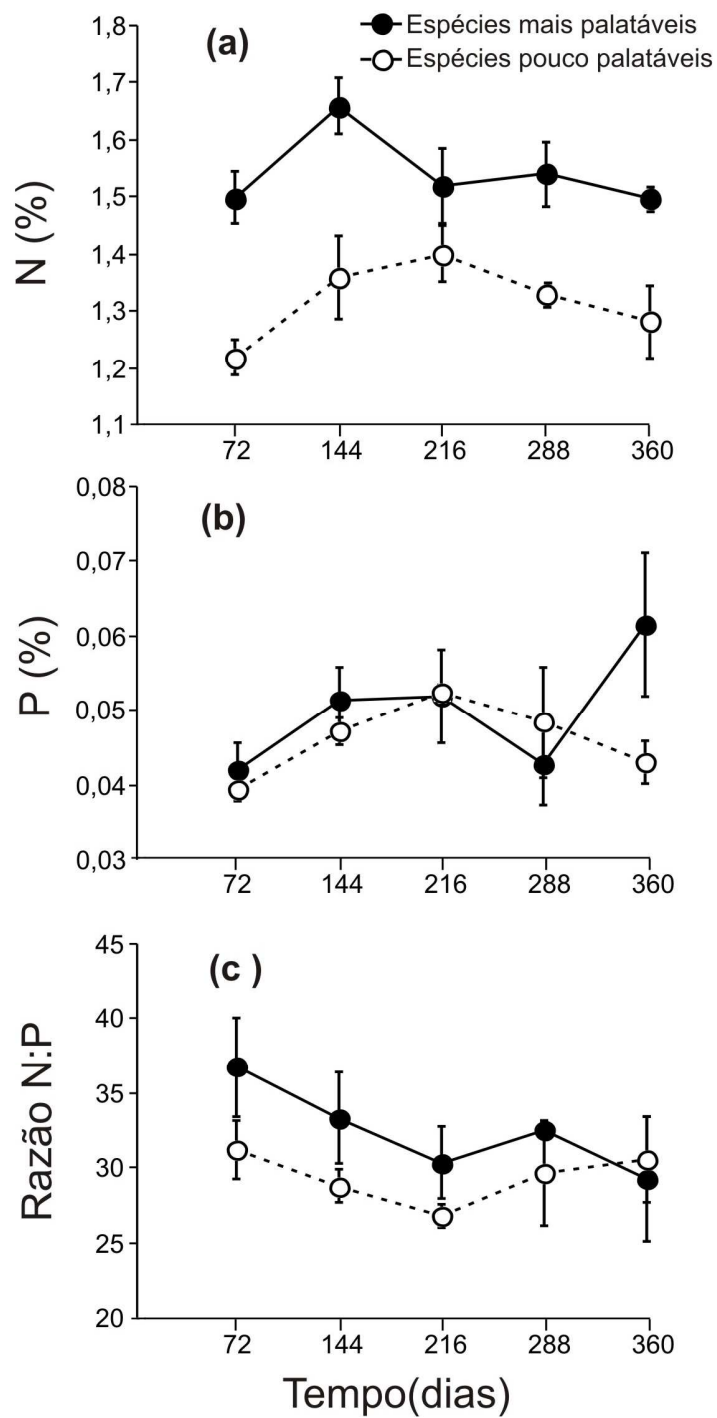
Em relação à concentração química inicial do material foliar, houve diferença para os conteúdos de lignina e N sendo que a mistura de espécies mais palatável apresentou maior conteúdo de N e menor conteúdo de lignina comparativamente à mistura de espécies pouco palatável. Além disso, também foi encontrado uma diferença significativa entre as misturas para as razões lignina:N, lignina:P e N:P (Tabela 3). Apenas para o conteúdo de P não foi detectado diferença entre as misturas de espécies. Como esperado, a concentração de N e P na serapilheira mudou ao longo de um ano para os dois tipos de misturas de folhas de espécies (Figura 2a e b). O conteúdo de N foi diferente entre as misturas de espécies ( $F_{1,39}=48.344$ ,  $p<0,001$ ) e com o tempo ( $F_{4,39}=2,962$ ,  $p=0,045$ ), aumentando inicialmente com a perda de massa para as duas misturas, mas diminuindo após 144 dias (Figura 2a). Para o conteúdo de P, não observou-se diferenças significativas nem entre as misturas ( $F_{1,40}=1,398$ ;  $p = 0,244$ ) e nem com o tempo de decomposição ( $F_{4,40}=1,819$ ;  $p = 0,144$ ) (Figura 2b). Quanto a dinâmica da razão N:P, não houve interação entre os fatores tipo de mistura e tempo

( $F_{4,40}=0,685$ ;  $p=0,607$ ) (Figura 2c). Também não foi detectada diferença entre o tempo de exposição ( $F_{4,40}=1,141$ ;  $p=0,351$ ), mas sim entre os tipos de misturas ( $F_{1,40}=4,142$ ;  $p=0,048$ ). Os valores da razão N:P ao longo do tempo exibiu padrão similar para as duas misturas de espécies, diminuindo inicialmente e logo após, sofrendo um leve aumento.

**Tabela 3:** Composição química inicial de amostras de folhas das espécies estudadas. Os valores são a média de três réplicas, com erro padrão em parênteses. Valores com letras diferentes na coluna entre os pares comparados são significativamente diferentes (Teste t;  $p < 0,05$ )

<b>Espécies</b>	<b>N (%)</b>	<b>P (%)</b>	<b>Lignina (%)</b>	<b>Razão lignina:N</b>	<b>Razão lignina:P</b>	<b>Razão N:P</b>	<b>Razão P:N</b>
<b>Mistura de spp mais palatável</b>	1,33 (0,03)a	0,048 (0,01)a	21,27 (0,32)a	16,03 (0,24)a	432,06(12,61)a	26,94 (0,21)a	0,036(0,0008)a
<b>Mistura de spp pouco palatável</b>	0,97 (0,06)b	0,050 (0,01)a	36,27 (0,26)b	37,28 (0,12)b	722,36 (7,19)b	19,37(0,10)b	0,051(0,001)b
<i>Ouratea castanaefolia</i> <sup>1</sup>	1,24 (0,25)a	0,041 (0,01)a	23,71 (0,03)a	19,12(0,12)a	574,14 (6,28)a	30,02 (0,64)a	0,032(0,001)a
<i>Ouratea hexasperma</i> <sup>2</sup>	0,77 (0,03)b	0,034 (0,01)b	30,16 (0,27)b	39,00(0,35)b	866,44(10,8)b	22,21(0,32)b	0,044(0,0009)b
<i>Qualea grandiflora</i> <sup>1</sup>	0,77 (0,05)b	0,033 (0,01)b	18,55 (0,48)a	24,09 (0,47)b	559,83(18,03)b	23,23(0,20)b	0,042(0,001)a
<i>Qualea multiflora</i> <sup>2</sup>	1,20 (0,08)a	0,066 (0,01)a	17,79 (0,48)a	14,78 (0,21)a	267,80 (3,34)a	18,11 (0,17)a	0,055(0,0008)b
<i>Coussarea hydrangeaefolia</i> <sup>1</sup>	1,40 (0,05)a	0,071 (0,01)a	8,65 (0,05)b	6,20 (0,01)a	122,59(0,70) a	19,70 (0,04)a	0,050(0,0002)a
<i>Alibertia sessilis</i> <sup>2</sup>	0,70 (0,03)b	0,035 (0,01)b	25,72 (0,29)a	37,01 (0,69)b	717, 59 (4,58)b	19,59(0,29)b	0,050(0,001)a

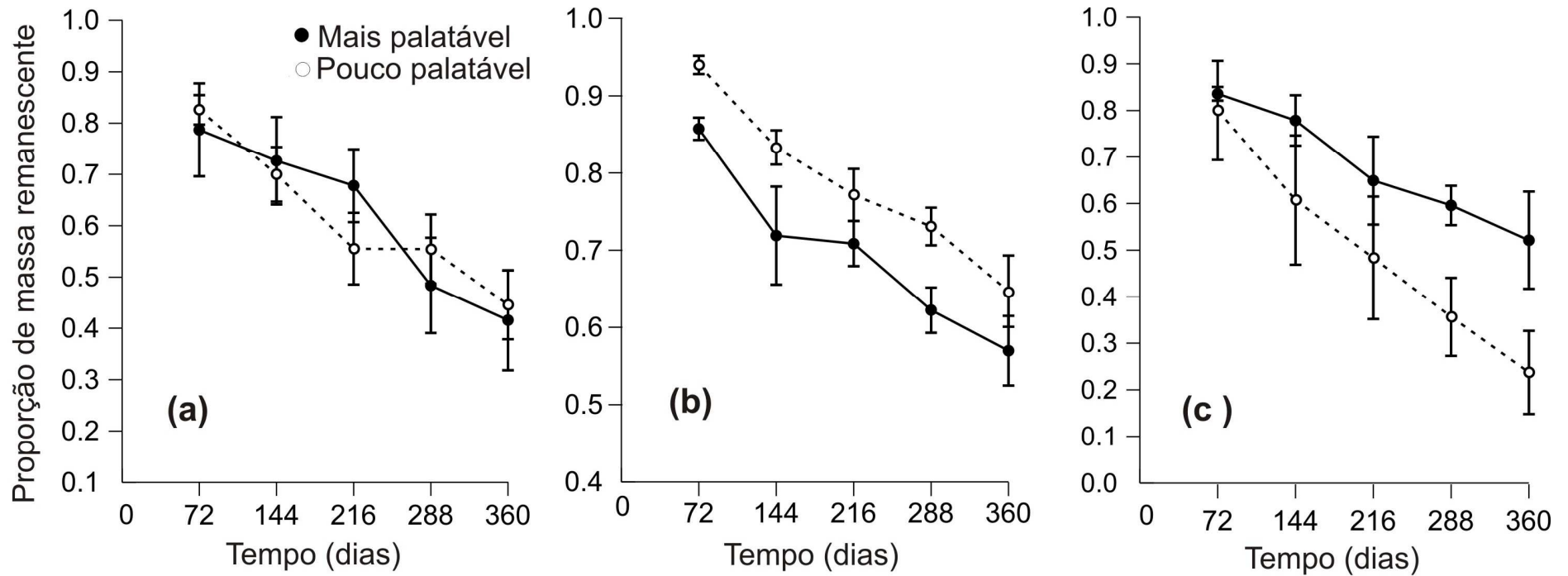
<sup>1</sup>muito palatável; <sup>2</sup>pouco palatável.



**Figura 2:** Concentração de nutriente foliar para as duas misturas de folhas de espécies: muito palatável e pouco palatável ao longo de 360 dias. Cada símbolo representa a média  $\pm$  o erro padrão.

No segundo experimento, a perda de massa foliar nos sacos de decomposição seguiu um padrão similar para todas as espécies ao longo do tempo. Para o par *Coussarea hydrangeaefolia* (muito palatável) e *Alibertia sessilis* (pouco palatável) não houve diferença na proporção da massa remanescente entre elas (Figura 3a), apesar das concentrações iniciais de N, P e lignina serem significativamente diferentes (Tabela 3). O valores de k obtidos para essas espécies foram de  $0,836 \pm 0,09$  e  $0,842 \pm 0,07$ , respectivamente. Para o par *Ouratea castanaefolia* (muito palatável) e *Ouratea hexasperma* (pouco palatável), a proporção da massa remanescente foi diferente entre as espécies comparadas ao longo do tempo ( $F_{1,110}=81,800$ ,  $p < 0,001$ ), com valor de k de  $0,610 \pm 0,07$  para *O. castanaefolia* e  $0,420 \pm 0,05$  para *O. hexasperma* (Figura 3b). Esta diferença também foi encontrada para o par *Q. grandiflora* (muito palatável) e *Q. multiflora* (pouco palatável) ( $F_{1,110}=46,893$ ,  $p < 0,001$ ), sendo que a espécie mais palatável para saúva apresentou menor taxa de decomposição ( $k = 0,671 \pm 0,08$ ;  $k = 1,282 \pm 0,08$  respectivamente) (Figura 3c). Em relação ao conteúdo inicial de nutrientes, para este último par, a espécie mais palatável apresentou menor concentração de N e P em relação a pouco cortada, no entanto não houve diferença quanto à concentração de lignina (Tabela 3). Para o par *O. castanaefolia* (muito palatável) e *O. hexasperma* (pouco palatável), *O. castanaefolia* apresentou maior conteúdo de N e P e baixo teor de lignina, enquanto que *O. hexasperma* apresentou maior conteúdo de lignina e baixo de N e P (Tabela 3).





**Figura 3:** Proporção da massa foliar remanescente ao longo de 360 dias para os pares de espécies: mais e pouco palatável respectivamente. (a) *Coussarea hydrangeaeifolia* e *Alibertia sessilis*, (b) *Ouratea castanaefolia* e *Ouratea hexasperma*, (c) *Qualea grandiflora* e *Qualea multiflora*. Cada símbolo representa a média  $\pm$  o erro padrão.

As espécies de maior palatabilidade para as saúvas apresentaram maior teor de N e menor razão lignina:N (Tabela 3). Porém, não houve uma relação significativa entre o índice de palatabilidade e a taxa de decomposição ( $k$ ) das espécies ( $r=-0,047$ ;  $p=0,912$ ). A taxa de decomposição esteve positivamente correlacionada ao conteúdo de P (Tabela 4). Também, observou-se uma correlação marginalmente significativa entre a taxa de decomposição e a razão lignina:P (Tabela 4).

**Tabela 4:** Coeficientes de correlação de Pearson entre o índice de palatabilidade e a concentração de nutrientes e entre a constante de decomposição ( $k$ ) e a concentração de nutrientes. Os valores em parênteses representam os valores de significância das correlações. ( $n = 8$  para todas as correlações)

Nutriente	Índice de palatabilidade	Constante de decomposição ( $k$ )
N (%)	0,770 (0,025)	0,422 (0,298)
P (%)	0,357 (0,385)	0,724 (0,042)
Lignina (%)	-0,580 (0,132)	- 0,362 (0,378)
Lignina:N	-0,787 (0,020)	- 0,463 (0,248)
lignina:P	-0,617 (0,103)	- 0,651 (0,08)
N:P	0,579 (0,132)	- 0,496 (0,211)

## DISCUSSÃO

O resultado da comparação entre os pares de espécies não mostrou nenhum padrão, sugerindo que não há uma relação entre palatabilidade para as saúvas e decomposição. Apenas para o par *O. castanaefolia* e *O. hexasperma* foi observada esta relação. Para o par *Q. grandiflora* e *Q. multiflora*, a espécie pouco palatável (*Q. multiflora*) decompôs mais rapidamente que a espécie mais palatável. Esta diferença

pode ser consequência da diferença estrutural das folhas. *Q. grandiflora* tem nervuras resistentes, que provavelmente são mais difíceis de decompor e permanecem intactas após a decomposição do material foliar menos resistente (Obs. Pess.). Entre as espécies *C. hydrangeaeifolia* (mais palatável) e *A. sessilis* (pouco palatável), não houve diferença, apesar da espécie mais palatável para saúva apresentar maior conteúdo de N e P e baixo teor de lignina. Entretanto as folhas de *C. hydrangeaeifolia* apresentam teores particularmente elevados de Al (Mundim et al 2009). O excesso de Al pode inibir a decomposição por afetar o pH do detrito a ser decomposto e conseqüentemente o crescimento de fungos (Berish 1986).

De modo geral, a relação não encontrada entre palatabilidade a saúva e taxa de decomposição pode ser explicado pelo fato da saúva não ser só seletiva quanto a espécie de planta, mas também a idade da folha, como mostrado em estudo de Mundim et al (2009). Esta preferência está baseada principalmente na maior concentração de nutrientes, especificamente N, P e menor de componentes recalcitrantes. Entretanto, durante a senescência foliar grande parte dos nutrientes são reabsorvidos e são diretamente disponíveis para o crescimento da planta, o que faz com que a planta seja menos dependente da disponibilidade de nutriente no solo (Aerts & Chapin 2000). Assim as folhas que vão constituir a serapilheira são aquelas que tem menor valor nutricional e maior concentração de componentes recalcitrantes que faz com que ela decomponha mais lentamente. Nos meus resultados, particularmente para o teor de P, a taxa de decomposição mostrou estar mais relacionada com os teores de P, os quais não variaram em função da palatabilidade da planta a saúvas. Alguns estudos mostraram que o P é um fator limitante em áreas de cerrado, já que a reabsorção de nutrientes durante a senescência da folha é maior para P que para N (Kozovits et al, 2007). Como para maioria dos estudos de decomposição, as folhas mortas que constituem a

serapilheira são utilizadas para montar os sacos de decomposição, é possível que a idade do material foliar utilizado não mostre a relação da palatabilidade a saúva e decomposição, uma vez que a saúva tem preferência por folhas jovens. Dessa forma, é possível que a atividade da saúva influencie o processo de decomposição de outras formas como redução da cobertura do dossel alterando as condições microclimáticas de decomposição, produtividade da planta e qualidade da serapilheira.

O conteúdo de nitrogênio e lignina da serapilheira tem sido reconhecido como importantes determinantes da taxa de decomposição (Sundarapandian & Swamy 1999; Xuluc-Tolosa et al 2003, Barbhuiya 2008), mas para este estudo, apesar da maior palatabilidade de espécies com maior concentração de N e menor razão lignina:N; estes não foram bom preditores da taxa de decomposição para as espécies estudadas. Isto evidencia mais uma vez que a limitação de P nesta área pode estar controlando mais fortemente a decomposição já que a taxa de decomposição foi mais correlacionada com o conteúdo inicial de P.

No experimento com misturas de folhas as folhas mais palatáveis apresentaram maior taxa decomposição do que as folhas pouco palatáveis; porém este efeito desapareceu após 144 dias. Esta interação não pode ser explicada por mudanças no teor de nutrientes ao longo do processo de decomposição já que a dinâmica de N e P foi similar para as duas misturas de folhas. Dada a grande variabilidade na taxa de decomposição entre as espécies mais palatáveis (Fig. 3) assim como no teor de nutrientes destas espécies (Tabela 3) é possível que a interação observada entre tempo e mistura seja atribuída à variabilidade entre as espécies componentes de cada mistura. Desta forma, algumas das espécies da mistura mais palatável podem ter decomposto de forma bem rápida no início e assim após 144 dias apenas o material mais recalcitrante

tenha restado. Isto também pode ajudar a explicar porque houve uma interação entre tempo e exclusão de artrópodes, com o efeito da exclusão tendo desaparecido 144 dias após o início do experimento. Estudos anteriores mostram que o efeito dos macroinvertebrados sobre a decomposição depende da qualidade da serapilheira e que para serapilheira de baixa qualidade o efeitos destes animais é nulo (González & Seastedt, 2001; Vasconcelos & Laurance, 2005).

A composição química da serapilheira foliar é muito dinâmica e a concentração dos nutrientes muda durante o processo de decomposição (Hunter et al 2003). O aumento na concentração de N foi observado neste estudo para os dois tipos de misturas foliares nos primeiros 144-216 dias, mas depois houve uma redução do seu conteúdo. O período inicial do estudo, quando houve aumento de N, coincidiu com a estação chuvosa em que a lavagem do solo e folhas pode ter provocado o carreamento de minerais solúveis como P e N, e conseqüentemente a sua imobilização por microorganismos. Xu & Hirata (2005) também obtiveram resultados semelhantes ao deste estudo e atribuíram o aumento temporal no teor de N à atividade microbiana, já que os microorganismos também podem fixar N durante os estágios iniciais da decomposição. Já durante a estação seca, a concentração de N foi reduzida, talvez porque durante a seca a atividade, o crescimento e *turnover* de microorganismos são limitados (Chapin III et al 2002).

Durante a decomposição também foi observado um aumento na concentração de P. Este aumento de P na serapilheira também tem sido encontrado para outros estudos (Xuluc-Tolosa et al 2003; Xu & Hirata 2005). Como o aumento sazonal na concentração de P foi proporcionalmente maior que o de N, a razão N:P tendeu a diminuir ao longo da estação chuvosa e depois estabilizou-se durante a estação seca

(i.e., após 216 dias do início do experimento; Figura 2) . A razão N:P indica qual dos elementos é o mais limitante (Koerselman & Meuleman, 1996). Assim a variação observada na razão N:P da serapilheira ao longo do tempo sugere que a decomposição foi mais limitada por P no início do processo de decomposição quando a razão N:P foi mais alta.

Vários índices de qualidade de serapilheira baseado na composição química inicial têm sido usados como preditores da decomposição. Entretanto, não é sempre possível generalizar estes índices a diferentes tipos de vegetação. Para o presente estudo, as correlações encontradas destacam a importância inicial de P na serapilheira. As correlações feitas entre os parâmetros da qualidade foliar e a constante de decomposição mostraram uma relação significativa apenas para o conteúdo inicial de P, e quase significativa para a razão lignina:P.

## **CONCLUSÃO**

Em conclusão, não houve relação entre a palatabilidade da planta às saúvas e a taxa de decomposição. Isto talvez seja explicado pelo fato de que a taxa de decomposição esteve correlacionada aos teores de P e estes não variaram em função da palatabilidade da planta às saúvas. Plantas mais palatáveis tinham uma maior concentração de N e menor razão lignina:N; porém, nem o conteúdo de N e nem a razão lignina:N foram bom preditores da taxa de decomposição para as espécies estudadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AERTS, R., 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology* 84, 597–608.
- BARBHUIYA, A. R., ARUNACHALAM A., NATH, P. C., KHAN M. L. & ARUNACHALAM, K., 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *J For Res* 13:25–34
- BELOVSKY, G. E. & SLADE, J. B., 2000. Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. *Ecology* 97(26): 14412-14417.
- BERISH, C. W., 1986. Leaf-cutting ants (*Atta cephalotes*) select nitrogen-rich forage. *The American Midland Naturalist* 115:268–276.
- CHAPIN III, F. S., MATSON, P. A. & MOONEY, H. A., 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. 423p Springer. United States of America, USA.
- CHERRETT, J. 1989. Leaf-cutting ants. In: Lieth, H. & Werger, M. (eds.) Tropical rain forest ecosystems: biogeographical and ecological studies, pp. 473-488. Elsevier, Amsterdam, NL.
- CORNELISSEN, J.H.C, PÉREZ-HARGUINDEGUY, N, DÍAZ S, GRIME, J. P., MARZANO, B., CABIDO, M., VENDRAMINI, F., CERABOLI, B., 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rates across species and life forms in regional Xoras on two continents. *New Phytol* 143:191–200.
- COSTA, A. N., 2007. Padrões de forrageamento de biomassa vegetal consumida por *Atta laevigata* (Hymenoptera, Formicidae) em uma área do cerrado brasileiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia MG. 56p
- COSTA, A. N., VASCONCELOS, H. L., VIEIRA-NETO, E. H. M. & BRUNA, E. M., 2008. Do herbivores exert top-down effects in Neotropical savannas? Estimates of biomass consumption by leaf-cutter ants. *Journal of Vegetation Science* 19: 849-854.
- DIDHAM, R. K., 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397-406.

- FARJI-BRENER, A. G. & GHERMANDI, L., 2004. Seedling recruitment in a semi-arid Patagonian steppe: Facilitative effects of refuse dumps of leaf-cutting ants. *Journal of Vegetation Science* 15: 823-830.
- FONTE, S. J. & SCHOWALTER, T. D., 2005. The influence of a neotropical herbivore (*Lamponius portoricensis*) on nutrient cycling and soil processes. *Oecologia* 146:423-31.
- FORNARA, D. A. & DU TOIT, J. T., 2008. Browsing-induced Effects on Leaf Litter Quality and Decomposition in a Southern African Savanna. *Ecosystems* 11: 238–249.
- GONZÁLEZ, G. & SEASTEDT, T. R., 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82 (4): 955-964.
- HOWARD, J.J., 1988. Leafcutting ant diet selection: relative influence of leaf chemistry and physical features. *Ecology* 69: 250-260.
- HUBBELL, S. P. & WIEMER, D. F., 1983. Host plant selection by an attine ant, Vol. 2. *Social Insects in the Tropics* (ed. by P Jaisson), pp. 133-154. University of Paris Press, Paris, France.
- HUBBELL, S. P., HOWARD, J. J. AND WIEMER, D.F., 1984. Chemical leaf repellency to an attine ant: seasonal distribution among potencial host plant species. *Ecology* 65: 1067-1076.
- HUNTER, M. D., ADL, S., PRINGLE, C. M. & COLEMAN, D. C., 2003. Relative effects of macroinvertebrates and habitat on the chemistry of litter during decomposition. *Pedobiologia* 47: 101-115.
- KITCHELL, J. F., O'NEILL, R. V., WEBB, D., GALLEPP, G. W., BARTELL, S. M., KOONCE, J. F. & AUSUMUS, B. S., 1979. Consumer regulation of nutrient cycling. *Bio- Science* 29: 28-34.
- KOZOVITS, A. R., BUSTAMENTE, M. M. C., GAROFALO, C. R., BUCCI, S., FRANCO, A. C., GOLDSTEIN, G. & MEINZER, F. C., 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology* 21, 1034-1043.



- MUNDIM, F.M., COSTA A.N. & VASCONCELOS H.L., 2009. Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ants, *Atta laevigata*, in a Neotropical savanna. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 130, 47-54.
- OLOFSSON, J. & OKSANEN, L., 2002. Role of litter decomposition for the increased primary production in areas heavily grazed by reindeer: a litterbag experiment. *Oikos* 96: 507–515.
- PASTOR, J. & NAIMAN, R. J., 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *American Naturalist* 139:690–705.
- RITCHIE M. E., TILMAN, D. & KNOPS, J. M. H., 1998. Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology* 79:165–177.
- SCHADLER, M., JUNG, G., AUGÉ, H. & BRANDL, R., 2003. Palatability, decomposition and insect herbivory: patterns in a successional old-field plant community. *Oikos* 103: 121–132.
- SCHIAVINI, I. & ARAÚJO, G. M., 1989. Considerações sobre a vegetação da reserva ecológica do Panga (Uberlândia). *Sociedade & Natureza* 1(1): 61-66.
- SEASTEDT, T. R. & CROSSELEY JR, D. A., 1984. The Influence of Arthropods on Ecosystems. *BioScience* 34 (3): 157-161
- SOUSA-SOUTO, L., SCHOEREDER, J. H. & SCHAEFER, C.E.G.R., 2007. Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. *Austral Ecology* 32, 758–765.
- STERNBERG, L., S. L., PINZON, M. C., MOREIRA, M. Z., MOUTINHO, P., ROJAS, E. I. & HERRE EA, 2006. Plants use macronutrients accumulated in leaf-cutting ant nests. *Proceedings of the Royal Society B* 274: 1-6.
- SUNDARAPANDIAN, S. M. & SWAMY, P. S., 1999. Litter production and leaf and leaf litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management* 123: 231-244.

- URIARTE, M., 2000. Interactions between goldenrod (*Solidago altissima* L.) and its insect herbivore (*Trirhabda virgata*) over the course of succession. *Oecologia*: 122:521–528
- XU, X. & HIRATA, E., 2005. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. *Plant and Soil* 273: 279-289.
- XULUC-TOLOSA, F. J., VESTER, H. F. M., RAMÍREZ-MARCIAL, N., CASTELLANOS-ALORES, J. & LAWRENCE, D., 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary Forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management* 174: 401-412.
- VASCONCELOS, H. L. & LAURANCE, 2005. Influence of habitat, litter type and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144: 456-462.

## CONSIDERAÇÕES GERAIS

O presente estudo determinou experimentalmente o efeito do aumento da deposição de N e da relação entre herbivoria por saúvas e decomposição. Estes fatores podem afetar a dinâmica de nutrientes em ecossistemas de cerrado, no qual os solos são pobres em nutrientes e o processo de decomposição é a principal via de entrada de nutrientes em ecossistemas naturais.

O experimento de adição de N não afetou o processo de decomposição para nenhuma das espécies. Isto indica que eventuais mudanças causadas na disponibilidade de N no solo para a comunidade decompositora não foram de grande proporção ao ponto de alterar o processo de decomposição. Outra justificativa plausível é de que a organismos decompositores não sejam limitados por N. Para as espécies estudadas o conteúdo de lignina e P foram os melhores preditores da taxa de decomposição.

Como a decomposição é controlada primeiramente pela ação de microorganismos decompositores e eles são limitados por N e P, para o Cerrado é possível que eles sejam mais limitados por P, uma vez que ele é bastante limitante neste ecossistema. Assim, estudos adicionais sobre os efeitos isolados e combinados da adição de P e N poderiam esclarecer melhor o papel destes nutrientes sobre a decomposição de serapilheira no Cerrado.

No capítulo II demonstro que a saúva *Atta laevigata* apresenta preferência por espécies de plantas com maior concentração de N e menor razão de lignina:N, mas que apesar disso as espécies mais palatáveis não apresentaram maior taxa de decomposição. Diferenças na taxa de decomposição entre as espécies parecem ter sido determinadas pela concentração inicial de P; porém esta não diferiu entre plantas com diferentes graus de palatabilidade. Isto indica que as saúvas não alteram indiretamente

o processo de decomposição ao alterar a qualidade da serapilheira que é depositada sobre o solo. No entanto, as saúvas podem comprometer o fluxo de nutrientes por outras formas como, por exemplo, ao alterar a quantidade de serapilheira. Além disso, elas podem alterar a estrutura da vegetação e assim as condições microclimáticas para a comunidade decompositora.

## REFERÊNCIAS COMPLEMENTARES

- ABER, J. D. & MELILLO, J. M. 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: 439-449.
- ALVAREZ-SANCHEZ, J. & ENRIQUEZ, R. B., 1996. Leaf Decomposition in a Mexican Tropical Rain Forest. *Biotropica* (28) 4: 657-667.
- BARBHUIYA, A. R., ARUNACHALAM A., NATH, P. C., KHAN M. L. & ARUNACHALAM, K., 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. *J For Res* 13:25–34
- BELOVSKY, G. E. & SLADE, J. B., 2000. Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. *Ecology* 97(26): 14412-14417.
- BERG, B. & AGREN, G. L., 1984. Decomposition of needle litter and its organic-chemical components - theory and field experiments - long-term decomposition in a scots pine forest. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 62 (12): 2880-2888.
- BERG, B., BERG, M. P., 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.
- CASTANHO, C. T & OLIVEIRA, A. A., 2008. Relative effect of litter quality, forest type and their interaction on leaf decomposition in south-east Brazilian forests. *Journal of Tropical Ecology* 24:149–156.
- CHAPIN III, F. S., MATSON, P. A. & MOONEY, H. A., 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer.

- FRANK, D. A, KUNS, M. M. & GUIDO, D.R., 2002. Consumer control of grassland plant production. *Ecology* 83:602–606
- GALLOWAY, J. N., F. J. DENTENER, D. G. CAPONE, E. W. BOYER, R. W. HOWARTH, S. P. SEITZINGER, G.P. ASNER, C. C. CLEVELAND, P. A. GREEN, E. A. HOLLAND, D. M. KARL, A. F. MICHAELS, J. H. PORTER, A. R. TOWNSEND & C. J. VOROSMARTY., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70:153-226.
- HOBBIE, S. E. & VITOUSEK, P.M., 2000. Nutrient Limitation of Decomposition in Hawaiian Forests. *Ecology* 81 (7): 1867-1877.
- HOBBIE, S. E., 2005. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems* 8: 644-656.
- HUNTER, M. D, 2001. Insect population dynamics meets ecosystem ecology: effects of herbivory on soil nutrient dynamics. *Agricultural and Forest Entomology* 3, 77±84.
- KEMP, P. R. D. G.W., CLENTON, E.O, JAMES, F.R. & ROSS, A.V., 1994. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil* 165:115–127
- 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.
- LAVELLE, P., 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33:3–16.
- LIU, P., HUANG, J., HAN, X., SUN, O. J. & ZHOU, Z., 2006. Differential responses of litter decomposition to increased soil nutrients and water between two contrasting grassland plant species of Inner Mongolia, China. *Applied Soil Ecology* 34: 266-275.
- 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.

- MAMILOV, A. Sh. & DILLY, O.M., 2007. Microbial characteristics during the initial stages of litter decomposition in forest and adjacent cropland soil. *ecological engineering* 3(1): 147–153
- McCLAUGHERTY, C. & BERG, B., 1987. Cellulose, lignin and nitrogen levels as rate regulating factors in late stages of forest litter decomposition. *Pedobiologia* 30: 101-112
- MEGURO, M.; VINUEZA, G. N.& DELITTI, W. B. C., 1979. Ciclagem de nutrientes minerais na mata mesófila secundária - São Paulo. I - Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folheto. *Boletim de Botânica, São Paulo*, v. 7, p. 11-31, 1979.
- MELILLO, J. M., ABER, J. D. & MURATORE, J. F., 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.
- MORETTO, A.S., DISTEL, R.A. & DIDONE, N.G., 2001. Decomposition and nutrient dynamic of leaf litter and roots from palatable and unpalatable grasses in a semi-arid grassland. *Applied Soil Ecology*. 18, 31–37.
- OLOFSSON, J. & OKSANEN, L., 2002. Role of litter decomposition for the increased primary production in areas heavily grazed by reindeer: a litterbag experiment. *Oikos* 96: 507–515.
- PARTON W, SILVER WL, BURKE IC, GRASSENS L, HARMON ME, CURRIE WS, KING JY, ADAIR EC, BRANDT LA, HART SC & FASTH B, 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315: 361-364.
- SEASTEDT, T. R. & CROSSELEY JR, D. A., 1984. The Influence of Arthropods on Ecosystems. *BioScience* 34 (3): 157-161
- SILVER, W. L. & MIYA, I. R. K., 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129:407–419
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkley, CA.

- TAYLOR, B. R., PARKINSON, D. & PARSONS, W. F. J., 1989. Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test. *Ecology* 70 (1): 97-104
- VALENTIN, M. W., CIANCIARUSO, M. V. & BATALHA, M. A., 2008. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. *Brazilian Journal of Biology*, 68(3): 459-465.
- VITOUSEK, P.M. & SANFORD, R. L., 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17:137-167
- VITOUSEK, P. M., TURNER, D. R., PARTON, W. J. & SANFORD, R. L., 1994. Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix, Hawai'i: Patterns, Mechanisms, and Models. *Ecology* 75 (2): 418-429.
- WAKSMAN, S. A & TENNEY, F. G., 1928. Composition of natural organic materials and their decomposition in the soil. III. The influence of nature of plant upon the rapidity of its decomposition. *Soil Science* 26:155-17
- WHENDEE L. S. & MIYA, K. M., 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129:407-419.



# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)