



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Decomposição de detritos foliares alóctones e dinâmica de nutrientes em sistema lótico no Cerrado

Simone Kuster Mitre

Orientadora: Profa. Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Ecossistemas.

Brasília-DF
Abril de 2011.

Ao Cerrado por sempre me
surpreender e despertar em mim
a curiosidade.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à minha querida família (Luiz, Sandra e Letícia) pelo amor incondicional e por estar sempre ao meu lado em todas as minhas conquistas.

À Dra. Mercedes Bustamante por toda dedicação neste trabalho e em meu crescimento profissional. Obrigada por despertar em mim a paixão pela pesquisa!

Aos amigos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia – UnB.

À RECOR-IBGE pela contribuição no desenvolvimento dos trabalhos de campo.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado e financiamento ao projeto (PELD processo nº 554777/2009-6).

Ao Dr. José Francisco Gonçalves Júnior e ao Laboratório de Limnologia pela assessoria no delineamento experimental e desenvolvimento das metodologias.

À Dra. Rosa Frighetto e ao Laboratório de Ecologia Química da Embrapa Meio Ambiente de Jaguariúna-SP no desenvolvimento de metodologias essenciais para este estudo.

À amiga e aluna de Iniciação Científica Gleide Dislene Keila Nepomuceno pela dedicação nos trabalhos de campo e análises laboratoriais. Obrigada!

Aos Drs. Frederico Takahashi e Lúcio José Vivaldi pelo suporte e colaboração nas análises estatísticas.

Ao Joner Oliveira Alves, com amor, por todo o incentivo em minhas conquistas e por compreender os momentos de ausência.

Aos meus queridos amigos José Salomão Oliveira Silva, Maria Regina Sartori da Silva, Jimmy Hernandez Linares e Julia Zanin Shimbo pela amizade e incentivo em todos os momentos.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas pela contribuição no desenvolvimento deste estudo e pelos momentos de descontração. Obrigada por terem me acolhido com tanto carinho!

RESUMO

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, sendo constituído por um mosaico vegetacional com formações campestres, savânicas e florestais. Dentre as formações florestais destacam-se as Matas de Galeria, que possuem expressiva biodiversidade e importância estratégica na manutenção e equilíbrio dos sistemas lóticos. O volume e a qualidade da água são regulados pela interação entre processos hidrológicos, geológicos e biológicos na interface entre os ambientes terrestre e aquático. A produtividade primária em sistemas aquáticos de pequeno porte é mantida principalmente pela entrada de detritos vegetais alóctones e sua decomposição é o processo chave para a ciclagem de nutrientes nestes ambientes. Em escala local, o processo de decomposição é regulado principalmente pela qualidade nutricional dos detritos foliares, que pode influenciar na colonização dos decompositores e detritívoros. Adicionalmente, variações sazonais nas características hidrológicas e químicas da água podem interferir na velocidade de decomposição e colonização dos decompositores e detritívoros, afetando a dinâmica e os fluxos de nutrientes no sistema aquático. Este estudo avaliou as características físico-químicas dos detritos foliares das espécies *Emmotum nitens*, *Symplocos mosenii* e *Maprounea guianensis*, relacionando-as com a velocidade de decomposição, colonização por fungos e dinâmica de liberação de nutrientes. Também foram avaliados os efeitos da sazonalidade sobre a dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes. Os resultados mostraram que a velocidade de decomposição está fortemente relacionada com as características iniciais dos detritos, principalmente C, N, fenóis totais, taninos condensados e razão C:N. Os detritos foliares das espécies *E. nitens* ($k=0,0063$; $T_{50\%}=110$ dias) e *M. guianensis* ($k=0,0099$; $T_{50\%}=70$) apresentaram decomposição e perda de nutrientes mais lentos em relação a *S. mosenii* ($k=0,02$; $T_{50\%}=35$). A maior velocidade de decomposição dos detritos de *S. mosenii* está relacionada com concentrações mais elevadas de N, baixa concentração de C, fenóis totais e taninos condensados e baixa razão C:N em comparação com as outras duas espécies. A colonização dos resíduos foliares por fungos não indicou forte relação com as características físico-químicas dos detritos, apresentando aumento em função do tempo, atingindo valores máximos com 60 dias de incubação, principalmente nos resíduos de *E. nitens* e *M. guianensis*. A taxa de decomposição, colonização por fungos e dinâmica de nutrientes foram maiores durante a transição chuvosa-seca do que na transição seca-chuvosa, resultado principalmente das mudanças na velocidade da corrente

e temperatura da água. Comparações entre os fluxos de nutrientes via decomposição de detritos foliares no córrego indicam que os nutrientes são liberados para o sistema aquático mais rapidamente em relação ao processo de decomposição na porção terrestre da Mata de Galeria. Comparações entre os fluxos de N estimados pela decomposição ($2,0\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e na vazão da água ($0,3\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) sugerem que parte do N liberado pela decomposição dos detritos foliares é retido no sedimento ou liberado em formas gasosas (N_2 e N_2O) por desnitrificação. O fluxo de P estimado pela decomposição dos detritos foliares no córrego ($0,1\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) foram iguais ao estimado na vazão da água, indicando que o P liberado pelo processo de decomposição encontra-se disponível na água.

Palavras-chave: savanas, vegetação ripária, pequenas drenagens, ciclagem de nutrientes, compostos secundários, ergosterol.

ABSTRACT

The Cerrado is the second largest biome in South American, consisting of vegetation mosaic with grassland, savanna and forest formations. Among the forests formations there are the gallery forests, which have significant importance conservation of biodiversity and of lotic ecosystems. The volume and quality of water are regulated by the interactions between the hydrological, geological and biological processes at the interface between terrestrial and aquatic environmental. Primary productivity in small streams is maintained mainly by the input of allochthonous detritus and the decomposition is a key process for nutrient cycling in streams. At local scale, the decomposition processes is regulated mainly by the nutritional quality of detritus, which can influence the colonization of decomposers and detritivores. Additionally, seasonal variations in hydrological and water chemistry can interfere in the decomposition rates and colonization of decomposers and detritivores, affecting the dynamics and fluxes of nutrients in aquatic systems. This study related the physical and chemical characteristics of leaf litter with the decomposition rates, colonization of fungi and dynamics of nutrients release. The effects of seasonality on the dynamics of decomposition and nutrient release were also evaluated. The results showed that the decomposition rates are strongly influenced by the initial quality of the detritus, mainly C, N, total phenols, condensed tannins and C:N ratio. The detritus of the species *Emmotum nitens* ($k=0.0063$; $T_{50\%}=110$ days) and *Maprounea guianensis* ($k=0.0099$; $T_{50\%}=70$) decomposed at slower rates than *Symplocos mosenii* ($k=0.02$; $T_{50\%}=35$). The highest decomposition rate of *S. mosenii* is related to higher concentration of N, low concentration of total phenols and condensed tannins and low C:N ratio in comparison with the other two species. The colonization of leaf residues by fungi showed marked growth as a function of incubation time and higher peaks of ergosterol concentration were observed after 60 days of incubation, especially in *E. nitens* and *M. guianensis*. The decomposition rates, colonization by fungi and nutrients dynamics were higher during the wet-dry season than in dry-wet season, result for changes in the stream velocity and water temperature. Comparisons between the fluxes of nutrients through the decomposition of leaf litter in stream indicate that nutrients are released into the aquatic systems more quickly than through decomposition processes on forest floor. Comparisons between the fluxes of N estimated by decomposition ($2.0\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) and in the stream flow suggest that part of N released through in-stream decomposition processes could be

retained in sediment or released in gaseous form by denitrification. The fluxes of P estimated by in-stream decomposition ($0.1\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) were similar to those estimated in the stream flow, indicating that the P released through the decomposition is available in the water.

Keywords: savannas, riparian vegetation, small streams, nutrients cycling, secondary compounds, ergosterol.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Desenho esquemático do fluxo de energia em ambientes aquáticos de água doce, representando a decomposição da matéria orgânica alóctone por meio de processos físicos e atuação biológica (adaptado de Begon <i>et al.</i> 2007). A matéria orgânica formada por partículas grossas está representada pela sigla MOPG, sendo convertida em matéria orgânica dissolvida (MOD) e partículas finas (MOPF).....	18
Figura 2 – Desenho esquemático do ciclo de nutrientes em sistemas aquáticos a partir da decomposição dos detritos foliares da vegetação ripária (adaptado de McClain <i>et al.</i> 2001).....	19
Figura 3 – Fluxos de entrada e saída de nutrientes na interface entre o ambiente terrestre e aquático no sistema ripário.....	25
Figura 4 – Mapa hidrológico do Distrito Federal e da Reserva Ecológica do IBGE, onde está inserido o córrego do Pitoco (15°55'52''S e 47°52'39.9''W).....	39
Figura 5 - Representação esquemática da Mata de Galeria não inundável do córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE), caracterizando as comunidades vegetais formadas no gradiente topográfico (Parron 2004).....	40
Figura 6 - Variação mensal da precipitação acumulada na Reserva Ecológica do IBGE nos anos de 2009 e 2010.	41
Figura 7 - Variação mensal da precipitação acumulada na Reserva Ecológica do IBGE nos anos de 2009 e 2010.	42
Figura 8 - Redes de náilon utilizadas para coleta de serapilheira foliar na comunidade úmida da Mata de Galeria do córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF).....	43
Figura 9 - Séries de bolsas de decomposição incubação <i>in situ</i> no córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF).	44
Figura 10 - Variação temporal da profundidade da água do córrego do Pitoco e da precipitação diária na Reserva Ecológica do IBGE durante o período de incubação na estação chuvosa (outubro de 2009 a fevereiro de 2010).	50
Figura 11 – Dinâmica de perda de massa dos detritos foliares das três espécies estudadas (<i>Symplocos</i> , <i>Emmotum</i> e <i>Maprounea</i>) em função do tempo de incubação no córrego do Pitoco (outubro de 2009 a fevereiro de 2010). Incluindo os coeficientes de decomposição e	

tempo necessário para a decomposição de 50% da massa estimado em dias. As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de incubação analisado.	56
Figura 12 - Variação temporal das concentrações e do percentual remanescente de nutrientes nos detritos foliares das três espécies estudadas (<i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i>) em função do período de incubação (outubro de 2009 a fevereiro de 2010). 61	
Figura 13 - Variação temporal da biomassa de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, nos detritos foliares (<i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i>) durante o período de decomposição expressa em µg de ergosterol por grama de massa seca livre de cinzas. As barras indicam o erro padrão da média.	64
Figura 14 – Distribuição das freqüências de eventos diários de chuvas no ano de 2010 na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.	85
Figura 15 – Relação entre a precipitação diária e a profundidade da coluna de água do córrego do Pitoco durante os dois períodos de incubação, mensurados de março a agosto de 2010. As médias mensuradas através de regra graduada nos meses de setembro, outubro e novembro foram 0,10, 0,23 e 0,16m, respectivamente.	87
Figura 16 – Variação temporal das características da água do córrego do Pitoco de março a novembro de 2010, compreendendo os dois períodos de incubação. A faixa cinza distingue os dois períodos de incubação, transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).	88
Figura 17 – Dinâmica de perda de massa dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> e <i>Symplocos</i> incubadas nos períodos de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010). As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de observação.	90
Figura 18 – Variação sazonal da concentração de nutrientes e do percentual médio de massa remanescente em função do tempo de incubação (120 dias) para os detritos foliares da espécie <i>Emmotum</i> incubados no córrego do Pitoco durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).	93
Figura 19 – Variação sazonal da concentração de nutrientes e do percentual médio remanescente em função do tempo de incubação (120 dias) para os detritos foliares da espécie <i>Symplocos</i> incubados no córrego do Pitoco durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).	96
Figura 20 – Variação sazonal do percentual de fenóis totais remanescentes em função do tempo de incubação dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> e <i>Symplocos</i> durante os períodos de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a	

novembro de 2010). As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de observação.	98
Figura 21 – Variação sazonal da biomassa de fungos, indicada pela concentração de ergosterol em μg por grama de massa seca livre de cinzas, em função do período de decomposição da espécie <i>Emmotum</i> incubada na transição chuvosa-seca (março a julho) e na seca-chuvosa (julho a novembro). As barras indicam o erro padrão em cada tempo de análise.	99
Figura 22 – Variação sazonal da biomassa de fungos, indicada pela concentração de ergosterol em μg por grama de massa seca livre de cinzas, em função do período de decomposição da espécie <i>Symplocos</i> incubada na transição chuvosa-seca (março a julho) e na seca-chuvosa (julho a novembro). As barras indicam o erro padrão em cada período de observação.	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação das concentrações médias de nutrientes em mg.L^{-1} e das características da água do córrego do Pitoco durante as estações chuvosa e seca (2004-2006). O desvio padrão das médias está apresentado em parênteses. (Silva <i>et al.</i> 2010)...	41
Tabela 2 – Composição química inicial dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i> . Os valores de desvio padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.	53
Tabela 3 – Concentração inicial de compostos secundários em % de massa seca (fenóis totais e taninos condensados) e dureza foliar (kPa) dos detritos das espécies <i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i> . Os valores de desvio padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.	54
Tabela 4 - Equação exponencial de decaimento de massa dos detritos foliares de <i>Symplocos</i> , <i>Emmotum</i> e <i>Maprounea</i> e seus respectivos coeficientes de decomposição (k) estimados em dias e tempo necessário para a decomposição de 50% da massa inicial ($T_{50\%}$).	55
Tabela 5 – Caracterização química dos resíduos das espécies <i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i> após 90 dias de incubação. Os valores de erro padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.	59
Tabela 6 – Variação das concentrações em % de massa seca de fenóis totais e taninos condensados e seus respectivos percentuais de perda em função do tempo de incubação dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i> em decomposição no córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE). Valores não detectáveis pela metodologia estão representados pela sigla ND.	62
Tabela 7 - Comparação entre as taxas de decomposição (k), tempo de meia vida (estimado em dias) e parâmetros físico-químicos (% de massa seca) dos detritos foliares das espécies deste estudo (<i>Emmotum</i> , <i>Symplocos</i> e <i>Maprounea</i>) com outras espécies do bioma Cerrado e de regiões tropicais.	69
Tabela 8 - Dinâmica de decomposição em córregos de ambientes tropicais e temperados e comparação entre a velocidade de decomposição em sistemas aquáticos e terrestres.....	70
Tabela 9 – Fluxos de nutrientes via decomposição no córrego do Pitoco (considerando a média entre as espécies) e na Mata de Galeria (mix de folhas das espécies dominantes) estimados em $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$	73

Tabela 10 – Variação dos coeficientes de decomposição (k) e dos tempos de meia vida (estimados em dias) dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> e <i>Symplocos</i> incubados em períodos sazonais distintos (transição chuvosa - seca de março a julho de 2010 e seca - chuvosa de julho a novembro de 2010).....	89
Tabela 11 – Variação dos fluxos médios de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) via decomposição dos detritos foliares das espécies <i>Emmotum</i> e <i>Symplocos</i> incubados durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).....	101

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	15
1 – Bioma Cerrado e as Matas de Galeria.....	15
2 – Ciclagem de nutrientes em sistemas lóticos.....	17
3 – Influência da qualidade físico-química do detrito foliar no processo de decomposição.....	20
4 – Atuação dos decompositores e detritívoros no processo de decomposição.....	21
5 – Estoques e fluxos de nutrientes na Mata de Galeria do córrego do Pitoco.....	24
Hipóteses.....	28
Objetivos gerais.....	28
Justificativa.....	29
Referências Bibliográficas.....	30
Capítulo 1: Influências da diversidade físico-química dos detritos foliares no processo de decomposição e dinâmica de nutrientes.....	37
1 – Introdução.....	37
2 – Material e métodos.....	38
2.1 – Área de estudo.....	38
2.2 – Espécies selecionadas.....	42
2.3 – Coleta de serapilheira.....	42
2.4 – Preparação das amostras.....	43
2.5 – Delineamento experimental e processamento das amostras.....	44
2.6 – Características físico-químicas da água do córrego.....	45
2.7 – Características físico-químicas do detrito foliar e fluxos de nutrientes.....	46
2.8 – Proporção de Matéria Orgânica.....	47
2.9 – Biomassa total de fungos.....	48
2.10 – Análises estatísticas.....	49
3 – Resultados.....	50
3.1 – Características hidrológicas e físico-químicas do córrego do Pitoco.....	50
3.2 – Qualidade físico-química inicial dos detritos foliares.....	51
3.3 – Taxas de decomposição.....	55
3.4 – Variação do percentual remanescente de nutrientes.....	57
3.5 – Variação do percentual remanescente de compostos secundários.....	62
3.6 – Biomassa de fungos ao longo do processo de decomposição.....	63
3.7 – Fluxos de nutrientes via decomposição.....	64
4 – Discussão.....	65
4.1 – Dinâmica de decomposição, perda de nutrientes e atuação microbiana.....	65
4.2 – Fluxos de nutrientes na Mata de Galeria do córrego do Pitoco.....	71
5 – Conclusões.....	74
6 – Referências Bibliográficas.....	76
Capítulo 2: Variações sazonais na dinâmica do processo de decomposição dos detritos foliares.....	81
1 – Introdução.....	81
2 – Material e Métodos.....	82
2.1 – Coleta e análise de serapilheira.....	82
2.2 – Delineamento experimental.....	82
2.3 – Variáveis hidrológicas e físico-químicas da água do córrego do Pitoco.....	83
2.4 – Processamento e análise das amostras de serapilheira após incubação.....	83
2.5 – Biomassa total de fungos.....	83
2.6 – Análise estatística.....	84

3 – Resultados.....	84
3.1 – Variações sazonais das características hidrológicas e físico-químicas do córrego do Pitoco	84
3.2 – Variação sazonal da taxa de decomposição e massa remanescente	89
3.3 – Dinâmica de nutrientes	90
3.3.1 – Resíduos de <i>Emmotum</i>	90
3.3.2 – Resíduos de <i>Symplocos</i>	94
3.3.3 – Comparação entre as espécies.....	97
3.4 – Dinâmica de compostos secundários	97
3.4 – Variação da biomassa de fungos.....	98
3.5 – Variação sazonal dos fluxos de nutrientes.....	101
4 – Discussão.....	102
5 – Conclusões.....	106
6 – Referências Bibliográficas	107

Introdução Geral

1 – Bioma Cerrado e as Matas de Galeria

O Cerrado é o segundo maior bioma da América Latina com uma área de aproximadamente 204 milhões de hectares (CSR/IBAMA 2009) e ocupando cerca de 25% do território brasileiro, localizado principalmente na porção central do país. O Cerrado possui alta diversidade biológica, sendo considerada a savana de maior riqueza de espécies do mundo com mais de 11.000 espécies de plantas, das quais 4.400 são endêmicas do bioma (Myers *et al.* 2000, Mendonça *et al.* 2008). O clima da região do Cerrado é classificado como tropical sazonal, com estação seca bastante pronunciada de abril a setembro e período chuvoso marcado por fortes eventos de chuva de outubro a março (Eiten 1972).

A região do Cerrado possui grande importância estratégica para a conservação dos recursos hídricos, uma vez que abrange um grande número de nascentes e parte considerável de algumas das principais bacias hidrográficas da América do Sul. Em particular, destacam-se 78% da área da bacia do Araguaia-Tocantins, 47% do São Francisco e 48% do Paraná/Paraguai (Lima e Silva 2008). O volume e a qualidade da água dos rios é um resultado da associação entre clima, geologia, fisiografia, solos e tipo de cobertura vegetal da bacia hidrográfica (Costa *et al.* 2003). Embora o Brasil possua aproximadamente 12% das reservas mundiais de água doce do planeta, sistemas lóticos vêm sofrendo uma série de impactos provocados por ações antrópicas incluindo a degradação das áreas ripárias e deposição de sedimentos e substâncias orgânicas (Tundisi e Tundisi 2008).

A despeito de sua alta biodiversidade e importância para a conservação dos recursos hídricos, o Cerrado sofre com intenso desmatamento em decorrência da expansão das atividades agropecuárias e crescimento urbano desordenado. De 2002 para 2008 os remanescentes do Cerrado reduziram de 55,73% para 51,54% de acordo com o relatório técnico de monitoramento de desmatamento do bioma, sendo que apenas 7,44% de toda a área natural do bioma é integralmente protegida por unidades de conservação (CSR/IBAMA 2009).

O Cerrado é considerado um complexo vegetacional constituído por um mosaico de formações florestais, savânicas e campestres subdivididas em diferentes fitofisionomias. Dentre as formações florestais do Cerrado destacam-se as Matas Ciliares e Matas de Galeria que acompanham as linhas de drenagem (Ribeiro e Walter 1998). A Mata de

Galeria é uma vegetação associada a córregos e riachos de pequeno porte, formando corredores fechados de mata sobre os cursos d'água e, geralmente, é circundada por uma vegetação não florestal típica do Cerrado. As Matas de Galerias são subdivididas em inundáveis e não-inundáveis de acordo com a composição florística, topografia e variação da profundidade do lençol freático. No caso das matas inundáveis o solo apresenta-se encharcado durante todo o ano ou por um determinado período, principalmente durante a estação chuvosa. Já as matas não-inundáveis apresentam uma declividade topográfica, que impede o acúmulo de água do solo e facilita a drenagem da água (Ribeiro e Walter 1998).

As Matas de Galeria são altamente heterogêneas apresentando ampla diversidade florística. Ocupam cerca de 5% da extensão do bioma Cerrado e possuem aproximadamente 32% de toda a sua biodiversidade (Felfili *et al.* 2001). As Matas de Galeria desempenham o papel de corredores ecológicos, possibilitando a troca gênica por meio da polinização e dispersão. Sua vegetação é considerada perenifólia, quase não ocorrendo caducifolia no período da seca, com árvores de altura média variando entre 20 e 30 metros. Devido a sua individualidade florística as Matas de Galeria do bioma Cerrado são consideradas únicas dessa região do Brasil (Ribeiro *et al.* 2001), sendo conhecidas como uma vegetação extracerrado pelo fato das florestas do norte e oeste do Cerrado possuírem maiores semelhanças com a Floresta Amazônica, enquanto que as do centro e sul estão mais relacionadas com as Florestas Semidecíduas Montanas do sudeste do Brasil (Oliveira Filho e Ratter 1995). Em linhas gerais, os solos deste tipo de vegetação são classificados como ácidos, apresentando alta saturação de alumínio (Felfili 1994) e teores de nutrientes essenciais se comparados as outras formações do Cerrado (Haridasan e Araújo 1988).

As Matas de Galeria possuem uma grande importância na manutenção, funcionamento e equilíbrio dos sistemas lóticos, principalmente por controlar os fluxos de entrada de matéria e energia por meio do material alóctone, que sustentam as teias tróficas e exercem influência no controle da ciclagem de nutrientes e biogeoquímica dos sistemas aquáticos (Lima 1989, Webster e Meyer 1997). Além da riqueza de espécies e diversidade genética (Rezende 1998), são especialmente importantes para a estabilização das margens dos cursos d'água, proteção das nascentes, controle da erosão do solo, funcionando como zona tampão, filtro de sedimentos, substâncias químicas e nutrientes (Lowrance *et al.* 1984, Barling e Moore 1994). Em virtude de suas características e importância ecológica, são consideradas áreas de preservação permanente pelo Código Florestal Brasileiro. Entretanto, essa vegetação sofre com intensa degradação em decorrência principalmente da

agricultura, pecuária e retirada de madeira (Santos *et al.* 2001). Por exemplo, no estado de Goiás, entre os anos de 2005 e 2006, foram detectados indícios de desmatamentos do bioma abrangendo 3.572,20 hectares (Ferreira *et al.* 2008) a uma taxa média de desmatamento de aproximadamente 1,07%, correspondendo a uma taxa anual de 0,54%, para os anos de 2003 a 2005 (Silva *et al.* 2008) e somente 34% das linhas de drenagem no estado de Goiás (incluindo o Distrito Federal), estão cobertos por vegetação nativa (Bonnet *et al.* 2007).

2 – Ciclagem de nutrientes em sistemas lóticos

As bacias hidrográficas são consideradas um sistema geomorfologicamente aberto mantido pelo fluxo de entrada e saída de matéria e energia entre a vegetação do entorno e os corpos d'água. Pequenos córregos e riachos são importantes elementos hidrológicos e biogeoquímicos da paisagem que mantêm conexão entre os ambientes terrestres e os grandes rios (Thomas *et al.* 2004) e, por isso, estudos que envolvem as microbacias hidrográficas são importantes.

Em córregos de pequeno porte a produtividade primária é mantida principalmente pela entrada de detritos da vegetação ripária, uma vez que a Mata de Galeria impede a entrada direta de luminosidade e, conseqüentemente, o crescimento significativos de algas e macrófitas que são responsáveis pela produtividade autóctone por meio da fotossíntese (Vannote *et al.* 1980). A partir do momento que as margens do riacho se alargam, a sombra das árvores fica restrita às margens e a produção primária autóctone passa a ser a principal fonte de energia (Vannote *et al.* 1980, Begon *et al.* 2007). Portanto, a importância relativa dessa fonte de matéria e energia depende das dimensões do corpo d'água e dos tipos de comunidades terrestres que depositam material orgânico nestes ambientes.

Dosskey e Bertsch (1994), ao estudarem uma bacia hidrográfica na Carolina do Sul, estimaram que a vegetação ripária contribui com 93% da carga de matéria orgânica total exportada anualmente pelo fluxo de água de uma bacia de drenagem de aproximadamente 13km², o que representou 10% de toda a produção anual de detritos pela floresta ripária. Abelho e Graça (1998) estimaram em 6 a 13% a contribuição da serapilheira foliar produzida pela vegetação ripária de uma floresta decídua na região central de Portugal. Para a bacia amazônica, a contribuição de detritos foliares da floresta ripária está em torno de 20% de toda a produção total de serapilheira, estimada em 0,7kg.m².ano⁻¹, sendo composta por 1,2% e 0,04% de nitrogênio e fósforo, respectivamente (McClain e Richey 1996).

Uma vez na água, os detritos vegetais estão sujeitos à decomposição, processo chave para a ciclagem de nutrientes e biogeoquímica em ambientes aquáticos, exercendo controle sobre os processos de transferência de energia e interações tróficas (Wallace *et al.* 1997). Uma combinação de fatores físicos e biológicos estão envolvidos durante o processo de decomposição (Figura 1). Lixiviação, abrasão e fragmentação do detrito pela ação da água são processos físicos responsáveis pela redução no tamanho das partículas e transformação química de compostos solúveis (Petersen e Cummins 1974; Webster e Benfield 1986). Os grupos de organismos que desempenham um importante papel na transformação biológica da matéria orgânica dissolvida em matéria particulada fina são os fungos, bactérias e macroinvertebrados. A relevância de cada grupo e os fatores que controlam a sua atividade e dominância ainda não estão totalmente claros (Wallace e Webster 1996, Bärlocher 1992, Gessner *et al.* 1999).

A perda de espécies da vegetação ripária pode implicar em alterações drásticas no funcionamento dos sistemas aquáticos, uma vez que córregos e riachos de pequeno porte parecem sofrer um controle *top-down* mais intenso do que os sistemas terrestres (Moulton 1999).

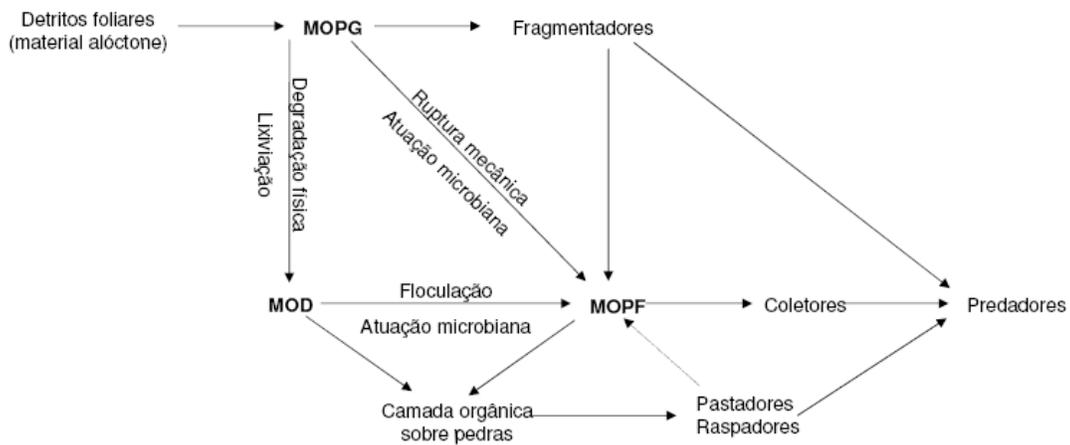


Figura 1 – Desenho esquemático do fluxo de energia em ambientes aquáticos de água doce, representando a decomposição da matéria orgânica alóctone por meio de processos físicos e atuação biológica (adaptado de Begon *et al.* 2007). A matéria orgânica formada por partículas grossas está representada pela sigla MOPG, sendo convertida em matéria orgânica dissolvida (MOD) e partículas finas (MOPF).

Devido à formação de corrente de água, os córregos e riachos são classificados como sistema lótico, que permanece em constante movimento unidirecional, por onde os nutrientes são deslocados em espiral através da corrente e as comunidades de

decompositores e detritívoros são adaptadas a dinâmica destes sistemas e à estrutura do sedimento do fundo (Newbold *et al.* 1982, Elwood *et al.* 1983). A dinâmica de nutrientes em córregos e riachos esta intimamente associada ao movimento contínuo do corrente de água e às interações entre os processos químicos e biológicos (McClain *et al.* 2001).

A decomposição dos detritos foliares e o processo de mineralização convertem os elementos para forma inorgânica, disponibilizando-os para o ecossistema e assimilação biológica (McClain *et al.* 2001) (Figura 2). Quando algum dos elementos é limitante no ecossistema, pode ocorrer a imobilização deste por microrganismos, ficando retido na biomassa microbiana. Posteriormente, este nutriente pode torna-se disponível novamente para o sistema pelo processo de remineralização (McClain *et al.* 2001) (Figura 2). Nitrogênio, fósforo e enxofre são elementos que possuem importância relevante para a estrutura e fisiologia da biota aquática, e estes são encontradas em diversas formas químicas que se alternam de acordo com seus ciclos de reações (McClain *et al.* 2001, Ensing e Doyle 2006).

Os rios e córregos são considerados sistemas abertos que mantém troca constante de nutrientes com o sistema terrestre adjacente através dos fluxos de entrada e saída de nutrientes. Entretanto, alguns elementos como o nitrogênio e o enxofre podem apresentar um fluxo de saída além da interface entre os sistemas terrestres e aquáticos, com a liberação de gases (N_2 , N_2O e H_2S) para a atmosfera através dos processos de redução e denitrificação (McClain *et al.* 2001) (Figura 2).

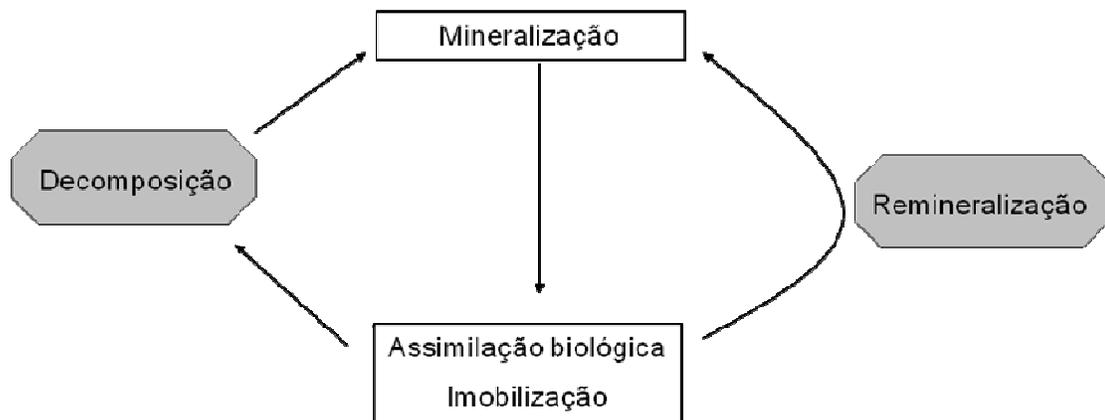


Figura 2 – Desenho esquemático do ciclo de nutrientes em sistemas aquáticos a partir da decomposição dos detritos foliares da vegetação ripária (adaptado de McClain *et al.* 2001).

A ciclagem de nutrientes em sistemas aquáticos de pequeno porte via decomposição dos detritos alóctones começou a receber maior atenção na década de 60 na região temperada, e a sequência de eventos envolvidos no processo e os fatores limitantes são bastante conhecidos (Cummins 1974, Petersen e Cummins 1974, Ostrofsky 1997, Gessner *et al.* 1999, Royer e Minshall 2003). Já na região tropical, estes estudos são mais recentes e têm aumentado significativamente nos últimos anos (Mathuriau e Chauvet 2002, Wantzen *et al.* 2006, Ardón e Pringle 2008, Ardón *et al.* 2009) e no Brasil ainda estão em desenvolvimento (Wantzen e Wagner 2006, Gonçalves *et al.* 2006 e 2007, Janke e Trivinho-Strixino 2007, Moretti *et al.* 2007).

Estudos têm mostrado que a decomposição dos detritos foliares em córregos de pequena ordem ocorre em uma velocidade maior em ambientes temperados se comparado à região tropical (Mathuriau e Chauvet 2002, Wantzen e Wagner 2006, Rueda-Delgado *et al.* 2006, Gonçalves *et al.* 2006 e 2007). Tais diferenças na taxa de decomposição dos detritos estão relacionados às condições climáticas, as características da água, a estrutura e composição da vegetação e a diversidade e dinâmica das comunidades de decompositores e detritívoros.

3 – Influência da qualidade físico-química do detrito foliar no processo de decomposição

A diversidade de espécies da vegetação ripária resulta em uma alta heterogeneidade físico-química da serapilheira foliar, considerada a principal fonte de matéria e energia para os ecossistemas aquáticos de pequeno porte. Em escala local um dos principais fatores controladores da velocidade de decomposição dos detritos foliares é a sua qualidade físico-química (Royer e Minshall 2003, Leroy e Marks 2006). Em virtude de tais diferenças, os detritos foliares das espécies se decompõem em velocidades distintas. Em linhas gerais, os componentes da matéria orgânica morta seguem uma série decrescente de compostos mais facilmente decomponíveis: açúcares > amidos > hemiceluloses > pectinas > proteínas > celulosas > ligninas > suberinas > cutinas (Begon *et al.* 2007).

As principais características relacionadas com uma taxa de decomposição mais lenta são a alta concentração de compostos estruturais, em especial lignina e celulose que conferem dureza às folhas (Gessner e Chauvet 1994), baixa concentração de nitrogênio (Melillo *et al.* 1982), alta razão lignina/N e C/N (Enriquez *et al.* 1993) e altas concentrações de taninos (Driebe e Whitman 2000). As folhas de espécies da região tropical tendem a possuir maior concentração de compostos secundários e recalcitrantes

em comparação com os ecossistemas temperados (Levin 1976, Coley e Aide 1991) e interferindo na velocidade de decomposição dos detritos (Gonçalves *et al.* 2007, Ardòn e Pringle 2008, Ardòn *et al.* 2009), principalmente por inibirem a colonização de invertebrados e microrganismos (Janzen 1975, Stout 1989).

Estudos têm mostrado que existe uma relação positiva entre a qualidade química inicial dos detritos e as mudanças durante o processo de decomposição associado à riqueza e abundância de fungos e macroinvertebrados aquáticos (Petersen e Cummins 1974, Day 1983, Laitung e Chauvet 2005). Contudo, a velocidade de decomposição dos detritos foliares parece estar mais fortemente relacionada com as características iniciais dos detritos foliares, uma vez que ocorre rápida lixiviação dos componentes solúveis e compostos secundários (Ostrofsky 1997, Ardón e Pringle 2008, Ardón *et al.* 2009). Em decorrência do processo intenso de lixiviação dos fenóis totais e taninos condensados, estes apresentariam menor importância na determinação das taxas de decomposição em comparação com as concentrações iniciais de compostos estruturais, principalmente lignina e celulose (Ardón e Pringle 2008, Ardón *et al.* 2009).

A decomposição exclusivamente em sistemas terrestres têm indicado que a taxa de decomposição da serapilheira aumenta com a elevação dos teores de N, P, K, Ca e Mg, e diminuem com o aumento dos teores de lignina e das razões C:N e lignina:N (Zhang *et al.* 2008). A combinação entre os teores de taninos e a razão C:N explicam cerca de 70% das variações na taxa de decomposição (Zhang *et al.* 2008).

4 – Atuação dos decompositores e detritívoros no processo de decomposição

O grupo de organismos que se alimenta de matéria orgânica morta é conhecido como saprófito, que depende da entrada de recursos vegetais. O grupo é diferenciado em: os decompositores, da qual fazem parte os fungos e bactérias, e detritívoros, compostos por macro e microinvertebrados (Begon *et al.* 2007). Tanto em ecossistemas terrestres como em aquáticos os decompositores e detritívoros desempenham um importante papel no processo de decomposição dos detritos orgânicos. Em linhas gerais, os principais responsáveis pela condução do processo de decomposição em ambientes aquáticos são os fungos e invertebrados fragmentadores (Gessner e Chauvet 1994, Hieber e Gessner 2002). A diversidade de detritos foliares da vegetação ripária resulta em uma biota aquática associada bastante diversificada (Laitung e Chauvet 2005).

A dinâmica de colonização e a afinidade destes grupos estão fortemente associadas com o conteúdo nutricional e concentrações de compostos secundários e recalcitrantes dos

detritos foliares a serem decompostos. A riqueza de espécies da vegetação ripária pode influenciar profundamente a dinâmica do processo de decomposição em sistemas aquáticos por interferir na estrutura e dinâmica das teias tróficas (Tilman *et al.* 1996, Hooper e Vitousek 1997, Swan e Palmer 2006).

As comunidades de fungos de sistemas de água doce apresentam alta diversidade e heterogeneidade, possuindo um papel bastante relevante na decomposição de material vegetal morto (Wong *et al.* 1998, Nikolcheva *et al.* 2003), principalmente por possuírem um aparato enzimático capaz de degradar compostos mais recalcitrantes como celulose e lignina. Durante o processo de decomposição a diversidade microbiana tende a decrescer com o tempo à medida que os últimos e mais recalcitrantes componentes são degradados por um número menor de espécies mais especializadas (Begon *et al.* 2007).

Existem mais de 600 espécies de fungos aquáticos descritas somente para a região temperada (Wong *et al.* 1998) e a utilização de técnicas moleculares tem propiciado novas descobertas sobre a diversidade genética de fungos aquáticos destas regiões (Nikolcheva *et al.* 2003, Nikolcheva e Bärlocher 2004, Bärlocher 2007). Muitas espécies de fungos são consideradas cosmopolitas, mas algumas são restritas a pequenas regiões e outras encontradas apenas na região temperada ou tropical (Wood-Eggenschwiler e Bärlocher 1985). Os hyphomicetes são um grupo filogeneticamente heterogêneo que dominam o processo de decomposição de detritos foliares alóctones em córregos e riachos (Bärlocher 1992, Nikolcheva *et al.* 2003). A temperatura ótima descrita para a atividade de fungos em ecossistemas aquáticos tropicais varia de 20 a 25° C, contudo, alguns grupos possuem um crescimento ótimo em temperaturas mais amenas (~15° C) ou mais altas em torno de 30° C (Wong *et al.* 1998).

A interação entre os diferentes grupos de fungos é um importante fator na determinação da organização, composição e padrões de colonização dos fungos em ecossistemas de água doce (Shearer 1993), uma vez que a liberação de substâncias antagonistas por algumas espécies pode inibir a atuação de outros grupos de fungos (Asthana e Shearer 1990). Os fungos também podem alterar a palatabilidade do detrito após a sua atuação enzimática propiciando a colonização por macroinvertebrados por realçar a qualidade do detrito, principalmente por degradar compostos mais recalcitrantes; além do biofilme formado sobre o detrito aumentar o seu conteúdo nutricional (Suberkropp 1992, Graça 1993, Gessner *et al.* 1999).

De acordo com uma comparação latitudinal, os invertebrados fragmentadores desempenham um papel mais importante no processo de decomposição em córregos

temperados enquanto na região tropical o processo é conduzido mais significativamente por microrganismos (Irons *et al.* 1994). Na região temperada, somente o grupo dos invertebrados fragmentadores é responsável pela conversão de 30% da matéria orgânica grossa em partículas finas e o seu ciclo de vida parece estar adaptado a entrada sazonal de detrito foliar (Petersen e Cummins 1974). Em córregos tropicais os fragmentadores são descritos como um grupo de baixa riqueza e abundância (Wantzen e Junk 2000, Wantzen e Wagner 2006, Gonçalves *et al.* 2006). Estudos têm associado características da água, principalmente a variação da temperatura (Rueda-Delgado *et al.* 2006 Ramírez *et al.* 2006), com a baixa abundância e riqueza de fragmentadores e com a maior atuação dos fungos em córregos tropicais (Cummins 1974, Cummins *et al.* 1989, Gonçalves *et al.* 2006, Wantzen e Wagner 2006).

Três grupos funcionais principais de detritívoros que participam no processo de decomposição da matéria orgânica são classificados de acordo com o seu hábito alimentar (Cummins 1974): (1) os fragmentadores são aqueles que consomem partículas maiores de matéria orgânica, fragmentando o detrito; (2) os coletores se alimentam de partículas de matéria orgânica fina e podem ser subdivididos em três classes: apanhadores, que se alimentam de partículas orgânicas dos resíduos ou do sedimento do leito do rio; os filtradores, que filtram as partículas orgânicas pequenas da coluna de água e os raspadores, que obtêm seu alimento por rasparem a camada orgânica depositada sobre rochas e pedras; (3) os predadores são uma categoria que controlam a estrutura trófica por consumir outros grupos de invertebrados.

Embora a relação entre a qualidade do detrito e a afinidade dos invertebrados ainda não esteja totalmente elucidada, a presença de compostos secundários e altas concentrações de lignina parece influenciar na taxa de colonização do substrato pelos detritívoros (Janke e Trivinho-strixino 2007). Contudo, os fragmentadores parecem ter uma preferência maior pelos detritos parcialmente degradados por microrganismos (Graça 2001). Alguns estudos sobre a diversidade de grupos funcionais de detritívoros atuando no processo de decomposição em ambientes aquáticos no Cerrado indicam os coletores como o grupo dominante (49 a 52%), seguido por predadores (29 a 42%), raspadores (4 a 12%) e fragmentadores (1 a 5%) (Wantzen e Wagner 2006, Gonçalves *et al.* 2006). Em regiões temperadas pode ser observado um padrão típico na abundância de grupos funcionais, com predominância de coletores e fragmentadores e um baixo número de raspadores e predadores (Wantzen e Wagner 2006).

Distúrbios e o desmatamento da vegetação ripária podem afetar a estrutura e dinâmica das comunidades de decompositores e detritívoros em função de mudanças no aporte de matéria orgânica (Bärlocher 1992, Moulton 1999, Swan e Palmer 2006).

5 – Estoques e fluxos de nutrientes na Mata de Galeria do córrego do Pitoco

Os sistemas terrestre e aquático mantêm constante troca de nutrientes através das vias de fluxos de entrada e saída de nutrientes, sendo a ciclagem de nutrientes em córregos mantida principalmente pelo processo de decomposição dos detritos vegetais alóctones, lixiviação da serapilheira e percolação da solução freática (Figura 3). Tais processos ressaltam a importância da preservação das matas ripárias para a manutenção da qualidade da água e equilíbrio dos ecossistemas lóticos (Dosskey *et al.* 2010), definindo assim, as dimensões da interação entre os sistemas terrestre e o aquático.

A entrada de nutrientes para o sistema aquático é regulada pela interação das vias de fluxos de origem hidrológica, geológica e biológica, onde cada um possui importância relativa para a manutenção e equilíbrio dos sistemas lóticos (Likens e Bormann 1974). A percolação contínua da água subterrânea e a solução oriunda da lixiviação do dossel são exemplos de fluxo hidrológico (McClain *et al.* 2001). O processo de erosão e a entrada direta de detritos vegetais no sistema aquático são exemplos de fluxo geológico e biológico, respectivamente (McClain *et al.* 2001). A figura 3 resume os fluxos de entrada e saída de nutrientes entre o ambiente aquático com os sistemas adjacentes.

Os fluxos de entrada de nutrientes para os córregos possuem vias mais numerosas se comparada com os fluxos de saída, onde predomina o fluxo de nutrientes através da vazão da água, embora sejam observadas trocas gasosas com a atmosfera (N_2 , N_2O e H_2S) (McClain *et al.* 2001). Os fluxos de nutrientes na interface entre os ambientes terrestre e aquático podem sofrer variações em resposta às mudanças da vegetação, sazonalidade climática e geomorfológica.

A vegetação ripária é um elemento fundamental para a manutenção e conservação dos ecossistemas aquáticos. Contudo, informações sobre os fluxos de nutrientes na interface entre o ambiente terrestre e aquático em sistemas tropicais ainda são escassas. Por isso, a necessidade de quantificar os estoques e fluxos de nutrientes é tão importante para entender melhor o funcionamento dos ambientes ripários e as implicações na biogeoquímica de microbacias.

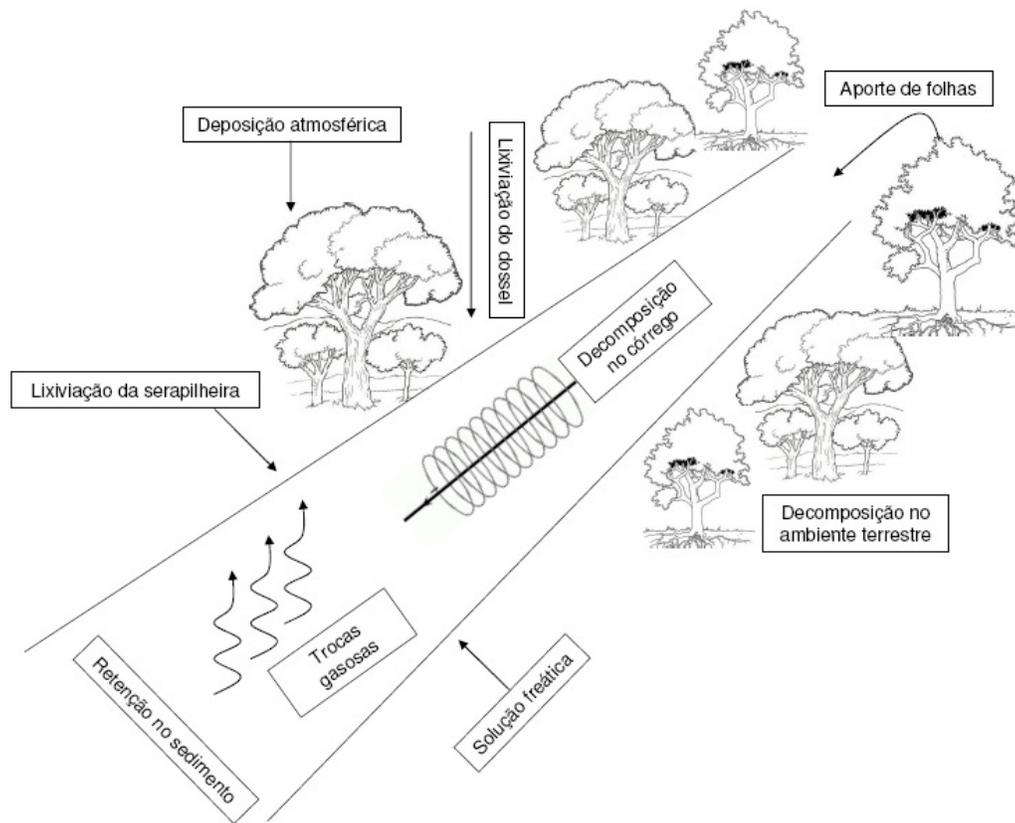


Figura 3 – Fluxos de entrada e saída de nutrientes na interface entre o ambiente terrestre e aquático no sistema ripário.

Embora esteja clara a importância dos ambientes ripários para a manutenção dos ecossistemas aquáticos, estes ambientes na região tropical sofrem com intensa degradação e desmatamento da sua vegetação. Em decorrência da necessidade de maior conhecimento sobre a ciclagem de nutrientes nos ambientes ripários, estudos sobre os estoques e fluxos de nutrientes vêm sendo desenvolvidos no bioma Cerrado, mais especificamente na Mata de Galeria do córrego do Pitoco localizada na Reserva Ecológica do IBGE em Brasília-DF.

A Mata de Galeria do Pitoco possui uma expressiva riqueza florística com 99 espécies arbóreas pertencentes a 46 famílias (Silva 2005). Silva (2001) classificou a Mata de Galeria como não-inundável, sendo subdividida em três comunidades florísticas distintas de acordo com a variação topográfica e o grau de umidade designadas como seca, intermediária e úmida. A comunidade úmida margeia o córrego e a comunidade seca localiza-se na borda da Mata de Galeria na faixa de transição com o Cerrado, enquanto que a comunidade intermediária está localizada entre as comunidades seca e úmida. Silva (2001) observou que a similaridade entre as comunidades úmidas das Matas de Galeria da

Reserva Ecológica do IBGE é maior do que a similaridade entre as comunidades úmida, intermediária e seca dentro da Mata de Galeria do córrego do Pitoco.

Segundo Parron (2004), a produção de serapilheira na Mata de Galeria do córrego do Pitoco ocorre durante todo o ano, apresentando queda mais acentuada no auge da estação seca, principalmente entre os meses de julho e agosto. Apenas a comunidade úmida é responsável por uma produção média de serapilheira estimada em $6,1\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, com a porção foliar representando cerca de 70% da serapilheira total. O estoque de serapilheira sobre o solo da comunidade úmida da Mata de Galeria do Pitoco foi estimado em $3,7\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, com um tempo de residência de 0,60 ano. O tempo estimado para a decomposição de 50% da massa de serapilheira depositada sobre o solo da comunidade úmida foi estimado em 1,99 anos (770 dias) ($k=0,35$) (Parron 2004). Os fluxos de P oriundo do processo de decomposição da serapilheira foliar na comunidade úmida da Mata de Galeria foi estimado em $0,3\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, enquanto que para N foi observado imobilização durante o período de decomposição.

A entrada de nutrientes via deposição atmosférica na Mata de galeria do córrego do Pitoco pode ser relevante, sendo os fluxos de $C_{\text{orgânico}}$, N_{total} e P_{total} estimados em $25,3\text{kgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, $12,6\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,73\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente (Parron *et al.* 2010). Os fluxos de N_{total} e P_{total} via deposição atmosférica representam, respectivamente, 31,5% e 42,9% do estoque presente na serapilheira (Parron *et al.* 2010). A lixiviação do dossel pela precipitação foi responsável pela deposição média de $53,2\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de $C_{\text{orgânico}}$, $5,6\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de N e $0,6\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de P. Já os fluxos de nutrientes oriundos da lixiviação da serapilheira sob o solo foi estimado em $199,8\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de $C_{\text{orgânico}}$, $12,6\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de N_{total} e $0,5\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de P_{total} (Parron *et al.* 2010).

Segundo Parron *et al.* 2010, as diferenças nos fluxos de transferência de nutrientes nos compartimentos da Mata de Galeria indicam uma importância relativa da entrada de nutrientes via deposição atmosférica e do papel da Mata de Galeria como um sistema conservativo na retenção dos nutrientes. A chuva pode ser considerada um elemento fundamental para a entrada de nutrientes, desempenhando função relevante nos processos de permuta dos nutrientes em todo o sistema ripário. Parron (2004) observou que os fluxos de nutrientes via lixiviação da serapilheira foram superiores aos fluxos via decomposição da serapilheira, mostrando que o processo de lixiviação é um importante componente na liberação de nutrientes para o sistema ripário.

Os fluxos de saída de N e P para a água do córrego foram considerados inferiores aos fluxos de entradas desses elementos na Mata de Galeria, representando 2 e 15% da

entrada de P e N, respectivamente (Parron *et al.* 2010). As concentrações de nutrientes na água do córrego foram consideradas baixas com pequenas variações ao longo do ano (Parron *et al.* 2010, Silva *et al.* 2010). A concentração média de N_{total} na água do córrego foi de $0,08\text{mg.L}^{-1}$, atingindo a concentração máxima de $0,15\text{mg.L}^{-1}$ no mês de julho, auge da estação seca. O $C_{orgânico}$ apresentou uma variação de $0,2$ à $2,8\text{mg.L}^{-1}$ durante o estudo, com uma concentração média de $1,2\text{mg.L}^{-1}$. Para P, a maioria das concentrações não ultrapassou $40\mu\text{g.L}^{-1}$, embora tenha sido registrada uma concentração de $188\mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de outubro (Parron *et al.* 2010).

Silva *et al.* (2010) observaram que as vias de fluxo de nutrientes mais fortemente relacionados com a composição química da água do córrego do Pitoco foram às soluções de escoamento superficial e freática, sendo a solução freática a de maior contribuição relativa, responsável por 96% da composição química da água do córrego (Silva 2008). A baixa concentração de nutrientes na água do córrego e as diferenças entre os fluxos de entrada e saída do sistema ripário sugerem que a ciclagem de nutrientes na Mata de Galeria é conservativa, com retenção desses elementos pela vegetação, garantindo assim a manutenção e conservação das áreas ripárias e dos sistemas aquáticos.

Deste modo, o grau de preservação das Matas de Galeria garante a qualidade da água dos córregos que as acompanham, pois estas matas desempenham uma importante função no controle dos fluxos de entrada de nutrientes para os corpos d'água. Silva (2008) comparou córregos de ambientes preservados na Reserva Ecológica do IBGE com áreas impactadas pela urbanização ou por atividades agropastoris e observou que a água dos córregos de áreas naturais possui menor concentração de carbono orgânico e nitrogênio total dissolvido e maiores concentrações de íons em relação aos córregos de ambientes urbanos e rurais, que normalmente recebem uma descarga maior de sedimentos e nutrientes e não possuem uma vegetação ripária preservada que garanta a manutenção e equilíbrio dos corpos d'água.

Hipóteses

H1 – As diferenças físico-químicas da serapilheira foliar das espécies arbóreas dominantes da comunidade úmida de Mata de Galeria do córrego do Pitoco interferem no grau de decomponibilidade dos detritos foliares e na afinidade da comunidade de fungos ao substrato, resultando em diferentes taxas de decomposição entre as espécies. Diferenças no conteúdo nutricional e palatabilidade dos detritos foliares (elevada razão C:N e altas concentrações de carbono, nitrogênio, compostos secundários e recalcitrantes) podem interferir na afinidade e colonização das comunidade de decompositores e detritívoros ao substrato, resultando em uma velocidade de decomposição mais lenta.

H2 – A dinâmica e os fluxos de nutrientes via decomposição no córrego do Pitoco são fortemente influenciados pela qualidade físico-química dos detritos foliares, colonização por fungos e características hidrológicas e químicas da água do córrego. A qualidade dos detritos foliares e as características da água do córrego influenciam na velocidade de decomposição e na atividade e colonização de fungos decompositores, e tais diferenças nesta relação podem interferir na dinâmica de nutrientes via decomposição e no fluxo de nutrientes na água.

H3 – Diferenças sazonais na hidrologia e características químicas da água do córrego do Pitoco interferem na velocidade de decomposição dos detritos foliares e na colonização por fungos e, conseqüentemente, na dinâmica e fluxo de nutrientes. O aumento da velocidade da corrente intensifica o processo de lixiviação e o desgaste físico dos detritos, e acréscimos na temperatura e pH da água podem favorecer a atividade e colonização de fungos decompositores.

Objetivos gerais

1 – Avaliar a influência da qualidade físico-química foliar no processo de decomposição dos detritos foliares alóctones e na colonização por fungos quando incubados no córrego do Pitoco.

2 – Avaliar a influência das características físico-químicas foliares e da água do córrego do Pitoco, bem como a colonização por fungos, na dinâmica e fluxos de nutrientes via decomposição dos detritos foliares alóctones no córrego do Pitoco.

3 – Avaliar a existência de padrões sazonais nas características da água do córrego e possíveis influências na velocidade de decomposição dos detritos foliares e na colonização por fungos, relacionando com a dinâmica e fluxos de nutrientes.

O presente estudo compreenderá a interface entre o sistema terrestre e o aquático na Mata de Galeria do córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF) a partir da dinâmica de decomposição dos detritos foliares alóctones oriundos da vegetação ripária incubados no córrego:

- No capítulo 1 será abordada a influência da qualidade físico-química dos detritos foliares na velocidade de decomposição, dinâmica de nutrientes e colonização por fungos e com a.
- No capítulo 2 serão avaliadas as alterações sazonais nas características físico-químicas da água do córrego e possíveis influências destas variações na taxa de decomposição dos detritos, dinâmica de nutrientes e colonização por fungos.

Justificativa

Embora as Matas de Galeria sejam consideradas áreas de preservação permanente pelo Código Florestal Brasileiro, elas vêm sofrendo intensamente com os processos de mudanças da cobertura vegetal e do uso do solo, provocando sérias alterações na qualidade da água e nos fluxos dos nutrientes, podendo acarretar em conseqüências mais drásticas em escalas maiores. Sendo assim, os resultados obtidos neste trabalho, juntamente com estudos anteriores, auxiliarão no entendimento dos processos biogeoquímicos em ambientes ripários do Cerrado, servindo de suporte para a conservação das Matas de Galeria e dos recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

Abelho M, Graça MAS. 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia* 386: 147-152.

Ardón M, Pringle CM. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia* 155: 311-323.

Ardón M, Pringle CM, Eggert SL. 2009. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *Journal of the North American Benthological Society* 28(2): 440-453.

Asthana A, Shearer CA. 1990. Antagonistic activity of *Pseudohalonestria* and *Ophioceras*. *Mycologia* 82: 554-61.

Barling RD, Moore ID. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* 18: 543-558.

Bärlocher F. 1992 Community organization. Bärlocher F. editor. In *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. Berlin, Germany: Springer-Verlag, p38-76.

Bärlocher F. 2007. Molecular approaches applied to aquatic hyphomycetes. *Fungal Biology Reviews* 21: 19-24.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Ed. São Paulo: Artmed.

Bonnet BRP, Ferreira NC, Ferreira Junior LG. 2007. Ampliação de ambientes ripários como alternativa às reservas legais: Conciliando política florestal e conservação dos recursos hídricos. *Boletim Goiano de Geografia* 27: 97-115.

Coley PD, Aide TM. 1991. Comparisons of herbivory and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forests. Price PW, Lewinsohn TM, Fernandez GW, Benson WW, editores. *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley: Chichester UK. p25-49.

Costa MH, Botta A, Cardille JA. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology* 283: 206-217.

CRS/IBAMA. 2009. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados. Acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA/PNUD. 69p.

- Cummins KW. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631-641.
- Cummins KW, Wilzbach MA, Gates DM, Perry JB, Taliaferro WB. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39(1): 24-30.
- Day FP. 1983. Effects of flooding on leaf litter decomposition in microcosms. *Oecologia* 56: 180-184.
- Dosskey MG, Bertsch PM. 1994. Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream: A Hydrologic Approach. *Biogeochemistry* 24: 1-19.
- Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 46.
- Driebe EM, Whitham TG. 2000. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. *Oecologia* 123: 99-107.
- Eiten G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 205-341.
- Elwood JW, Newbold JD, O'Neill RV, Van Winkle W. 1983. Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. Fontaine TD, Bartell SM. editores. *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science (Butterworth), Ann Arbor, Michigan, USA. pp 3-27
- Enriquez S, Duarte CM, Sand-Jensen K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of C:N:P content. *Oecologia* 94: 457-471.
- Ensign SH, Doyle MW. 2006. Nutrient spiraling in streams and river network. *Journal of Geophysical Research* 111: 1-13.
- Felfili JM. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasilia, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17(1): 1-11.
- Felfili JM, Mendonça RC, Walter BMT, Silva Júnior MC, Nóbrega MGG, Fagg CW, Sevilha AC, Silva MA. 2001. Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. Ribeiro JF, Fonseca CEL, Souza-Silva JC. editores. *Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados. p19.
- Ferreira ME, Santo NB, Rocha GF. 2008. Indicadores de desmatamentos em unidades de conservação com base em dados orbitais: uma análise temporal (2003-2006) para o Cerrado goiano. II Simpósio internacional Savanas Tropicais. Brasília-DF.

Gessner MO, Chauvet E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75: 1807–1817.

Gessner MO, Chauvet E, Dobson M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377- 384.

Gonçalves JF Jr, França JS, Callisto M. 2007. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 967-973.

Gonçalves JF Jr, Graça MAS, Callisto M. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25(2): 344-355.

Graça MAS. 1993. Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologia* 23: 107-114.

Graça MAS. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Review of Hydrobiology* 86: 383-393.

Haridasan M, Araújo GM. 1988. Aluminium-accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of central Brazil. *Forest Ecology Management* 24: 15-26.

Hieber M, Gessner MO. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026-1038.

Hooper DU, Vitousek PM. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302–1305

Irons JG, Oswood MW, Stout RJ, Pringle CM. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32: 401-411.

Janke H, Trivinho-Strixino S. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensis* 19(1): 109-115.

Janzen DH. 1975. Tropical blackwater rivers, animals, and mast fruiting by the Dipteroocarpaceae. *Biotropica* 6: 69-103.

Laitung B, Chauvet E. 2005. Vegetation diversity increases species richness of leaf-decaying fungal communities in woodland streams. *Archiv für Hydrobiologie* 164: 217-235.

Leroy CJ, Marks JC. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51: 605-617.

Levin DA. 1976. Alkaloid-bearing plants: an ecogeographic perspective. *American Naturalist* 110: 261-184.

Likens GE, Bormann FH. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience* 24(8): 447-456.

Lima WP. 1989. Função hidrológica da mata ciliar. Simpósio sobre mata ciliar, São Paulo. Anais do simpósio de mata ciliar. São Paulo: Fundação Gargill: 25-42.

Lima JE, Silva EM. 2008. Estimativa da produção hídrica superficial do cerrado brasileiro. Scariot AO, Sousa-Silva JC & Felfli JM. editores. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 63-72.

Lowrance R, Todd R, Fail Junior J, Heindrickson Junior O, Leonard R, Asmussen L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agriculture watersheds. *BioScience* 34: 374-377.

Mathuriau C, Chauvet E. 2002. Breakdown of Leaf Litter in a Neotropical Stream
Published by: The North American Benthological Society Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3): 384-396.

McClain ME, Richey JE. 1996. Regional-scale linkages on terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon basin: a conceptual model for organic matter. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, Large rivers 10: 111-125.

McClain ME, Bilby RE, Triska FJ. 2001. Nutrient cycles and responses to disturbance. Naiman RJ, Bilby RE. editores. *River Ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion.* Springer, Pp. 347-372.

Melillo JM, AberJD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.

Mendonça RC, Fefili JM, Walter BMT, Silva JrMC, Rezende AV, Filgueiras TS, Nogueira PE, Fagg CW. 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF. editores. *Cerrado: ecologia e flora.* Planaltina-DF: Embrapa Cerrados. v2. 1279p.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Moretti M, Gonçalves JF Jr, Callisto M. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnologica* 37: 250-258.

Moulton TP. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams. *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.* 9: 573-578.

Newbold JD, O'Neill RV, Elwood JW, Van Winkle W. 1982. Nutrient spiraling in streams: Implications for nutrient limitations and invertebrate activity. *The American Naturalist* 120:628-652.

Nikolcheva LG, Cockshutt AM, Bärlocher F. 2003. Diversity of freshwater fungi on decaying leaves – comparing traditional and molecular approaches. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 2548–2554.

Nikolcheva LG, Bärlocher F. 2004. Taxon-specific primers reveal unexpectedly high diversity during leaf decomposition in a stream. *Mycol Progr* 3: 41–50.

Oliveira Filho AT, Ratter JA. 1995. Study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52(2): 141-194.

Ostrofsky ML. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 750-759.

Parron LM. 2004. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico em uma mata de galeria no distrito federal. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.

Parron LM, Bustamante MMC, Markewitz D. 2010. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry*, in press.

Petersen RC, Cummins KW. 1974. Leaf pack processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343–368.

Ramírez A, Pringle CM, Douglas M. 2006. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 108-125.

Rezende DVS, Silva JE. 1998. Importância das Matas de Galeria no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. Ribeiro JF, Fonseca CEL & Sousa-Silva JC. editores. *Cerrado: Matas de Galeria*. Planaltina-DF: EMBRAPA.

Ribeiro JF, Walter BMT. 1998. Sano, S.M.; Almeida, S.P. editores. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina-DF: EMBRAPA-CPAC. p. 89-166.

Ribeiro JF, Fonseca CEL, Souza-Silva JC. 2001. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina-DF: EMBRAPA.

Royer TV, Minshall GW. 2003. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society* 22(3): 352-358.

Rueda-delgado G, Wantzen, KM, Tolosa, M.B. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 233-249.

Santos NA, Hoffman J, Roosevelt A, Chaves FT, Fonseca CEL. 2001. Análise socioeconômica da interação entre a sociedade e a Mata de Galeria: implicações para a formulação de políticas públicas. Ribeiro JF, Fonseca CEL & Sousa-Silva JC. editores. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina-DF: EMBRAPA.

Silva Júnior MC. 2001. Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Botânica Brasílica* 15(1): 139-146.

Silva Júnior MC. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do córrego do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne Lavras* 11(2): 147-158.

Silva EB, Ferreira LG, Rocha GF, Couto MSDS. 2008. Taxas de desmatamento em áreas do bioma Cerrado para os períodos de 2003 a 2004 e 2004 a 2005. II Simpósio internacional de Savanas Tropicais. Brasília-DF.

Silva JSO, Bustamante MMC, Markewitz D, Krusche AV, Ferreira LG. 2010. Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry*, in press.

Silva JSO. 2008. Características químicas da água de córregos do Distrito Federal sob diferentes usos e cobertura do solo. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil.

Shearer CA. 1993. The freshwater ascomycetes. *Nova Hedwigia* 56: 1-33.

Stout RJ. 1989. Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude and tropical streams: a theoretical approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46: 1097-1106.

Suberkropp K. 1992. Interactions with invertebrates. Bärlocher F. editor. *The Ecology of Aquatic Hyphomycetes*. Berlin: Springer-Verlag, p118-134.

Swan CM, Palmer MA. 2006. Preferential feeding by an aquatic consumer mediates non-additive decomposition of speciose leaf litter. *Oecologia* 149: 107-114.

Thomas MS, Neill C, Deegan LA, Krusche AV, Ballester VM, Victoria RL. 2004. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68: 135-151.

Tilman D, Knops D, Wedin J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland systems. *Nature* 379: 718-720

- Tundisi JG, Tundisi TM. 2008. *Limnologia*. 1ª Ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Zhang D, Hui D, Luo Y, Zhou G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1(2): 85-93.
- Wallace JB, Webster JR. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR. 1997. Multiple trophic levels for a forested stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- Wantzen MK, Junk WJ. 2000. The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: a tropical perspective. Gopal B, Junk WJ, Davies JA. editores. *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys, Leiden, The Netherlands. p. 11-34.
- Wantzen MK, Wagner R, Sütfield, Junk WJ. 2006. How do plant-herbivore interaction of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 815-821.
- Wantzen KM, Wagner R. 2006. Detritus processing by invertebrates shredders: neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 216-232.
- Webster JR, Benfield EF. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- Webster JR, Meyer JL. 1997. Organic matter budgets for streams: A synthesis of stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141-161.
- Wong MKM, Goh T-khiang, Hodgkiss IJ, Hyde KD, Ranghoo VM, Tsui CKM, Ho W-hong, Wong WSW, Yuen T-kit. 1998. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Ecology* 1206: 1187-1206.
- Wood-Eggenschwiler S, Bärlocher F. 1985. Geographical distribution of Ingoldian fungi. *Verhandlungen Internationaler Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 2780-2785.

Capítulo 1: Influências da diversidade físico-química dos detritos foliares no processo de decomposição e dinâmica de nutrientes.

1 – Introdução

Dentre as formações florestais do bioma Cerrado destacam-se as Mata de Galeria, que acompanham córregos de pequeno porte e possuem alta biodiversidade (Ribeiro e Walter 1998, Felfili *et al.* 2001), desempenhando um importante papel na manutenção e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Lima 1989, Webster e Meyer 1997). Embora protegida pelo Código Florestal Brasileiro como área de preservação permanente, essa vegetação sofre com o desmatamento e degradação, principalmente em decorrência das atividades agropecuárias e expansão urbana.

Em sistemas aquáticos de pequeno porte a produtividade primária é mantida principalmente pela entrada de material vegetal alóctone da vegetação ripária (Vannote *et al.* 1980) e a decomposição destes detritos é o processo chave para a ciclagem de nutrientes e transferência de energia nos níveis tróficos (Wallace *et al.* 1997). O processo de decomposição dos detritos vegetais envolve uma combinação de fatores físicos e biológicos.

Em escala local, a decomposição da serapilheira foliar em ambientes aquáticos é regulada principalmente pelas características físico-químicas dos detritos foliares e diversidade e afinidade das comunidades de decompositores e detritívoros (Royer e Minshall 2003, Leroy e Marks 2006). A diversidade de espécies da vegetação ripária resulta em uma alta heterogeneidade da qualidade físico-química dos detritos foliares e tais diferenças acarretam em velocidades de decomposição distintas. Em linhas gerais, as principais características dos detritos foliares relacionadas com um processo de decomposição mais acelerado são: menores concentrações de N, altos teores de compostos secundários e razão C:N elevada (Melillo *et al.* 1982, Enriquez *et al.* 1993, Driebe e Whitman 2000).

Com base na primeira e segunda hipótese, este capítulo discutirá a influência das características físico-químicas dos detritos foliares de *Emmotum nitens*, *Sumplacos mosenii* e *Maprounea guianensis* na velocidade de decomposição dos detritos, dinâmica de nutrientes e colonização por fungos. Deste modo, o principal objetivo deste capítulo é compreender a influência da qualidade físico-química dos detritos foliares e das características da água do córrego do Pitoco na dinâmica de decomposição.

2 – Material e métodos

2.1 – Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Mata de Galeria do Córrego do Pitoco localizado na Reserva Ecológica do IBGE-Recor (15°55'52"S e 47°52'39.9"W) (Figura 4). A reserva está localizada a 35 km ao sul de Brasília-DF e possui uma área de aproximadamente 1.306ha de Cerrado, composta principalmente por veredas, campo sujo, cerrado sentido restrito, campo cerrado e matas de galeria (Silva 2001). Na Recor é possível observar a ocorrência de cinco córregos (Taquara, Roncador, Pitoco, Escondido e Monjolo) que sustentam 104 ha de Matas de Galeria. Os córregos do Pitoco, Escondido e Monjolo são tributários do Roncador que deságua no Taquara e segue um percurso para fora da reserva alimentando o córrego do Gama, importante afluente do Lago Paranoá (Silva 2001). O córrego do Pitoco é classificado como sendo de 1ª ordem e a sua área de captação a montante é de 0,8 km² com 100 % da área coberta por vegetação nativa, perfazendo uma área de drenagem total de 13,3 km² (Silva 2008).

A Mata de Galeria do córrego do Pitoco está localizada ao nordeste da reserva e é classificada como mata não-inundável, sendo subdividida em três comunidades vegetais distintas de acordo com as diferenças na topografia, grau de umidade e florística (Silva 1995). A comunidade úmida margeia o córrego do Pitoco, a comunidade seca está localizada na borda da mata, na faixa de transição com a vegetação típica de Cerrado, e a comunidade intermediária localiza-se entre as duas (Figura 5). A mata do córrego do Pitoco apresenta uma cabeceira mais larga (160 m) com declividade variando entre 6 e 15 graus e o solo é classificado como Latossolo Amarelo Distrófico A moderado, com presença de Gleissolo Háptico Distrófico A nas porções mais próximas ao córrego (Silva 1995).

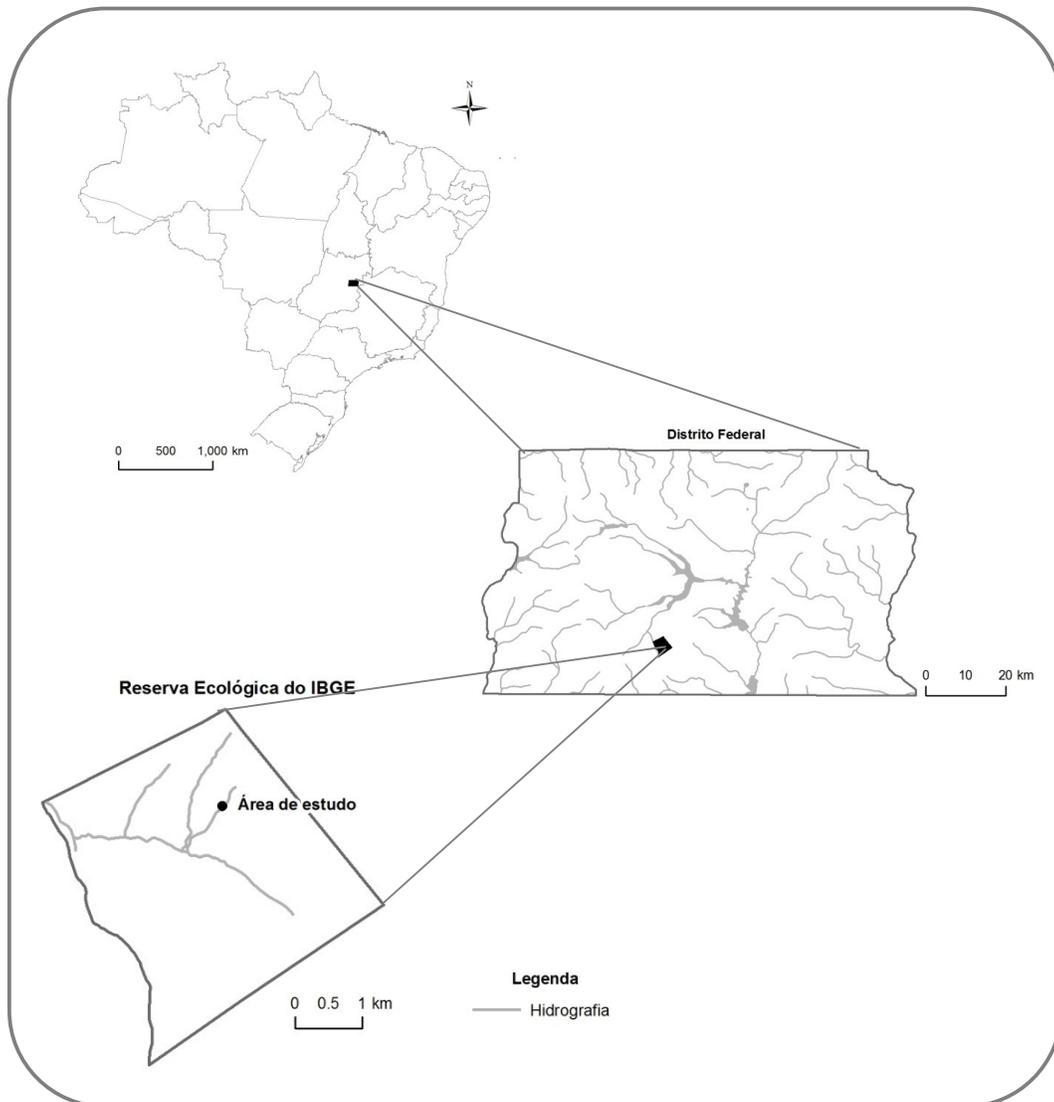


Figura 4 – Mapa hidrológico do Distrito Federal e da Reserva Ecológica do IBGE, onde está inserido o córrego do Pitoco ($15^{\circ}55'52''S$ e $47^{\circ}52'39.9''W$).

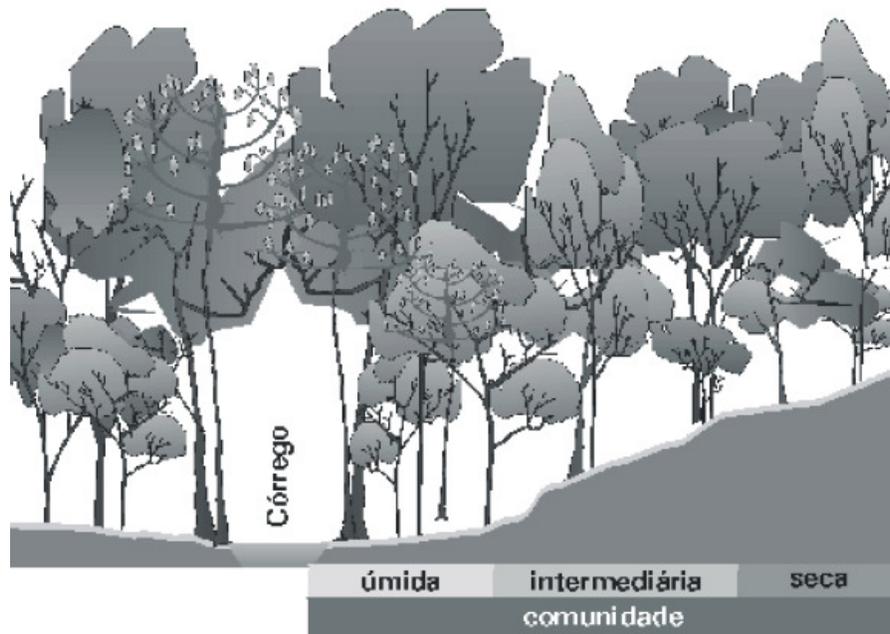


Figura 5 - Representação esquemática da Mata de Galeria não inundável do córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE), caracterizando as comunidades vegetais formadas no gradiente topográfico (Parron 2004).

O clima típico da região do Cerrado é o tropical AW, segundo a classificação de Köppen. A sazonalidade no bioma Cerrado é bastante marcante, apresentando uma estação seca de abril a setembro e um período chuvoso de outubro a março (Eiten 1972). A precipitação anual média durante os anos de desenvolvimento do estudo foi de 1448mm, com precipitação acumulada para os anos de 2009 e 2010 de 1419 e 1477mm, respectivamente (Figura 6).

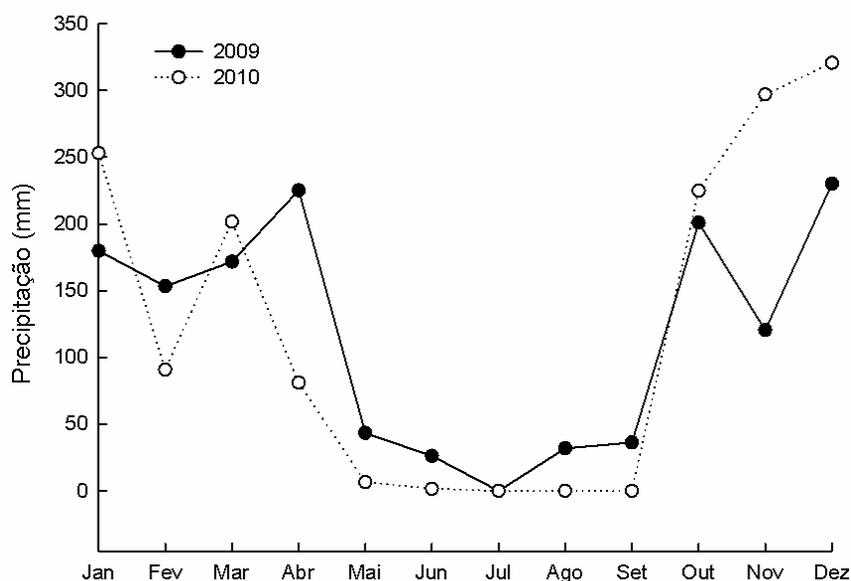


Figura 6 - Variação mensal da precipitação acumulada na Reserva Ecológica do IBGE nos anos de 2009 e 2010.

Silva (2008) avaliou as características químicas da água do córrego do Pitoco entre os anos de 2004 e 2006 e não observou variações sazonais significativas nos parâmetros químicos mensurados (Tabela 1).

Tabela 1 – Variação das concentrações médias de nutrientes em mg.L^{-1} e das características da água do córrego do Pitoco durante as estações chuvosa e seca (2004-2006). O desvio padrão das médias está apresentado em parênteses. (Silva *et al.* 2010)

<i>Características químicas</i>	<i>Chuvosa</i>	<i>Seca</i>
Carbono Orgânico Dissolvido (mg.L^{-1})	1,10 (0,15)	1,05 (0,32)
Nitrogênio total (mg.L^{-1})	0,25 (0,08)	0,22 (0,15)
Ca^{+2} (mg.L^{-1})	0,12 (0,06)	0,11 (0,07)
Mg^{+2} (mg.L^{-1})	0,07 (0,09)	0,10 (0,11)
K^{+} (mg.L^{-1})	0,10 (0,08)	0,09 (0,07)
Na^{+} (mg.L^{-1})	0,47 (0,43)	0,22 (0,23)
Cl^{-} (mg.L^{-1})	0,14 (0,06)	0,19 (0,19)
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	3,39 (1,19)	3,55 (1,25)
pH	5,04 (0,48)	5,22 (0,32)
Alcalinidade (μM)	1,86 (1,51)	1,18 (0,75)
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	6,84 (1,56)	7,91 (1,28)

2.2 – Espécies selecionadas

As espécies selecionadas para o estudo pertencem ao grupo das lenhosas mais abundantes da Mata de Galeria do córrego do Pitoco (Silva 2005a) e foram as que mais contribuíram para a produção de serapilheira foliar. São elas: *Maprounea guianensis* Aubl. (família Euphorbiaceae) (Figura 7A), *Emmotum nitens* (Benth.) Miers (família Icacinaceae) (Figura 7B) e *Symplocos mosenii* Brand (família Symplocaceae) (Figura 7C). Sendo mencionados daqui em diante apenas pelo gênero de cada espécie (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*).



Figura 7 - Variação mensal da precipitação acumulada na Reserva Ecológica do IBGE nos anos de 2009 e 2010.

A espécie *Maprounea* é classificada como decídua, com folhagem marcante entre os meses de setembro a outubro. Suas folhas apresentam glândulas basilaminares na face inferior e possuem coloração avermelhada quando senescentes (Silva 2005b). A espécie *Emmotum* é uma arbórea sempre-verde apresentando folhas coriáceas que frequentemente possuem manchas acinzentadas na face inferior proveniente da infestação por fungos (Silva 2005b). *Symplocos* é uma espécie classificada como brevi-decídua e suas folhas podem apresentar aspecto coriáceo e glabro (Silva 2005b).

2.3 – Coleta de serapilheira

A serapilheira foliar foi coletada através de 20 redes de náilon com malha de 10mm², suspensas a 1m do solo e com 1m² de área (Figura 8). Procurou-se distribuir as redes nas duas margens do córrego com o intuito de coletar a maior quantidade de serapilheira possível das espécies dominantes da comunidade úmida da Mata de Galeria do córrego do Pitoco. A coleta foi realizada quinzenalmente durante a estação seca de 2009 (junho a setembro).



Figura 8 - Redes de náilon utilizadas para coleta de serapilheira foliar na comunidade úmida da Mata de Galeria do córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF).

O material coletado foi submetido a uma triagem em laboratório para a separação da porção foliar das espécies selecionadas anteriormente. A serapilheira foliar foi seca ao ar (temperatura ambiente) e após o processo de secagem foi aferido o peso seco do material foliar de cada espécie em balança analítica (0,001g) para controle da quantidade de biomassa necessária para a montagem do experimento de incubação no córrego do Pitoco. Posteriormente, os detritos foliares coletados durante a estação seca de 2009 foram armazenados e preservados em caixas térmicas.

2.4 – Preparação das amostras

As amostras foliares foram umedecidas anteriormente com água destilada por 24h com o intuito de tornar as folhas mais maleáveis, evitando assim o desgaste físico dos detritos durante o preparo das bolsas de decomposição e instalação do experimento na área de estudo. Cada amostra, devidamente identificada, foi acondicionada em recipientes de alumínio onde foi adicionada água destilada a cada 6 horas com o auxílio de uma piceta para manter as folhas úmidas. Como o procedimento pode interferir no processo de decomposição em decorrência da lixiviação inicial dos detritos, este foi considerado como tempo zero para os cálculos dos coeficientes de decomposição e dinâmica de perda de massa em função do tempo de incubação.

As bolsas de decomposição foram confeccionadas em malha de náilon de 10mm de diâmetro com dimensões de 20 x 20cm. Cada bolsa de decomposição continha aproximadamente 5g de material foliar de cada espécie coletada durante período seco de 2009, incluindo um código de identificação com as iniciais da espécie e um número de referência.

2.5 – Delineamento experimental e processamento das amostras

O Córrego do Pitoco foi dividido em quatro pontos equidistantes (aproximadamente 10m de separação), representando quatro réplicas experimentais, e em cada ponto foi incubada uma sequência de seis bolsas de decomposição para cada espécie. A incubação dos detritos foliares iniciou-se em outubro de 2009 e o processo de decomposição foi acompanhado por 120 dias até fevereiro de 2010 (Figura 9).

Uma bolsa pertencente a uma sequência de cada espécie em cada ponto do córrego foi retirada simultaneamente após 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias de incubação. As bolsas de decomposição foram armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados e acondicionadas em caixas térmicas até o transporte ao laboratório. Não sendo possível acompanhar a dinâmica de decomposição durante o tempo proposto inicialmente (120 dias), foi estabelecido como tempo limite quando o detrito possuía um percentual mínimo de massa remanescente igual ou inferior a 30%.



Figura 9 - Séries de bolsas de decomposição incubação *in situ* no córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF).

O procedimento em laboratório consistiu em lavagem das amostras de forma cuidadosa em água destilada corrente com o auxílio de uma peneira limnológica com malha de 180µm para a retenção de sedimentos e invertebrados. Para análises posteriores, foram extraídos de cada amostra conjuntos contendo cinco discos foliares obtidos com o auxílio de um cortador de 10mm de diâmetro. Após o processamento dos detritos as amostras foram secas em estufa a 60°C até obtenção de peso constante.

O percentual de massa remanescente dos detritos durante o período de incubação foi determinado a partir da massa seca remanescente em cada tempo de observação em relação à massa inicial da amostra. O peso seco dos conjuntos de discos extraídos de cada amostra foi incluído no cálculo. O coeficiente de decomposição de cada espécie foi obtido através do modelo exponencial de decaimento de massa proposto por Olson (1963):

$X_t = X_o \cdot e^{-kt}$ (onde, X_t é a massa final, X_o massa inicial, t é o tempo de incubação e k representa o coeficiente de decomposição).

2.6 – Características físico-químicas da água do córrego

As características da água do córrego do Pitoco (temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, altura da coluna de água, velocidade da corrente e vazão da água) foram mensurados durante cada tempo de coleta das bolsas de decomposição.

A temperatura, o pH e a condutividade elétrica da água foram mensuradas *in situ* a partir de um eletrodo combinado OAKTON 10 series bem como a concentração de oxigênio dissolvido que foi obtida através de um medidor AP 64 (Fisher Scientific).

Com a finalidade de determinar a variação de turbidez e alcalinidade foram coletadas amostras de água em dois pontos do córrego para análise em laboratório no mesmo dia da coleta. A turbidez das amostras em estado bruto foi obtida pela leitura em turbidímetro (Quimis, modelo Q279P) e expressa em unidade nefelométrica de turbidez (NTU). A alcalinidade da água foi mensurada por titulação com ácido sulfúrico (0,002N), utilizando como indicadores o vermelho de metila e um corante misto de vermelho de metila e verde de bromocresol.

A velocidade da corrente foi mensurada através de um medidor de fluxo digital (Global Water, FP 101/201) e a unidade obtida foi pés.s⁻¹, convertida para o sistema internacional em m.s⁻¹. Foi mensurada a profundidade e largura do córrego para o cálculo da área da secção, valor este utilizado no cálculo da vazão da água a partir da seguinte equação:

Vazão = Área x velocidade

A vazão da água é obtida em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, sendo a área correspondente a secção em m^2 e a velocidade da água em $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$.

A altura da coluna de água foi avaliada durante a execução do experimento (novembro de 2009 a agosto de 2010) a cada 15 minutos por meio de um transdutor de pressão (Global Water, WL15X-003) baseado na variação da pressão da coluna de água, armazenando os dados mensurados através de um datalogger. Os dados foram obtidos em pés e convertidos para metros após serem extraídos do equipamento e armazenados mensalmente.

2.7 – Características físico-químicas do detrito foliar e fluxos de nutrientes

Foram realizadas análises físico-químicas da serapilheira foliar coletada na estação seca de 2009 com o intuito de diferenciar as espécies e relacionar as características iniciais de cada detrito com a velocidade de decomposição. Também foi acompanhada a variação dos nutrientes e dos compostos secundários durante o período de incubação com a finalidade de acompanhar a dinâmica de perda destes componentes.

A dureza foliar pode atrasar o início da decomposição por atuar como uma barreira física de proteção e pode estar relacionada com a quantidade de fibras e lignina. Para a determinação da dureza das folhas das espécies estudadas foi adotado um procedimento de mensuração da força necessária para que uma agulha de 0,79mm de diâmetro penetre na lâmina foliar (Graça e Zimmer 2005). O procedimento foi executado manualmente prendendo uma folha entre duas bases onde é afixada uma haste metálica com um suporte para um béquer ou recipiente. A força necessária para que a haste penetre a lâmina foliar é calculada com base no peso da água necessária para forçar a perfuração. A dureza da folha foi baseada na pressão de penetração e calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$\text{kPa} = (\text{massa} \times \text{gravidade}) / \text{área}$ (onde, kPa representa a pressão de penetração, a massa expressa em gramas representa o peso do recipiente juntamente com a quantidade de água utilizada, e a área refere-se a área de penetração da haste metálica em mm^2).

A qualidade química dos detritos foliares foi avaliada a partir das concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo, magnésio, enxofre, cálcio, potássio, fenóis totais e taninos condensados, sendo a análise química dos macronutrientes realizada pelo laboratório de análise foliar do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Os teores de C e N foram obtidos a partir de combustão seca e análise elementar (cromatógrafo gasoso, Perkin Elmer 2400 series II). As amostras dos detritos foliares foram submetidas à digestão

nítrico-perclórica para a determinação das concentrações de P, K, Ca, Mg e S. As concentrações de P e S foram determinadas por espectrofotometria, K por emissão de luz em fotômetro de chama, Ca e Mg por emissão de luz em espectrofotometria de absorção atômica. Fenóis totais e taninos condensados foram determinados por análise colorimétrica em espectrofotometria com UV visível a partir da produção de extratos a base de metanol 50% seguindo os protocolos de análises de Folin e Ciocalteu (1927) e Hargerman e Butler (1989), respectivamente.

Os fluxos de nutrientes via decomposição dos detritos foliares no córrego do Pitoco foram estimados a partir da perda média de nutrientes das três espécies (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*) e da proporção de entrada de detritos foliares no córrego. Estudos estimam que a vegetação ripária contribua com uma entrada de 6 a 13% de detritos foliares em relação à produção anual de serapilheira foliar (Dosskey e Bertsch 1994, Abelho e Graça 1998). Considerando que a comunidade úmida da Mata de Galeria do córrego do Pitoco contribua com uma entrada de aproximadamente 10% de detritos foliares e a produção de serapilheira foliar estimada por Parron (2004) é de $4,3\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Parron 2004), a entrada de folhas no córrego do Pitoco é estimada em $0,43\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Sendo assim, os fluxos de nutrientes foram calculados através da multiplicação da massa em gramas de nutrientes perdida durante o período de incubação (outubro de 2009 a fevereiro de 2010) pela massa em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ da entrada anual de folhas no córrego estimada a partir da produção anual de serapilheira da comunidade úmida da Mata de Galeria.

2.8 – Proporção de Matéria Orgânica

Um conjunto de cinco discos de cada amostra foi utilizado para a análise do conteúdo de matéria orgânica a partir da determinação da massa seca livre de cinzas por meio de queima em mufla à 500°C. Foram utilizados cadinhos de porcelana previamente identificados e queimados por 2 horas à 500°C para evitar qualquer tipo de interferência na amostra. O peso de cada amostra e cada cadinho contendo sua respectiva amostra foi aferido antes e após uma queima de 4 horas à 500°C.

Para conferir a proporção de matéria orgânica contida em cada amostra foi necessário obter a diferença de peso antes e após a queima, que representa a quantidade de cinzas da amostra.

A proporção de matéria orgânica de cada amostra foi acompanhada durante todo o processo de decomposição, sendo utilizada para calcular a variação da quantidade de biomassa total de fungos, expressa por grama de matéria orgânica.

2.9 – Biomassa total de fungos

Os fungos desempenham um papel chave no processo de decomposição do detrito foliar. Ergosterol é uma substância presente na membrana celular de fungos hyphomycetes e a sua quantidade em amostras ao longo do tempo de incubação é utilizada normalmente para determinar a quantidade de biomassa total de fungos (Gessner 2005, Newell 1992). O método, contudo, não possibilita determinar individualmente a biomassa de espécies de fungos (Wong *et al.* 1998).

Um dos conjuntos de discos retirados de cada amostra do resíduo foi preservado à -4° C antes do processo de extração de acordo com protocolo de análise (Gessner 2005). Para o preparo dos extratos utilizou-se uma solução de metanol e hidróxido de potássio aquecida em banho-maria à 80°C por 30 minutos. Para testar a eficiência do processo de extração foi utilizado um conjunto de discos estéreis obtido de folhas da mesma espécie e acrescido de uma solução com concentração conhecida de ergosterol (250µL), sujeitos aos mesmos procedimentos de extração.

Para a purificação e extração de lipídios foram utilizadas colunas de extração para fase sólida (Waters Sep-Pak, Vac RV, tC18, 500 mg sorbent) e o procedimento foi executado por meio de filtração a vácuo. Como eluente da fase sólida retida na coluna foi utilizado o isopropanol (pureza < 98%, PM=60,10) e as amostras foram armazenadas em frascos de 3ml, conservadas a -4°C. O volume de isopropanol utilizado na eluição das amostras é necessário para o cálculo final da concentração de ergosterol. Portanto, para obter o volume do eluente foi necessário relacionar o peso do isopropanol (obtido a partir da diferença entre o peso final e inicial de cada frasco) com a proporção de massa de isopropanol (0,78kg em 1 litro).

A concentração do ergosterol de cada amostra foi determinada por meio de cromatografia líquida de alta eficiência com detector de UV visível (HPLC Agilent, modelo 1100 Series) utilizando colunas RP18 (LiChrospher RP18, 25cm x 4,6mm; Merck, Darmstadt, Germany), realizada no Laboratório de Ecologia Química da EMBRAPA Meio Ambiente em Jaguariúna-SP. As leituras foram baseadas em uma curva padrão com concentrações de ergosterol variando em 0, 5, 10, 20, 40 e 80µg de ergosterol por ml de solução de isopropanol e, a partir das áreas dos picos de ergosterol, foi possível calcular as concentrações de ergosterol de cada amostra. Deste modo, a biomassa total de fungos obtida foi expressa em µg de ergosterol por grama de massa seca livre de cinzas.

2.10 – Análises estatísticas

O teste de Kolmogorov-Smirnov foi utilizado para testar a normalidade dos dados (programa estatístico SPSS 17.0 Inc. USA para Windows) e as análises dos resultados foram realizadas utilizando como indicativo de significância $p \leq 0,05$.

As diferenças nas características físico-químicas iniciais e após 90 dias de incubação entre os detritos foliares das espécies *Emmotum nitens*, *Symplocos mosenii* e *Maprounea guianensis* foram verificada através da ANOVA one-way e as comparações a posteriori foram realizadas a partir do teste de Turkey (programa estatístico SPSS 17.0 Inc. USA para Windows).

Para constatar diferenças nos coeficientes de decomposição (k) entre as espécies em função do tempo de incubação dos detritos foi utilizado o modelo misto não linear utilizando o programa estatístico R 2.12.2 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria) com o pacote nlme versão 3.1-98 (Pinheiro *et al.* 2011). Diferenças entre as espécies com relação à dinâmica dos nutrientes e à biomassa total de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, em função do tempo de incubação foram analisadas com base no modelo misto linear. Quando necessário os dados foram linearizados ou a heterocedasticidade foi considerada no modelo com base na análise dos resíduos.

3 – Resultados

3.1 – Características hidrológicas e físico-químicas do córrego do Pitoco

A velocidade média da água do córrego foi de $0,20\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ($0,05$ a $0,8\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e a vazão média observada foi de $0,057\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ($0,01$ - $0,20\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$). Os maiores valores de velocidade e vazão da água foram observados durante os meses de maior precipitação mensal e eventos de chuva intensos, principalmente novembro e dezembro de 2009 e janeiro de 2010 (precipitação mensal de 120 e 230 e 253mm, respectivamente).

A variação da altura da coluna de água do córrego do Pitoco mensurada de novembro de 2009 a fevereiro de 2010 foi de 0,13 a 0,16m (média igual a 0,15m). Os valores mais altos foram observados após eventos intensos de chuva com precipitação superior a 40mm diários nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (Figura 10). Destacase o evento do dia 7 de janeiro de 2010, quando a precipitação diária acumulada foi de 80mm e altura alcançou 0,15m (Figura 10). Em períodos em que a precipitação diária manteve-se inferior a 10mm foi observado uma redução gradual da profundidade da água do córrego para 0,13 e 0,14m no final do mês de dezembro e início do mês de fevereiro.

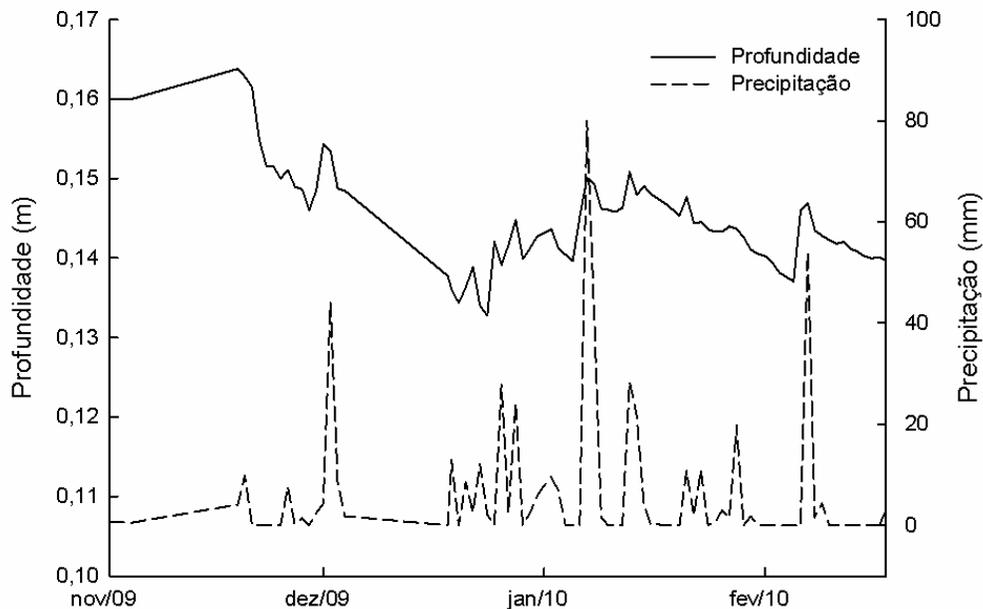


Figura 10 - Variação temporal da profundidade da água do córrego do Pitoco e da precipitação diária na Reserva Ecológica do IBGE durante o período de incubação na estação chuvosa (outubro de 2009 a fevereiro de 2010).

As características químicas da água do córrego do Pitoco foram mensuradas quinzenalmente durante a execução do experimento (outubro de 2009 a fevereiro de 2010). A temperatura média da água do córrego foi de 18,4°C (18,0°C a 18,9°C) e a turbidez média foi de 10,2NTU (8,2 a 17,3NTU). Os maiores valores de turbidez foram observados no início da estação chuvosa nos meses de outubro, novembro e dezembro. O maior volume de água após um período prolongado de estiagem (maio a setembro de 2009 com precipitação acumulada para o período de 137mm) pode ter proporcionado o carregamento de material particulado da Mata de Galeria para o córrego, aumentando os valores de turbidez.

A condutividade elétrica média da água do córrego do Pitoco foi de 2,87 μ S.cm⁻¹ (2,18 - 3,53 μ S.cm⁻¹). O pH foi considerado levemente ácido com valor médio de 5,72 (5,48 a 6,53) enquanto a alcalinidade média foi de 1,2 μ M (1 - 1,4 μ M). A concentração de oxigênio dissolvido na água apresentou valor mínimo de 6,1mg.L⁻¹ (67,5%) em outubro de 2009 e máximo de 11,5mg.L⁻¹ (119,4% de saturação) em dezembro de 2009, com média igual a 8mg.L⁻¹ (85,13%) para o período chuvoso. Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram mensurados nos meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010 após eventos de chuva superiores a 40mm de precipitação diária.

3.2 – Qualidade físico-química inicial dos detritos foliares

Os detritos foliares de *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea* diferiram significativamente ($p=0,01$) com relação às características físico-químicas iniciais. Não foi possível detectar diferenças significativas entre os detritos com relação às concentrações de N e P ($F=3,80$; $gl=2$; $p=0,06$). Contudo, os detritos foliares de *Symplocos* apresentaram as maiores concentrações de N e P com um grau de significância próximo do limite de aceitação (Tabela 2). A concentração de S foi significativamente ($F=13,08$; $gl=2$; $p=0,02$) menor em detritos *Emmotum* em comparação com as concentrações nos detritos de *Symplocos* e *Maprounea* que não diferiram entre si. Enquanto as concentrações de Mg nos detritos das três espécies não diferiram entre si, as concentrações de K e Ca diferiram significativamente entre as três espécies ($F=129,46$; $gl=2$; $p=0,01$), sendo as menores concentrações encontradas nos detritos de *Maprounea* e as maiores nos resíduos de *Symplocos* (Tabela 2). A concentração de C e a razão C:N foram significativamente ($F=221,98$; $gl=2$; $p=0,01$) maiores nas folhas de *Emmotum*, não sendo possível detectar diferenças entre *Symplocos* e *Maprounea* para a concentração de C ($p=0,10$) e entre *Emmotum* e *Maprounea* com relação a razão C:N ($p=0,32$) (Tabela 2).

Com relação às concentrações de compostos secundários, as concentrações de fenóis totais diferiram significativamente entre as três espécies ($F=321,38$; $gl=2$; $p<0,001$), sendo cerca de sete a 13 vezes menor nos detritos foliares de *Symplocos* em relação aos detritos de *Emmotum* e *Maprounea*, respectivamente. Não foram identificadas diferenças significativas nas concentrações de taninos condensados entre *Emmotum* e *Maprounea* ($F=14,56$; $gl=2$; $p=0,01$). A concentração de taninos condensados nos resíduos foliares de *Symplocos* foi menor que o limite de detecção da metodologia utilizada (Tabela 3). Taninos condensados representaram 42 e 35% dos fenóis totais nos resíduos de *Emmotum* e *Maprounea*, respectivamente. Os resíduos de *Emmotum* apresentaram valores de dureza foliar significativamente mais altos ($p=0,01$), cerca de 1,6 vezes maior em relação aos detritos de *Symplocos* e 2,5 em relação à *Maprounea*, que não apresentaram diferenças entre si ($p=0,68$) (Tabela 3).

Em termos gerais, os detritos foliares apresentaram diferenças quanto as suas características físico-químicas. Os detritos foliares de *Symplocos* apresentaram concentração de N 1,5 vezes maior em relação às outras duas espécies, menor razão C:N, maiores concentrações de P e cátions básicos e concentrações mais baixas de compostos secundários. *Emmotum* apresentou os maiores valores para a razão C:N, concentração de C e dureza foliar, enquanto que os detritos foliares de *Maprounea* apresentaram menor dureza foliar e as maiores concentrações de taninos condensados e fenóis totais.

Tabela 2 – Composição química inicial dos detritos foliares das espécies *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*. Os valores de desvio padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.

<i>Espécies</i>	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>S</i>	<i>C:N</i>	<i>C:P</i>	<i>N:P</i>
 % de massa seca									
<i>Emmotum</i>	56,49 a (0,382)	0,71 a (0,162)	0,035 a (0,003)	0,18 a (0,025)	0,34 a (0,010)	0,10 a (0,005)	0,02 a (0,004)	80 a (30,38)	1614 a (342)	20 a (7,52)
<i>Symplocos</i>	46,64 b (0,382)	1,07 a (0,073)	0,042 a (0,001)	0,47 b (0,009)	0,46 a (0,010)	0,22 a (0,008)	0,06 b (0,003)	44 b (5,80)	1110 a (66)	26 a (4,35)
<i>Maprounea</i>	47,73 b (0,314)	0,70 a (0,056)	0,025 a (0,0007)	0,09 c (0,010)	0,15 b (0,006)	0,14 a (0,004)	0,05 b (0,007)	68 a (10,07)	1909 a (98)	28 a (3,63)

Tabela 3 – Concentração inicial de compostos secundários em % de massa seca (fenóis totais e taninos condensados) e dureza foliar (kPa) dos detritos das espécies *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*. Os valores de desvio padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.

<i>Espécies</i>	<i>Fenóis totais</i>	<i>Taninos condensados</i>	<i>Taninos:Fenóis</i>	<i>Fenóis totais:N</i>	<i>Dureza</i>
<i>Emmotum</i>	14,66 a (2,23)	6,24 a (1,53)	0,42 a (0,04)	20,65 a (0,10)	689,45 a (120,60)
<i>Symplocos</i>	1,98 b (0,06)	-	-	1,85 b (0,09)	426,99 b (70,04)
<i>Maprounea</i>	27,02 c (0,03)	9,41 a (0,65)	0,35 a (0,03)	38,60 c (0,11)	279,17 b (71,46)

3.3 – Taxas de decomposição

O coeficiente de decomposição dos resíduos foliares, representado pela letra k , foi significativamente diferente ($p=0,01$) entre as três espécies, sendo observada a seguinte série decrescente para a velocidade de decomposição: *Symplocos* > *Maprounea* > *Emmotum* (Tabela 4). Para a decomposição de 50% da massa dos detritos foliares de *Symplocos* são necessários cerca de 35 dias, enquanto que para *Maprounea* a *Emmotum* são necessários, respectivamente, 70 e 110 dias (Tabela 4).

Tabela 4 - Equação exponencial de decaimento de massa dos detritos foliares de *Symplocos*, *Emmotum* e *Maprounea* e seus respectivos coeficientes de decomposição (k) estimados em dias e tempo necessário para a decomposição de 50% da massa inicial ($T_{50\%}$).

<i>Espécie</i>	<i>Equação</i>	R^2	k	$T_{50\%}$ (dias)	$T_{50\%}$ (anos)
<i>Symplocos</i>	$y=88,043 e^{-0,02x}$	0,977	0,02	35	0,095
<i>Maprounea</i>	$y=84,29 e^{-0,0099x}$	0,968	0,0099	70	0,192
<i>Emmotum</i>	$y=84,793 e^{-0,0063x}$	0,869	0,0063	110	0,301

A dinâmica de perda de massa dos detritos foliares foi significativamente distinta entre as três espécies ($p=0,01$) em função do tempo de incubação (Figura 11). Observou-se uma perda de massa inicial dos detritos estimada entre 5 e 8% (erro padrão 0,33) referente ao tempo zero provocada pelo umedecimento no preparo das amostras para incubação. Após a incubação dos detritos foliares no córrego do Pitoco, a perda de massa para os resíduos das três espécies foi semelhante com média de 10% (erro padrão 0,83) nas duas primeiras semanas (15 dias). As curvas de dinâmica de perda de massa dos detritos foliares começaram a se diferenciar após 15 dias de incubação, sendo observada perda mais acelerada em função do tempo de incubação para os resíduos *Symplocos* (Figura 11). Não foi possível acompanhar a dinâmica de perda de massa dos detritos de *Symplocos* e *Maprounea* até o final do período de incubação de 120 dias como proposto inicialmente pelo fato de possuírem um percentual de massa remanescente próximo ou inferior a 30%.

Os resíduos de *Symplocos* e *Maprounea* apresentaram massa remanescente igual a 16% (erro padrão 4,82) e 36% (erro padrão 2,36), respectivamente, após 90 dias de incubação (Figura 11). Os detritos de *Symplocos* apresentaram perda de massa de 57% (erro padrão 1,24) nos primeiros 30 dias de incubação alcançando 77% (erro padrão 3,00) com 60 dias. A perda de massa dos detritos de *Maprounea* foi de

aproximadamente 38% (erro padrão 0,90) nos primeiros 30 dias de incubação passando a 66% (EP 1,99) de perda com 60 dias.

O menor valor de k foi estimado para a decomposição dos resíduos de *Emmotum* e, portanto, perda de massa mais lenta em função do tempo de incubação, persistindo até o final do período proposto (120 dias) com massa remanescente igual a 35% (erro padrão 10,96). As perdas de massa para o detrito foliar de *Emmotum* foram estimadas em 30% (erro padrão 1,68) nos primeiros 30 dias de incubação em 37% (erro padrão 2,45) aos 60 dias, persistindo com 57% (erro padrão 6,54) de massa remanescente após 90 dias de incubação (Figura 11).

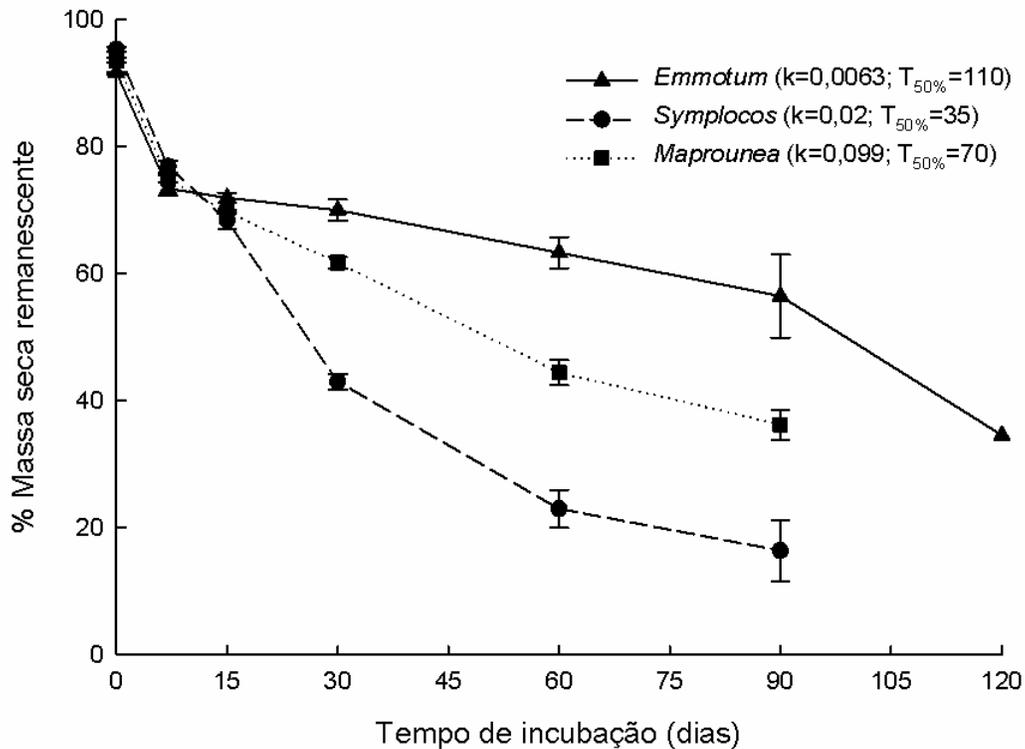


Figura 11 – Dinâmica de perda de massa dos detritos foliares das três espécies estudadas (*Symplocos*, *Emmotum* e *Maprounea*) em função do tempo de incubação no córrego do Pitoco (outubro de 2009 a fevereiro de 2010). Incluindo os coeficientes de decomposição e tempo necessário para a decomposição de 50% da massa estimado em dias. As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de incubação analisado.

3.4 – Variação do percentual remanescente de nutrientes

Houve variações significativas com relação à dinâmica de perda de nutrientes dos detritos foliares em função do tempo de incubação entre as três espécies ($p=0,01$) (Figura 12). A dinâmica de perda de carbono foi semelhante à perda de massa do detrito, considerando que mais de 50% do detrito é composto por carbono, e variou significativamente entre as espécies em função do tempo de incubação ($p=0,01$), principalmente após 15 dias de incubação.

A dinâmica de perda de N variou significativamente em função do tempo de incubação quando a decomposição dos resíduos de *Symplocos* é comparada com *Emmotum* e *Maprounea* ($p=0,01$), que não apresentaram diferenças entre si ($p=0,10$). Os resíduos de *Symplocos* e *Emmotum* apresentaram perda de N mais acelerada em relação à perda observada para os resíduos das duas outras espécies. A concentração de N não variou significativamente em função do tempo de incubação para os resíduos de *Emmotum*. Após 90 dias de incubação o percentual remanescente de N para as espécies *Emmotum*, *Maprounea* e *Symplocos* foi 67, 64 e 21%, respectivamente (Figura 12).

A dinâmica de perda de P nos detritos foliares em decomposição não apresentou diferenças significativas entre as espécies ($p=0,10$). Contudo, a variação da concentração de P mostrou que a perda do elemento foi maior do que a perda de massa dos detritos de *Emmotum* e *Maprounea* nos primeiros sete dias de incubação, e nos detritos de *Symplocos* esta perda foi maior após 30 dias de incubação. O percentual remanescente de P nos resíduos de *Emmotum*, *Maprounea* e *Symplocos* foi 39, 16 e 32% após 90 dias de incubação, respectivamente (Figura 12).

A variação da concentração de K durante o período de incubação mostrou que as perdas de K foram mais acentuadas do que do que as perdas de massa dos detritos foliares das três espécies nos primeiros sete dias de incubação, não sendo possível identificar diferenças significativas na dinâmica de K remanescente entre as espécies ($p=0,10$). Nos primeiros sete dias de incubação as perdas de K foram mais acentuadas se comparadas com as dinâmicas de N e P, apresentando perdas de 48, 88 e 50% para os resíduos de *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*, respectivamente (Figura 12).

As curvas de perda de Ca e Mg foram bastante semelhantes entre si, com diferenças significativas para *Maprounea* em comparação com *Emmotum* e *Symplocos* ($p=0,01$). Analisando a variação das concentrações de Ca e Mg em função do tempo de

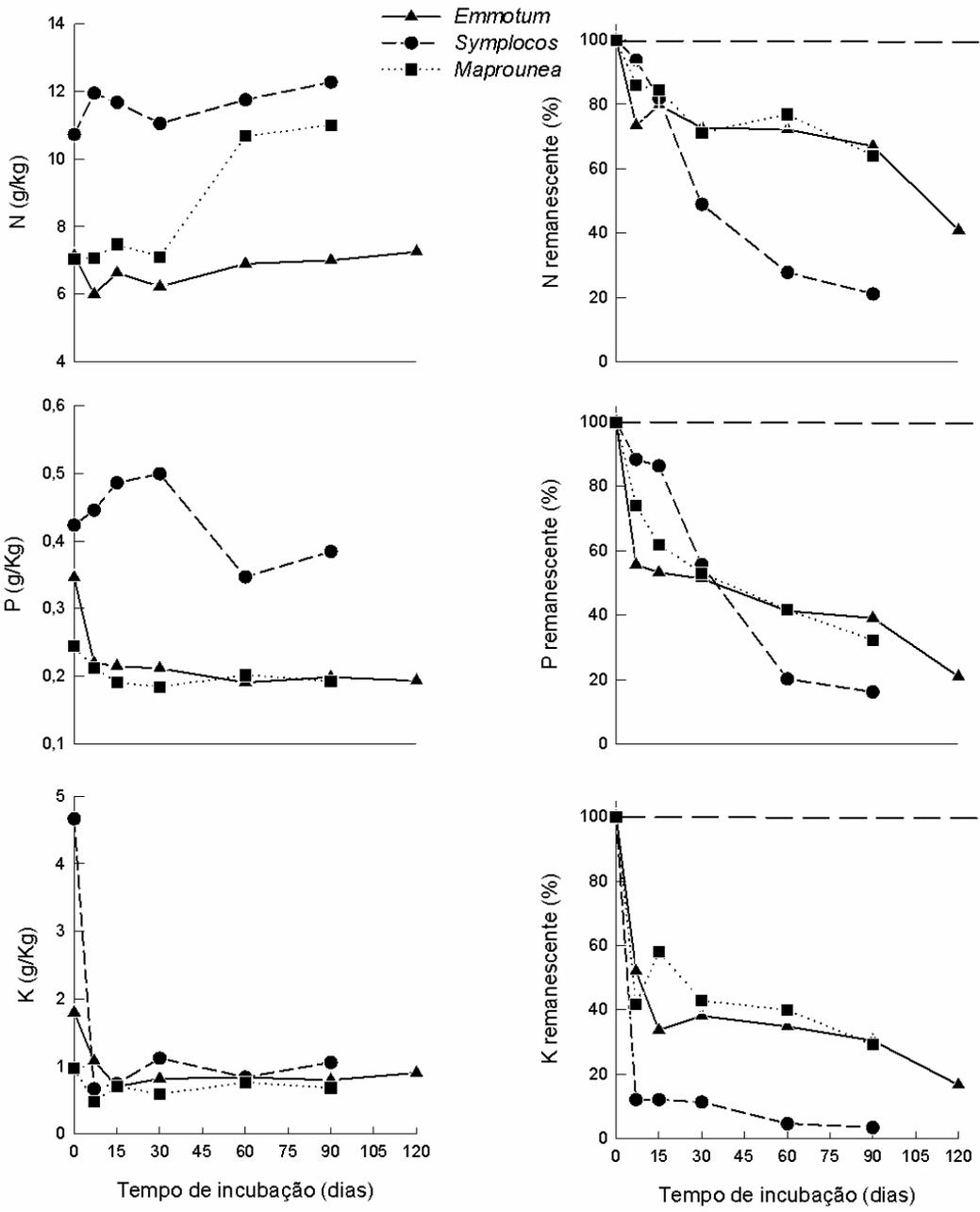
incubação é possível detectar que a perda destes elementos foi mais acentuada do que a perda de massa dos detritos para *Emmotum* e *Symplocos*. Já com relação aos resíduos de *Maprounea* as perdas destes nutrientes foram menores do que a perda de massa do detrito em decomposição, sendo possível observar uma pequena imobilização de Ca nos primeiros 30 dias de incubação. O percentual remanescente de Ca e Mg após 90 dias de incubação foi, respectivamente, 13 e 17% para *Emmotum*, 1% para *Symplocos* e 34 e 17% para *Maprounea* (Figura 12).

O padrão de liberação de S dos resíduos ao longo do período de incubação foi significativamente diferente para as três espécies ($p=0,01$). As perdas de S foram menores do que as perdas de massa dos detritos foliares das três espécies como pode ser observado pela variação da concentração de S durante o período de incubação. Imobilização de S foi detectada na decomposição dos resíduos de *Emmotum* e *Maprounea*, com aumentos de 70% para *Emmotum* em 90 dias de incubação e 41% para *Maprounea* com 60 dias (Figura 12).

Após 90 dias de incubação as concentrações de nutrientes apresentaram diferenças significativas ($p=0,01$) entre os resíduos (Tabela 5). As concentrações de C e P nos resíduos das três espécies foram semelhantes às encontradas no tempo zero, sendo que a concentração de C manteve-se mais elevada nos resíduos de *Emmotum* e a concentração de P continuou maior em *Symplocos*. As concentrações de N mantiveram-se iguais nos resíduos de *Emmotum* e apresentaram aumento de 15% nos resíduos de *Symplocos* e 57% em *Maprounea* em relação ao tempo zero, mantendo-se mais elevada nos resíduos de *Symplocos*. As concentrações de K, Ca e Mg diminuíram após 90 dias de incubação e os resíduos de *Symplocos* não apresentaram concentrações mais elevadas de Ca e Mg em relação aos detritos das duas outras espécies. Já a concentração de S aumentou nos resíduos das três espécies cerca de 2 a 3 vezes em relação à concentração inicial. Os resíduos de *Maprounea* apresentaram as maiores concentrações de Ca, Mg e S após 90 dias de incubação.

Tabela 5 – Caracterização química dos resíduos das espécies *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea* após 90 dias de incubação. Os valores de erro padrão da média encontram-se entre parêntesis e as diferenças significativas estão representadas por letras.

<i>Especies</i>	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>S</i>	<i>C:N</i>	<i>C:P</i>	<i>N:P</i>
 % de massa seca									
<i>Emmotum</i>	54,22 a (0,722)	0,7 a (0,085)	0,02 a (0,0008)	0,08 a (0,005)	0,07 a (0,002)	0,03 a (0,003)	0,06 a (0,014)	78 a (8,794)	2711 a (139)	35 a (3,847)
<i>Symplocos</i>	45,09 b (0,473)	1,23 b (0,074)	0,04 b (0,003)	0,11 a (0,029)	0,04 b (0,006)	0,01 b (0,001)	0,08 a (0,008)	37 b (2,161)	1127 b (83)	31 a (1,408)
<i>Maprounea</i>	42,24 c (0,845)	1,1 b (0,056)	0,02 a (0,0008)	0,07 a (0,004)	0,12 c (0,007)	0,06 c (0,002)	0,11 a (0,022)	38 b (2,32)	2112 c (112)	55 b (0,584)



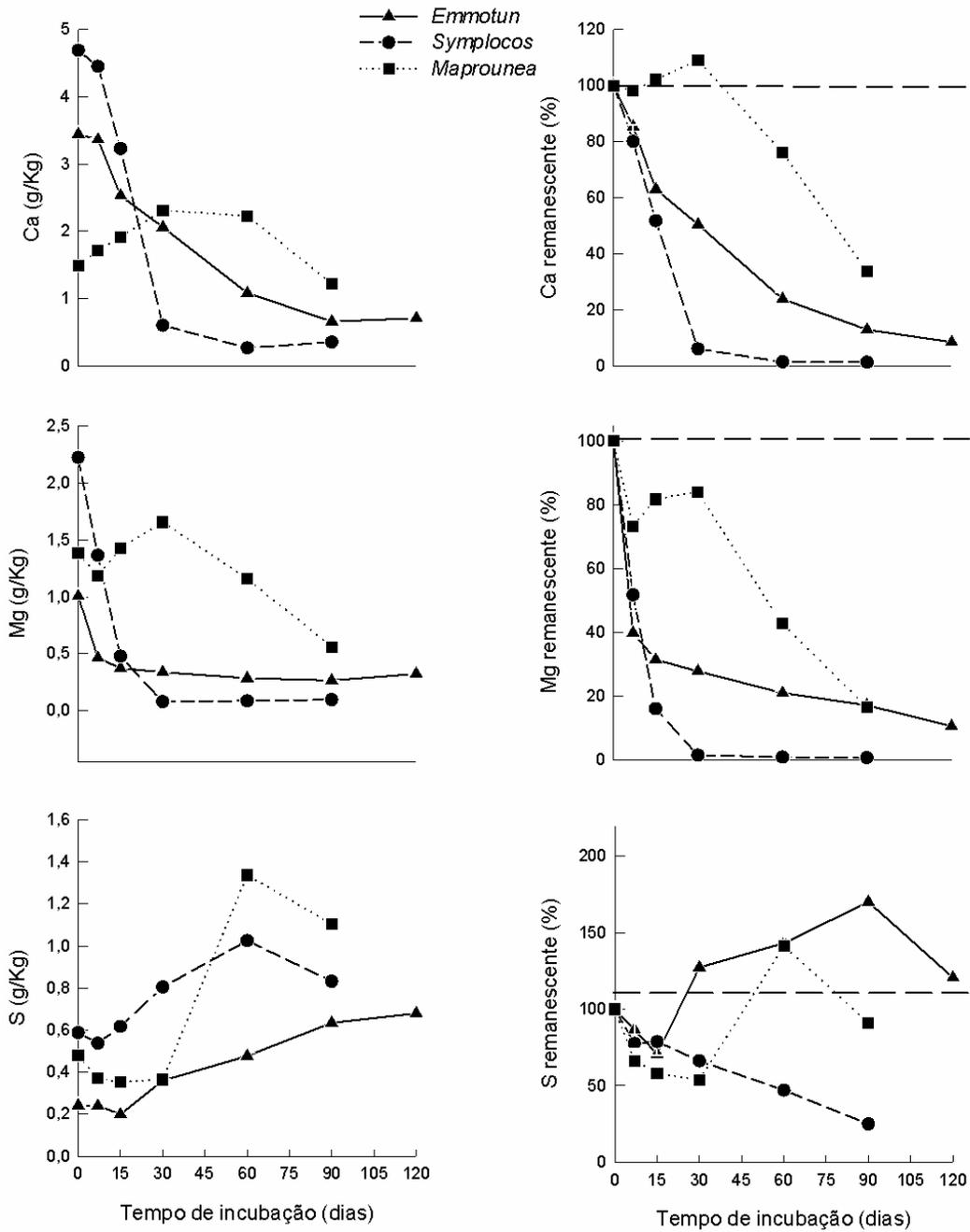


Figura 12 - Variação temporal das concentrações e do percentual remanescente de nutrientes nos detritos foliares das três espécies estudadas (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*) em função do período de incubação (outubro de 2009 a fevereiro de 2010).

3.5 – Variação do percentual remanescente de compostos secundários

As perdas de compostos secundários dos resíduos das três espécies variaram significativamente ($p=0,01$) em função do tempo de incubação. As perdas de fenóis totais e taninos condensados foram maiores do que as perdas de massa dos detritos ao longo do tempo de incubação. Em apenas sete dias de incubação as perdas de fenóis totais foram estimadas em 70% para *Emmotum* e *Maprounea* e 53% para *Symplocos*. Já as perdas de taninos condensados nos primeiros sete dias de incubação foram de 53% para *Emmotum* e 48% para *Maprounea* (Tabela 6).

Não foi possível acompanhar as perdas de compostos secundários após 15 dias de incubação, pois as concentrações destes compostos nos resíduos ficaram abaixo do nível de detecção da metodologia utilizada.

Tabela 6 – Variação das concentrações em % de massa seca de fenóis totais e taninos condensados e seus respectivos percentuais de perda em função do tempo de incubação dos detritos foliares das espécies *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea* em decomposição no córrego do Pitoco (Reserva Ecológica do IBGE). Valores não detectáveis pela metodologia estão representados pela sigla ND.

<i>Tempo</i> (dias)	<i>Fenóis totais</i>					
	<i>Emmotum</i>		<i>Symplocos</i>		<i>Maprounea</i>	
	Concentração	% Perda	Concentração	% Perda	Concentração	% Perda
0	14,66 (2,23)	-	1,98 (0,06)	-	27,02 (0,94)	-
7	4,41 (0,44)	70	0,92 (0,17)	53	8,06 (0,46)	70
15	2,17 (0,32)	85	0,50 (0,02)	75	6,06 (0,22)	78
	<i>Taninos condensados</i>					
0	6,24 (1,53)	-	ND	ND	9,41 (0,65)	-
7	2,94 (0,39)	53	ND	ND	4,86 (0,24)	48
15	0,58 (0,13)	91	ND	ND	1,33 (0,07)	86

3.6 – Biomassa de fungos ao longo do processo de decomposição

Não foi possível observar diferenças significativas na concentração de ergosterol nos detritos entre as três espécies ($p=0,10$), indicando que não houve variação na biomassa total de fungos. Entretanto, foi detectada variação significativa das concentrações de ergosterol em função do tempo de incubação ($p=0,01$). Após 60 dias de incubação não foi possível obter amostras dos detritos foliares das espécies *Symplocos* e *Maprounea* em função da velocidade do processo de decomposição.

A biomassa total de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, nos detritos de *Emmotum* após sete dias de incubação foi duas vezes maior em relação à *Symplocos* e *Maprounea*, o que pode estar relacionado com a infestação natural por fungos nas folhas senescentes de *Emmotum*. A colonização por fungos nos resíduos foliares em função do tempo de incubação apresentou padrão semelhante até 60 dias, com um aumento acentuado da biomassa total de fungos (Figura 13). Nos resíduos foliares de *Emmotum* observou-se um aumento na biomassa de fungos até 60 dias de incubação atingindo valor máximo de $332\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, seguida por uma redução até 120 dias de incubação com concentração média de $162\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. A taxa de aumento de ergosterol foi de $6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ para 60 dias de incubação nos detritos da espécie *Emmotum*. Nos detritos foliares da espécie *Symplocos* o valor máximo para a concentração de ergosterol também foi encontrado com 60 dias de incubação ($292\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) com uma taxa de aumento $5\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ para o período (Figura 13).

A biomassa de fungos detectada nos detritos foliares da espécie *Maprounea* apresentou variação em função do tempo de incubação, sendo observados dois picos de concentração de ergosterol nos primeiros 15 dias ($358\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e com 60 dias de incubação ($346\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). A taxa de incremento inicial de ergosterol foi maior para a espécie *Maprounea*, estimada em $23\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ nos primeiros 15 dias de incubação e caindo para $6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ até 60 dias de incubação. Entre 15 e 30 dias de incubação foi detectado declínio na concentração de ergosterol, seguida por um aumento até 60 dias.

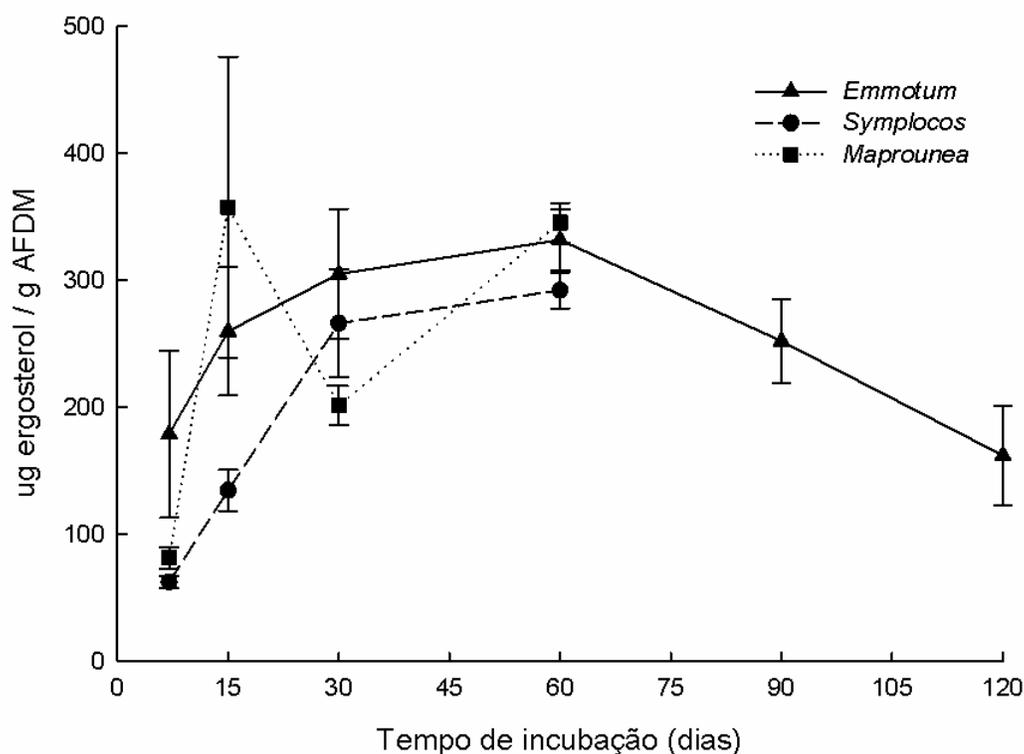


Figura 13 - Variação temporal da biomassa de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, nos detritos foliares (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*) durante o período de decomposição expressa em μg de ergosterol por grama de massa seca livre de cinzas. As barras indicam o erro padrão da média.

3.7 – Fluxos de nutrientes via decomposição

Os fluxos de nutrientes via decomposição no córrego foram estimados a partir da perda de massa de nutriente durante o tempo de incubação e da quantidade de detritos foliares que entram no córrego, estimada em 10% da produção total de serapilheira foliar pela comunidade úmida da Mata de Galeria. Sendo assim, se a produção anual de folhas na comunidade úmida foi estimada em $4,3\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Parron 2004), a entrada de detritos no córrego seria de $0,43\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Os fluxos de nutrientes via decomposição no córrego foram calculados a partir da média dos fluxos de nutrientes estimados para as três espécies (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*). Sendo assim, a liberação de nutrientes ocorreu na seguinte ordem decrescente: $\text{C} > \text{N} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} = \text{S}$. Os fluxos de C e N no córrego do Pitoco resultaram em uma entrada de cerca de $138\text{kgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $2\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente. As entradas de Ca, K e Mg foram estimadas em, respectivamente, 1,2,

0,6 e 0,9kg.ha⁻¹.ano⁻¹. Os fluxos de P e S via decomposição dos detritos foram semelhantes e estimados em 0,1kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

4 – Discussão

4.1 – Dinâmica de decomposição, perda de nutrientes e atuação microbiana

A produtividade primária em córregos de pequeno porte é regulada pela entrada de detritos vegetais oriundos da vegetação ripária, sendo a principal fonte de matéria e energia para os sistemas aquáticos (Webster e Meyer 1997). Embora as variáveis ambientais exerçam influência sobre o processo de decomposição em ambientes aquáticos, o grau de decomponibilidade dos detritos e a liberação dos nutrientes estão mais fortemente relacionados, em escala local, com a qualidade físico-química da serapilheira foliar (Royer e Minshall 2003). A qualidade nutricional dos detritos também interfere na afinidade e atuação das comunidades de decompositores e detritívoros (Stout 1989, Gessner e Chauvet 1994, Rosemond *et al.* 2002).

Ao compararmos as características iniciais dos detritos foliares de *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea* com a velocidade de decomposição dos detritos foliares, podemos sugerir que o processo de decomposição no córrego do Pitoco está relacionado principalmente com a razão C:N e as concentrações de carbono, fenóis totais e taninos condensados. Essas características dos detritos diferiram significativamente entre as espécies, acarretando taxas de decomposição distintas. A espécie *Symplocos* apresentou menores concentrações de carbono e compostos secundários e menor razão C:N em relação às outras duas espécies, o que resultou em uma decomposição mais rápida ($k=0,02$; $T_{50\%}=35$ dias) em comparação com a decomposição dos resíduos foliares de *Emmotum* ($k=0,0063$; $T_{50\%}=110$ dias) e *Maprounea* ($k=0,0099$; $T_{50\%}=70$ dias).

Assim, as diferenças nos coeficientes de decomposição dos detritos foliares das espécies estudadas mostraram que a velocidade de decomposição está fortemente relacionada com as características iniciais dos detritos, corroborando com resultados de outros estudos (Ardón e Pringle 2008, Ardón *et al.* 2009, Mathuriau e Chauvet 2002). Em linhas gerais, a razão C:N, a dureza foliar e as concentrações de nitrogênio, taninos condensados e lignina são consideradas as principais características foliares relacionadas com a velocidade de decomposição (Ostrofsky 1997, Gonçalves *et al.* 2006, Mathuriau e Chauvet 2002).

Diferenças nas características químicas dos resíduos após 90 dias de incubação em relação à concentração inicial de nutrientes mostraram que as variações ao longo do tempo de incubação podem ter influenciado na velocidade de decomposição. *Emmotum* apresentou as maiores concentrações de C e razão C:N no início do experimento e após 90 dias de incubação, resultando em uma decomposição mais lenta em relação aos outros detritos. A espécie de decomposição mais acelerada, *Symplocos*, apresentou concentração mais elevadas de N e P do início até o final do experimento. As concentrações de S e dos cátions básicos variaram ao longo do tempo, apresentando concentrações iniciais maiores nos detritos de *Symplocos* e valores mais altos de Ca e Mg em *Maprounea* após 90 dias de incubação.

A relação entre o coeficiente de decomposição e qualidade físico-química inicial dos detritos foliares de espécies do Cerrado e de regiões tropicais são comparadas com este estudo na Tabela 7. Em linhas gerais, as espécies deste estudo e de outras regiões do Cerrado apresentam menores concentrações de nitrogênio e altas concentrações de carbono, maior razão C:N e dureza foliar, resultando em processos de decomposição mais lentos se comparados com as espécies de florestas de outras regiões tropicais e da região temperada.

A velocidade de decomposição dos detritos foliares no córrego do Pitoco estimada no presente estudo corrobora com conclusões de estudos desenvolvidos em córregos de pequena ordem no Cerrado (Tabela 8), mostrando que a velocidade de decomposição em sistemas aquáticos tropicais é menor ($T_{50\%}$ variando de 20 a 365 dias) em comparação com o processo em ambientes temperados ($T_{50\%}$ variando de 11 a 40 dias) (Tabela 8). A maior velocidade de decomposição dos detritos foliares em córregos de regiões temperadas pode estar relacionada com concentrações menores de compostos recalcitrantes nos detritos foliares e com uma diversidade e atividade maiores de invertebrados fragmentadores.

A diversidade físico-química dos detritos foliares e a afinidade e atuação da comunidade de detritívoros e decompositores também são fatores controladores do processo de decomposição em ambientes terrestres. Entretanto, comparando o processo de decomposição dos detritos foliares em sistemas lóticos e em sistemas terrestres, observa-se que a velocidade de decomposição é maior em ambientes aquáticos (Tabela 8), o que pode estar relacionado com a atuação mecânica da corrente de água e maior lixiviação de compostos mais móveis ou solúveis.

Com relação à colonização por fungos, determinada pela concentração de ergosterol, observamos que a taxa de incremento e os picos de ergosterol foram maiores nos resíduos de *Emmotum* e *Maprounea*, que apresentaram concentrações iniciais mais altas de C, taninos condensados e fenóis totais em relação à *Symplocos*. A maior concentração inicial de ergosterol nos resíduos de *Emmotum* pode ter sido influenciada pelo fato das folhas desta espécie apresentar infestação natural por fungos da face abaxial. Aumentos na taxa de incremento de ergosterol em função do tempo de incubação também foram observados por outros estudos no Cerrado e regiões temperadas (Hieber e Gessner 2002, Mathuriau e Chauvet 2002, Nikolcheva *et al.* 2003, Manerkar *et. al* 2008), entretanto, os picos de ergosterol encontrados por este estudo em uma Mata de Galeria no bioma Cerrado foram duas vezes maiores do que os encontrados em detritos foliares da região temperada.

Nos estudos de Nikolcheva *et al.* (2003) e Manerkar *et al.* (2008) desenvolvidos na região temperada foram observados aumentos na concentração de ergosterol em função do tempo de incubação a uma taxa de, respectivamente, 4 e 5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$. Embora também tenha sido observada aumento acentuado na biomassa de fungos no presente estudo a taxas entre 5 a 6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, os valores máximo de ergosterol na região temperada (130 a 140 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) estão abaixo do encontrado para o bioma Cerrado (292 a 346 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Gonçalves *et al.* (2006) observaram que a colonização inicial dos detritos foliares é mais acelerada na região temperada quando comparada com as regiões tropical e mediterrânea ao utilizarem o mesmo detrito foliar (*Alnus glutinosa*). O valor máximo encontrado para a região temperada (vegetação ripária) foi de 421 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ com 24 dias de incubação a uma taxa de 18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$. Para a região mediterrânea (vegetação esparsa e composta principalmente por uma espécie de arbusto) o valor máximo de ergosterol foi de 341 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ após a primeira semana de incubação, seguido por um declínio acentuado, assemelhando-se ao comportamento da espécie *Maprounea* deste estudo. Já na região do Cerrado (vegetação ripária densa), a curva de ergosterol aumentou mais lentamente (8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) atingido valores mais altos em relação à região temperada e mediterrânea (573 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ após 75 dias de incubação).

A dinâmica de perda de nutrientes durante o processo de decomposição em ambientes aquáticos está relacionada com o grau de decomponibilidade dos detritos, atuação microbiana e características da água do córrego. Neste estudo foram observadas algumas diferenças na dinâmica de nutrientes entre as espécies em função do período de

incubação, com perdas mais acentuadas de alguns nutrientes em relação ao decaimento de massa dos detritos e imobilização de outros nutrientes.

A dinâmica de perda de K foi acelerada em relação à perda de massa dos detritos em função do período de incubação, indicando uma alta mobilidade deste elemento, ainda mais intensa em ambientes aquáticos. Perdas intensas de K em ambientes aquáticos também foram detectadas em estudo realizado na França por Gessner (1991). As perdas de Ca e Mg também foram maiores em relação às perdas de massa dos detritos foliares de *Symplocos* e *Emmotum* e as perdas de P foram maiores nos resíduos de *Maprounea* e *Emmotum*. A espécie *Symplocos* não apresentou perda acentuada de P nos primeiros 30 dias de incubação, o que pode ser observado pelo aumento na concentração de P de $0,4\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ no tempo zero para $0,5\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ com 30 dias. Após os primeiros 30 dias de incubação foram observadas perdas acentuadas de P em relação à perda de massa do detrito nos resíduos de *Symplocos*. Os resíduos de *Maprounea* apresentaram perdas menores de Ca e Mg em função do tempo de incubação. Houve imobilização de S na decomposição dos resíduos foliares de *Maprounea* e *Emmotum* até 60 e 90 dias de incubação, respectivamente.

A lixiviação inicial dos fenóis totais e taninos condensados foi bastante acentuada nos primeiros 15 dias de incubação em concordância com observações de outros estudos (Gessner 1991, Ardón e Pringle 2008 e Ardón *et al.* 2009). Devido a esta rápida lixiviação dos compostos secundários, estudos têm mostrado que a decomponibilidade dos detritos está mais fortemente relacionado com os teores de lignina e celulose, por serem compostos mais recalcitrantes que conferem dureza às folhas, dificultando a herbivoria e o processo de decomposição (Gonçalves *et al.* 2007, Ardón e Pringle 2008 e Ardón *et al.* 2009). No presente estudo, não foi possível relacionar a dureza foliar com a velocidade de decomposição dos detritos foliares, uma vez que a espécie que apresentou valor intermediário de dureza (*Symplocos*) se decompôs mais rapidamente em relação aos outros detritos. *Emmotum* apresentou maior valor de dureza e decomposição lenta, enquanto que *Maprounea* apresentou valor mais baixo de dureza e velocidade de decomposição intermediária entre os detritos.

Tabela 7 - Comparação entre as taxas de decomposição (k), tempo de meia vida (estimado em dias) e parâmetros físico-químicos (% de massa seca) dos detritos foliares das espécies deste estudo (*Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea*) com outras espécies do bioma Cerrado e de regiões tropicais.

<i>Tipo de vegetação</i>	<i>Ordem do córrego</i>	<i>Espécie</i>	<i>k</i>	<i>T</i> ½	<i>N</i>	<i>C</i>	<i>C:N</i>	<i>Taninos</i>	<i>Fenóis</i>	<i>Dureza</i>	<i>Referência/Região</i>
Mata de Galeria	1ª	<i>Emmotum nites</i>	0,0063	110,023	0,71	56,49	89,47	6,40	20,50	689,45	
		<i>Symplocos mosenii</i>	0,02	34,657	1,07	46,64	44,08	0,26	1,47	426,99	<i>Este estudo</i>
		<i>Maprounea guianensis</i>	0,0099	70,015	0,70	47,83	51,52	8,84	20,05	279,17	<i>Cerrado-DF</i>
Campo Rupestre	3ª	<i>Myrcia guyanensis</i>	0,0063	110,023	0,95	-	-	-	8,48	869,90	
		<i>Ocotea sp.</i>	0,0043	161,197	1,11	-	-	-	6,31	590,17	<i>Moretti et al.</i>
		<i>Miconia chartacea</i>	0,0033	210,045	0,88	-	-	-	7,31	481,66	<i>(2007)</i>
		<i>Protium brasiliense</i>	0,0020	346,574	0,98	-	-	-	6,37	731,95	<i>Cerrado-MG</i>
		<i>Protium heptaphyllum</i>	0,0019	364,814	0,92	-	-	-	7,83	576,87	
Floresta secundária e campos de cultivo	4ª	<i>Croton gossypifolius</i>	0,0651	10,647	1,91	46,4	24,3	1,13	-	-	<i>Mathuriau e</i>
		<i>Clidemia sp</i>	0,0235	29,495	1,25	45,2	36,3	1,88	-	-	<i>Chauvet (2002)</i> <i>Colômbia</i>
Vegetação Ripária	3ª	<i>Trema integerrima</i>	0,198	3,501	1,61	34,08	21,17	0,80	0,97	12	
		<i>Ficus insípida</i>	0,079	8,774	1,27	35,03	27,58	0,48	11,78	120	
		<i>Terminalia oblonga</i>	0,039	17,773	1,36	39,22	28,84	12,85	11,46	138	
		<i>Castilla elastica</i>	0,038	18,240	2,03	40,44	19,92	11,29	12,29	152	<i>Ardón e Pringle</i>
		<i>Luehea seemannii</i>	0,033	21,004	1,27	44,18	34,79	13,65	7,42	124	<i>(2009)</i>
		<i>Zygia longifolia</i>	0,011	63,013	1,87	46,45	24,84	8,12	10,04	232	<i>Costa Rica</i>
		<i>Simira maxonii</i>	0,048	14,440	2,05	44,91	21,91	2,80	4,26	134	
<i>Carapa nicaraguensis</i>	0,023	30,137	0,91	41,71	45,94	23,20	32,33	204			

Tabela 8 - Dinâmica de decomposição em córregos de ambientes tropicais e temperados e comparação entre a velocidade de decomposição em sistemas aquáticos e terrestres.

<i>Tipo de vegetação</i>	<i>Sistema</i>	<i>k</i>	<i>T_{50%} (dias)</i>	<i>Referência/Região</i>
Mata de Galeria	Córrego 1ª ordem	0,022 - 0,0063	35 - 110	<i>Este estudo (Cerrado-DF)</i>
Campo Rupestre	Córrego 3ª ordem	0,0063 - 0,0019	110 - 365	<i>Moretti et al. 2007 (Cerrado-MG)</i>
Mata de Galeria e pastos	Córrego 2ª ordem	0,035 - 0,0087	20 - 80	<i>Wantzen & Wagner 2006 (Cerrado-MT)</i>
Vegetação ripária (campos e arbustos)	Córrego 3ª ordem	0,014		<i>Gonçalves et al. 2006 (Cerrado-MG)</i>
Vegetação ripária	Córrego 4ª ordem	0,017 - 0,030	23-40	<i>Gonçalves et al. 2006 (Portugal)</i>
Floresta de conífera	Córrego 3ª ordem	0,027 - 0,035	25-20	<i>Hieber e Gessner 2002 (Alemanha)</i>
Floresta secundária e campos de cultivo	Córrego 4ª ordem	0,065 - 0,023	11-30	<i>Mathuriau & Chauvet 2002 (Colombia)</i>
Mata de Galeria	Terrestre	0,31 - 0,41	630 - 786	<i>Parron 2004 (Cerrado-DF)</i>
Cerrado Denso	Terrestre	0,31	803	<i>Resende 2001 (Cerrado-DF)</i>
Cerradão	Terrestre	0,56	657	<i>Cianciaruso et al. 2006 (Cerrado-SP)</i>
Floresta	Terrestre	0,72	350	<i>Varjabedian e Pagano 1988 (Mata Atlântica-SP)</i>

4.2 – Fluxos de nutrientes na Mata de Galeria do córrego do Pitoco

Além da contribuição da decomposição dos detritos foliares alóctones, a ciclagem de nutrientes e a biogeoquímica em córregos de pequeno porte também são reguladas pela interação entre os fluxos de nutrientes em forma dissolvida nas diferentes vias de fluxo (flowpaths) da vegetação ripária, que conectam o ambiente terrestre ao aquático (precipitação, throughfall, lixiviação da serapilheira, fluxos superficiais, subsuperficiais e solução freática). Estudos sobre as vias de fluxos de nutrientes na Mata de Galeria do córrego do Pitoco foram desenvolvidos nos últimos anos (Parron 2004 e 2010, Silva 2008 e 2010), indicando que a vegetação ripária atua na retenção e conservação dos nutrientes garantindo o equilíbrio e manutenção dos ecossistemas aquáticos. Parron *et al.* (2010) relataram para o sistema terrestre da Mata de Galeria que a liberação de nutrientes é maior no processo de lixiviação da serapilheira do que nos fluxos de nutrientes estimados via decomposição. Ao analisar a contribuição de diferentes vias de fluxos de nutrientes na qualidade da água do córrego do Pitoco, Silva *et al.* (2010) observaram que a solução freática é o componente mais fortemente relacionado com a composição química da água do córrego do Pitoco com uma contribuição estimada em 96%. Ressalta-se, entretanto, que as concentrações de elementos na solução freática é baixa.

A velocidade de decomposição e a dinâmica de nutrientes em função do tempo de incubação dos detritos no córrego do Pitoco indicam que os nutrientes são liberados para o sistema mais rapidamente em relação ao processo de decomposição na Mata de Galeria. Cerca de 8% do fluxo de Mg e 12% dos fluxos de K e Ca estimados para a Mata de Galeria ocorrem via decomposição no córrego considerando um aporte de folhas igual a 10% da produção anual de serapilheira foliar na comunidade úmida da mata. Os fluxos de P e S via decomposição no córrego do Pitoco são ainda maiores, correspondendo a 33% do fluxo de P e 25% do fluxo de S por decomposição na parte terrestre da Mata de Galeria (Tabela 9).

O fluxo de P via decomposição estimado por este estudo foi de $0,1\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e está de acordo com o fluxo de P na água determinado por Parron *et al.* (2010) em $0,1\text{kgP}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Tabela 9), indicando que a quantidade de P liberado via decomposição encontra-se disponível na água do córrego. Entretanto, o fluxo de N via decomposição no córrego ($2,0\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) é mais elevado em relação ao fluxo de N na água do córrego ($0,3\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) estimado por Parron *et al.* (2010) (Tabela 9). A diferença entre os fluxos pode indicar que o N liberado pela decomposição não está

disponível na água do córrego podendo estar retido no sedimento ou ser liberado para a atmosfera na forma de N_2O pelo processo de denitrificação.

O elevado aporte de matéria orgânica, os níveis de oxigênio e a disponibilidade de nitrato nos córregos são os principais fatores associados com as taxas de denitrificação em riachos tropicais (Solomon *et al.* 2009, Potter *et al.* 2010). Portanto, mudanças na vegetação ripária e no uso do solo podem ter consequências drásticas para ciclo do N nos sistemas aquáticos, pois induzem efeitos diferentes na absorção de nitrato, entre eles a liberação para a atmosfera pelo processo de denitrificação, embora pouco se conheça sobre as emissões de N_2O e N_2 em córregos e riachos (Solomon *et al.* 2009, Potter *et al.* 2010, Beaulieu *et al.* 2010).

Potter *et al.* (2010) estimaram que a perda média anual de N por denitrificação em córregos na região de Porto Rico com floresta nativa e com diferentes graus de impacto humano está em torno de 67% por dia. Este estudo mostrou que o processo de denitrificação é responsável pela absorção média de 33% do nitrato total com taxas de emissão de N_2O variando entre 8,5 a $142,7\mu gN.m^{-2}.h^{-1}$ de acordo com o grau de uso da terra e do impacto humano. Um estudo realizado no Rio Las Marias (4ª ordem) na Venezuela com 60% de cobertura florestal indicou perdas de nitrato total menores estimadas em 2 a 8% por dia, com taxas de denitrificação variando sazonalmente entre 0 a $150\mu gN.m^{-2}.h^{-1}$ (Solomon *et al.* 2009).

Estudos têm mostrado que as taxas de denitrificação tendem a aumentar em córregos de áreas urbanas e agrícolas em comparação com áreas preservadas, provavelmente devido ao aumento das concentrações de nitrato (Mulholland *et al.* 2008, Potter *et al.* 2010, Beaulieu *et al.* 2010). Os estudos de Silva *et al.* (2010) em córregos do Distrito Federal mostraram um aumento na concentração de nitrogênio total dissolvido (NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^-) em áreas urbanas e agrícolas em comparação com córregos preservados. Portanto, a intensificação da mudança de uso da terra no Cerrado associada com a degradação da vegetação ripária pode representar um componente importante e ainda não quantificado sobre as emissões de N_2O e N_2 na região em um contexto de mudanças ambientais globais.

Tabela 9 – Fluxos de nutrientes via decomposição no córrego do Pitoco (considerando a média entre as espécies) e na Mata de Galeria (mix de folhas das espécies dominantes) estimados em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

<i>Fluxos de nutrientes</i>	<i>Via Decomposição no córrego do Pitoco</i>	<i>Via Decomposição na Mata de Galeria</i>	<i>Razão entre a decomposição no Córrego/Mata de Galeria</i>
N	2,0	0	-
P	0,1	0,3	0,33
K	0,9	7,8	0,12
Ca	1,2	10,1	0,12
Mg	0,6	7,2	0,08
S	0,1	0,4	0,25

5 – Conclusões

Baseado na primeira e segunda hipóteses que relacionam as características físico-químicas dos detritos foliares das espécies *Emmotum*, *Symplocos* e *Maprounea* com a velocidade de decomposição, dinâmica nutrientes e colonização por fungos conclui-se que:

- A velocidade de decomposição dos detritos foliares está fortemente relacionada com as características físico-químicas iniciais das espécies vegetais da Mata de Galeria. Altas concentrações de carbono e compostos secundários e razão C:N elevada resultam em uma taxa de decomposição mais lenta. Em função destas características, o grau de decomponibilidade das espécies segue a seguinte ordem decrescente: *Symplocos* > *Maprounea* > *Emmotum*.
- A dinâmica de nutrientes mostrou que as perdas de P, K, Ca e Mg em função do tempo de incubação são mais acentuadas do que as perdas de massa dos detritos. Em contrapartida, as perdas de N e S foram menores em comparação com os outros nutrientes, sendo observado imobilização de S nos resíduos das espécies *Emmotum* e *Maprounea* em função do tempo de incubação, sugerindo limitação deste elemento no ambiente aquático.
- Os compostos secundários apresentaram dinâmica de perda acelerada durante o processo de decomposição, resultado da intensa lixiviação de fenóis totais e taninos condensados nos primeiros sete dias.
- Não foi observada forte relação entre a colonização por fungos e as características físico-químicas dos detritos foliares. A biomassa de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, aumentou em função do tempo de incubação nos três detritos, atingindo picos mais elevados de ergosterol após 60 dias de incubação.
- Os fluxos de nutrientes via decomposição no córrego do Pitoco são considerados altos em relação ao processo de decomposição no ambiente terrestre, considerando que o aporte de folhas para o córrego é menor em relação à Mata de Galeria.
- O fluxo de N estimado pela decomposição dos detritos foliares no córrego do Pitoco é maior do que a exportação de N na vazão da água do córrego, indicando

que parte do N liberado pode estar retida no sedimento ou ser liberado para a atmosfera na forma de N_2O por denitrificação.

6 – Referências Bibliográficas

Abelho M, Graça MAS. 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia* 386: 147-152.

Ardón M, Pringle CM. 2008. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia* 155: 311-323.

Ardón M, Pringle CM, Eggert SL. 2009. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *Journal of the North American Benthological Society* 28(2): 440-453.

Beaulieu JJ, Tank JL, Hamilton SK, Wollheim WM, Hall Jr. RO, Mulholland PJ, Peterson BJ, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahm CN, Dodds WK, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Poole GC, Valett M, Arango CP, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Helton AM, Johnson LT, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sabota DJ, Thomas SM. 2011. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *PNAS* 108(1): 214-219.

Cianciaruso MV, Pires JSR, Delitti WBC, Silva EFLP. 2006. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um Cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 20(1): 49-59.

Dosskey MG, Bertsch PM. 1994. Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream. *A Hydrologic Approaches Biogeochemistry* 24: 1-19.

Driebe EM, Whitman TG. 2000. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. *Oecologia* 123: 99-107.

Eiten G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 205-341.

Enriquez S, Duarte CM, Sand-Jensen K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of C:N:P content. *Oecologia* 94: 457-471.

Felfili JM, Mendonça RC, Walter BMT, Silva Júnior MC, Nóbrega MGG, Fagg CW, Sevilha AC, Silva MA. 2001. Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. Ribeiro JF, Fonseca CEL, Souza-Silva JC, editores. *Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados. 19p.

Folin O, Ciocalteu V. 1927. On tyrosine and tryptophane determination in proteins. *Journal of Biology and Chemistry* 73: 424-427.

Gessner MO. 1991. Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystems. *Freshwater Biology* 26: 387-398.

Gessner MO, Chauvet E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75: 1807-1817.

Gessner MO. 2005. Ergosterol as a measured of fungal biomass. Graça MAS, Bärlocher F and Gessner MO, editors. *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Dordrecht: Springer. p109-113.

Gonçalves JFJr, Graça MAS, Callisto M. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25(2): 344-355.

Gonçalves JFJr, Graça MAS, Callisto M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and low density of shredders. *Freshwater Biology* 52: 1440-1451.

Graça MAS, Zimmer M. 2005. Leaf toughness. Graça MAS, Bärlocher F and Gessner MO. Editors. *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Dordrecht: Springer. p. 109-113.

Hagerman AE, Butler LG. 1978. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 26: 809-812.

Hieber M, Gessner MO. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83(4): 1026-1038.

Leroy CJ, Marks JC. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51: 605-617.

Lima WP. 1989. Função hidrológica da mata ciliar. Simpósio sobre mata ciliar, São Paulo. *Anais do simpósio de mata ciliar*. São Paulo: Fundação Gargill: 25-42.

Manerkar MA, Seena S, Bärlocher F. 2008. Q-RT-PCR for assessing Archaea, Bacteria, and Fungi during leaf decomposition in a stream. *Microb. Ecol.* 56: 467-473.

Mathuriau C, Chauvet E. 2002. Breakdown on leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3): 384-396.

Melillo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.

Moretti M, Gonçalves JF Jr., Callisto. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. *Limnologia* 37: 250-258.

Mulholland PJ, Helton AM, Poole GC, Hall Jr. RO, Hamilton SK, Peterson BJ, Tank JL, Ashkenas LR, Cooper LW, Dahn CN, Dodds WK, Findlay SEG, Gregory SV, Grimm NB, Johnson SL, McDowell WH, Meyer JL, Vallet HM, Webster JR, Arango CP, Beaulieu JJ, Bernot MJ, Burgin AJ, Crenshaw CL, Johnson LT, Niederlehner BR, O'Brien JM, Potter JD, Sheibley RW, Sabota DJ, Thomas SM. 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452: 202-206.

Newell SY. 1992. Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. Carroll GC and Wicklow DT, editors. *The fungal community: its organization and role in the ecosystem*. 2^a Ed. New York: Marcel Dekker. p521-561.

Nikolcheva LG, Cockshutt AM, Bärlocher F. 2003. Determining diversity of freshwater fungi on decaying leaves: comparison of traditional and molecular approaches. *Applied and Environmental Microbiology* 69(5): 2548-2554.

Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 321-331.

Ostrofsky ML. 1997. Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society* 16:750-759.

Parron LM. 2004. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no Distrito Federal. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

Parron LM, Bustamante MMC, Markewitz D. 2010. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry*, in press.

Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D. (Development Core Team). 2011. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.

Potter JD, McDowell WH, Merriam JL, Peterson BJ, Thomas SM. 2010. Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. *Ecological Applications* 20(8): 2104-2115.

Resende JCF. 2001. A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influência de queimadas controladas. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

Ribeiro JF, Walter BMT. 1998. Sano S.M., Almeida S.P. editores. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina-DF: EMBRAPA-CPAC. p. 89-166.

Rosemond AD, Pringle CM, Ramírez A, Paul MJ, Meyer JL. 2002. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology and Oceanography* 47: 278-289.

Royer TV, Minshall GW. 2003. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society* 22(3): 352-358.

Silva Júnior MC. 1995. Tree communities of the gallery Forest of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil. Tese de Doutorado, University of Edinburgh.

Silva Júnior MC. 2001. Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Botânica Brasílica* 15(1): 139-146.

Silva Júnior MC. 2005a. Fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do córrego do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne Lavras* 11(2): 147-158.

Silva Júnior MC, Pereira BAS. 2005b. + 100 Árvores do Cerrado, Matas de Galeria: Guia de campo. Brasília (DF): Rede de sementes do Cerrado. 288p.

Silva JSO. 2008. Características químicas da água dos córregos do Distrito Federal sob diferentes usos e cobertura do solo. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

Silva JSO, Bustamante MMC, Markewitz D, Krusche AV, Ferreira LG. 2010. Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry*, in press.

Solomon CT, Hotchkiss ER, Moslemi JM, Ulseth AJ, Stanley EH, Hall RO Jr, Flecker AS. 2009. *Journal North Benthological Society* 28(2): 480-490.

Stout RJ. 1989. Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude and tropical streams: a theoretical approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46: 1097-1106.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130 - 137.

Varjabedian R, Pagano SN. 1988. Produção e decomposição de folhedo em um trecho de Mata Atlântica de encosta no município do Guarujá, SP. *Acta Botânica Brasílica* 1(2): 243-256.

Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR. 1997. Multiple trophic levels for a forested stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.

Wantzen KM, Wagner R. 2006. Detritus processing by invertebrates shredders: neotropical-temperate comparison. *Journal North Benthological Society* 25(1): 216-232.

Webster JR, Meyer JL. 1997. Organic matter budgets for streams: A synthesis of stream organic matter budgets. *Journal North Benthological Society* 16: 141-161.

Wong MKM, Goh T-K, Hodgkiss IJ, Hyde KD, Ranghoo VM, Tsui CKM, Ho W-H, Wong WSW, Yuen T-K. 1998. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 7: 1187-1206.

Capítulo 2: Variações sazonais na dinâmica do processo de decomposição dos detritos foliares.

1 – Introdução

A sazonalidade é uma característica marcante do bioma Cerrado, que possui duas estações distintas bem definidas (Eiten 1972). A estação seca compreende um longo período de estiagem que se estende de abril a setembro e o período chuvoso é caracterizado por eventos de chuva intensos de outubro a março. As variações anuais de precipitação e eventos de chuva intensos estão intimamente relacionadas com mudanças nas características hidrológicas e químicas da água dos córregos, principalmente com relação à velocidade da corrente, grau de turbidez, temperatura, pH e concentrações de oxigênio dissolvido (Wong *et al.* 1998, Ramírez *et al.* 2006, Rueda-Delgado *et al.* 2006).

Embora as comunidades de decompositores e detritívoros estejam adaptadas as condições de movimentação constante dos sistemas lóticos, mudanças nas características físico-químicas da água podem acarretar em alterações na dinâmica e atuação destas comunidades no processo de decomposição (Wong *et al.* 1998, Ramírez *et al.* 2006, Rueda-Delgado *et al.* 2006). Adicionalmente, variações na hidrologia da água podem intensificar a lixiviação dos compostos solúveis e fragmentação mecânica dos detritos (Petersen e Cummins 1974, Webster e Benfield 1986).

Baseado na terceira hipótese, este capítulo irá avaliar a influência das variações sazonais das características físico-químicas da água do córrego do Pitoco na velocidade de decomposição dos detritos, dinâmica de nutrientes e colonização dos detritos foliares das espécies *Emmotum nitens* e *Symplocos mosenii* incubadas em dois períodos distintos. Deste modo, o objetivo principal deste capítulo é verificar a existência de padrões sazonais nas características físico-químicas da água do córrego e possíveis influências na velocidade de decomposição dos detritos, dinâmica de nutrientes e colonização por fungos.

2 – Material e Métodos

2.1 – Coleta e análise de serapilheira

A serapilheira foliar foi coletada durante a estação chuvosa (outubro de 2009 a março de 2010). Para a coleta da serapilheira foram utilizadas redes de náilon com malha de 10mm de diâmetro e área de 1m², suspensas a 1m do solo e distribuídas na comunidade úmida da Mata de Galeria às duas margens do córrego do Pitoco.

As espécies que mais contribuíram em termos quantitativos com serapilheira foliar para permitir a execução de dois experimentos de incubação foram *Emmotum nitens* e *Symplocos mosenii*. A serapilheira coletada foi transportada para o laboratório onde foi seca a temperatura ambiente até a obtenção de peso constante. Posteriormente, o material coletado foi submetido ao processo de triagem por espécie e armazenado em caixas térmicas. A serapilheira foliar das duas espécies foi caracterizada quanto à dureza foliar e às concentrações de fenóis totais, taninos condensados, carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre de acordo com as metodologias descritas no capítulo 1.

2.2 – Delineamento experimental

Os detritos foliares de cada espécie coletados durante o período chuvoso (2009-2010) foram incubados em dois períodos distintos com o intuito de avaliar a influência da variação sazonal das características físico-químicas da água na dinâmica de decomposição dos detritos. O primeiro período de incubação foi executado durante a transição entre estações chuvosa-seca (março a julho de 2010) e o segundo período durante a transição entre estações seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).

O delineamento experimental e preparo das bolsas de decomposição seguiram os mesmos procedimentos descritos no capítulo 1. Para a execução do experimento foram utilizadas bolsas de decomposição confeccionadas em malha de náilon de 10mm de diâmetro com área de 20x20cm. Os resíduos foliares das duas espécies foram incubados separadamente e cada bolsa de decomposição continha aproximadamente 5g de serapilheira foliar e uma identificação. Cada série de incubação foi composta por sete bolsas de decomposição distribuídas em quatro pontos equidistantes do córrego. Uma bolsa de cada série foi retirada após 0, 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias, compondo quatro réplicas por espécie.

2.3 – Variáveis hidrológicas e físico-químicas da água do córrego do Pitoco

Com a finalidade de acompanhar possíveis variações sazonais físico-químicas e hidrológicas do córrego do Pitoco, mediu-se quinzenalmente de março a novembro de 2010 (ou seja, compreendendo os dois períodos de incubação) as seguintes variáveis: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, alcalinidade, turbidez, vazão, velocidade da corrente e altura da coluna d'água. A variação da altura da coluna de água foi mensurada a cada 15min por um transdutor de pressão de março a agosto de 2010 e de setembro a novembro a mensuração foi realizada com o auxílio de uma régua graduada. Adotaram-se as mesmas metodologias descritas no capítulo 1.

2.4 – Processamento e análise das amostras de serapilheira após incubação

As bolsas de decomposição coletadas foram individualmente armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados e transportados em caixas térmicas até o laboratório. Em seguida, as amostras foram lavadas em água destilada corrente com o auxílio de uma peneira limnológica com malha de 180 µm de diâmetro para a retenção de sedimentos e macroinvertebrados. Após a lavagem, o material retido na peneira foi preservado em álcool 70% para posterior identificação.

De cada amostra de folha foram retirados conjuntos de cinco discos de 10mm de diâmetro com o auxílio de um cortador. Cada conjunto de discos foi destinado à análise de matéria orgânica (massa seca livre de cinzas) e de biomassa de fungos. Posteriormente, as amostras foram secas em estufa à 60°C até a obtenção de peso constante para o cálculo de massa seca remanescente e coeficiente de decomposição com base no modelo exponencial de perda de massa (também foram considerados os pesos dos conjuntos de discos retirados de cada amostra).

As variações das concentrações de macronutrientes e compostos secundários em função do tempo de incubação foram acompanhados durante a decomposição dos detritos nos dois períodos de incubação como descrito no capítulo 1. Os fluxos de nutrientes foram determinados para os dois períodos de incubação (chuvosa-seca e seca-chuvosa) e o cálculo foi baseado na proporção de entrada de detritos foliares do córrego do Pitoco e na média de perda de nutrientes para as duas espécies.

2.5 – Biomassa total de fungos

A biomassa total de fungos em cada tempo de incubação foi avaliada nos dois períodos de incubação de acordo com a metodologia descrita no capítulo 1. A biomassa

de fungos foi detectada pela concentração de ergosterol nas amostras foliares, quantificada por cromatografia líquida de alta eficiência e expressa pela concentração em μg de ergosterol por grama de massa seca livre de cinzas.

2.6 – Análise estatística

A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov (programa estatístico SPSS 17.0 Inc. USA para Windows) e as diferenças foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$.

Diferenças sazonais nos parâmetros da água entre os dois períodos de incubação foram avaliadas pelo teste T de Student de amostras pareadas (programa estatístico SPSS 17.0 Inc. USA para Windows) considerando as mensurações realizadas em quatro pontos do córrego do Pitoco.

Variações sazonais entre os períodos de incubação com relação à dinâmica de perda de massa dos detritos foliares de cada espécie em função do tempo de incubação foram avaliadas através do modelo misto não-linear (programa estatístico R 2.12.2 [R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria] com o pacote nlme versão 3.1-98 [Pinheiro *et al.* 2011]). O efeito da sazonalidade sob a dinâmica dos nutrientes, compostos secundários e sob a variação da biomassa de fungos foi testada através do modelo misto linear. Quando necessário foi realizado a linearização dos dados ou a heteroscedasticidade foi considerado no modelo com base na análise dos resíduos.

3 – Resultados

3.1 – Variações sazonais das características hidrológicas e físico-químicas do córrego do Pitoco

No ano de 2009 os eventos de chuva não ultrapassaram 50mm de precipitação diária, enquanto que no ano de 2010 foram observados eventos de chuva com precipitação acima de 60mm em janeiro, outubro e novembro. Entretanto, o período de estiagem no ano de 2010 foi mais longo (maio a setembro de 2010) com baixa precipitação (inferior a 5mm) ou ausência de chuvas se comparado ao mesmo período no ano de 2009, que apresentou ausência de chuvas apenas no mês de julho e eventos acima de 10mm em junho, agosto e setembro (Figura 14). A distribuição de frequências de chuvas durante os anos de 2009 e 2010 (Figura 14) mostrou que 75% dos eventos de chuvas estão concentrados em precipitações diárias abaixo de 10mm.

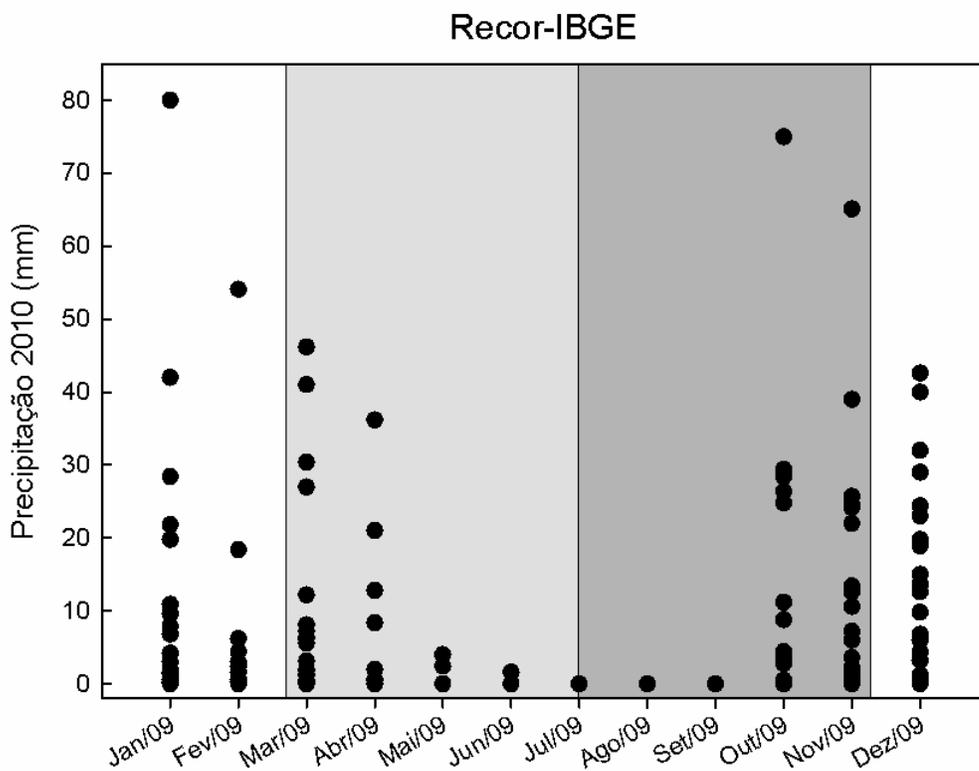


Figura 14 – Distribuição das freqüências de eventos diários de chuvas no ano de 2010 na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.

É possível observar que as variações na profundidade da coluna de água do córrego do Pitoco estão relacionadas com eventos de chuva (Figura 15), aumentando quando a precipitação diária foi superior a 30mm e reduzindo durante a estação seca. Os maiores valores (0,14m) foram observados nos meses de março e abril e as menores profundidades da água do córrego foram mensuradas durante os meses de julho e agosto, quando a precipitação mensal foi igual a zero. Embora a vazão média da água não tenha diferido significativamente entre os períodos de transição ($t=0,93$; $gl=3$; $p=0,42$), a velocidade média da água do córrego do Pitoco foi significativamente ($t=38,82$; $gl= 3$; $p<0,001$) maior durante a transição chuvosa-seca com média de $0,14m.s^{-1}$ ($0,08 - 0,27m.s^{-1}$) se comparada com a seca-chuvosa com média de $0,13m.s^{-1}$ ($0,07 - 0,19m.s^{-1}$) (Figura 16).

As características químicas da água do córrego do Pitoco variaram significativamente quando comparados os períodos de transição entre as estações chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).

Os valores de turbidez e alcalinidade da água variaram ao longo do ano (março a novembro de 2010), entretanto, não foi possível identificar diferenças significativas ($t=9,75$; $gl=1$; $p=0,10$) entre os períodos de incubação (transição chuvosa-seca e seca-chuvosa). O valor médio de turbidez durante o período de transição chuvosa-seca foi de 10,65NTU (6,97 - 21,4NTU) e na transição seca-chuvosa a média foi igual a 9,85NTU (7,78 - 14,7NTU). O valor médio de alcalinidade durante o período de transição chuvosa-seca foi de 1,31 μ M (1 - 1,7 μ M) e na transição seca-chuvosa foi de 1,19 μ M (1,03 - 1,27 μ M) (Figura 16). Os valores de turbidez e alcalinidade apresentaram uma redução dos valores durante o período de seca, caracterizando o final do período de transição chuvosa-seca e início da seca-chuvosa, quando ocorre uma redução na frequência e intensidade das chuvas (abaixo de 10mm).

A temperatura ($t=24,71$; $gl=3$; $p<0,001$), condutividade elétrica ($t=3,34$; $gl=3$; $p=0,045$), concentração de oxigênio dissolvido ($t=3,83$; $gl=3$; $p=0,03$) e pH ($t=4,38$; $gl=3$; $p=0,01$) da água do córrego Pitoco foram significativamente mais elevadas no período de incubação transição chuvosa-seca que na transição seca-chuvosa.

A temperatura média da água do córrego foi 17,7°C (16 - 18,7) durante a transição chuvosa-seca enquanto na seca-chuvosa foi 16,6°C (15,6 - 18,3), apresentando tendência na redução da temperatura durante o período de seca, caracterizando o final na transição chuvosa-seca e início da seca-chuvosa (Figura 16). A condutividade da água do córrego do Pitoco variou na transição chuvosa-seca com média igual a 2,99 μ S.cm⁻¹ (2,06 - 4,95) e na transição seca-chuvosa com média de 2,58 μ S.cm⁻¹ (2,02 - 3,29) mostrando redução durante a estação seca (Figura 16).

Já a concentração média de oxigênio dissolvido na água no período de transição chuvosa-seca foi igual a 7,25mg.L⁻¹ (5,33 - 9,07mg.L⁻¹) com percentual médio de saturação de 76,1% (55,4 - 97,0%), enquanto que na transição seca-chuvosa a média foi de 6,85mg.L⁻¹ (3,51 - 9,87mg.L⁻¹) com saturação média de 69,8% (34,8 - 99,7%). É possível observar uma redução na concentração de oxigênio dissolvido durante a estação seca (junho a agosto de 2010) (Figura 16). Por fim, o pH da água do córrego durante a transição chuvosa-seca apresentou média de 5,64 (5,2 - 6,24) e de 5,22 (4,61 - 5,92) na transição seca-chuvosa (Figura 16).

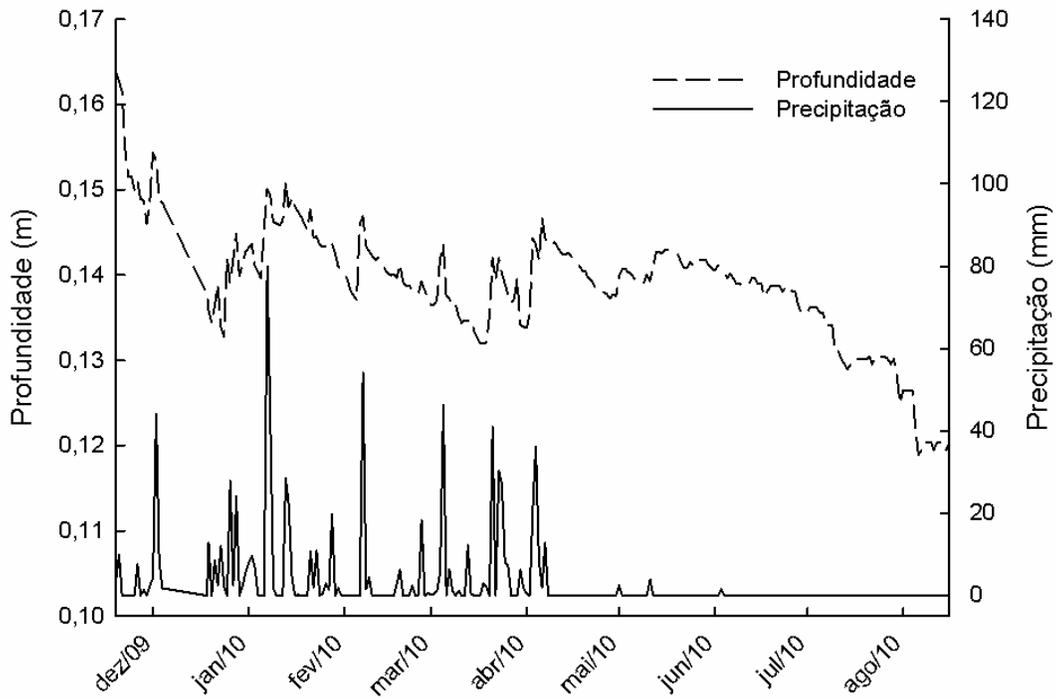


Figura 15 – Relação entre a precipitação diária e a profundidade da coluna de água do córrego do Pitoco durante os dois períodos de incubação, mensurados de março a agosto de 2010. As médias mensuradas através de regra graduada nos meses de setembro, outubro e novembro foram 0,10, 0,23 e 0,16m, respectivamente.

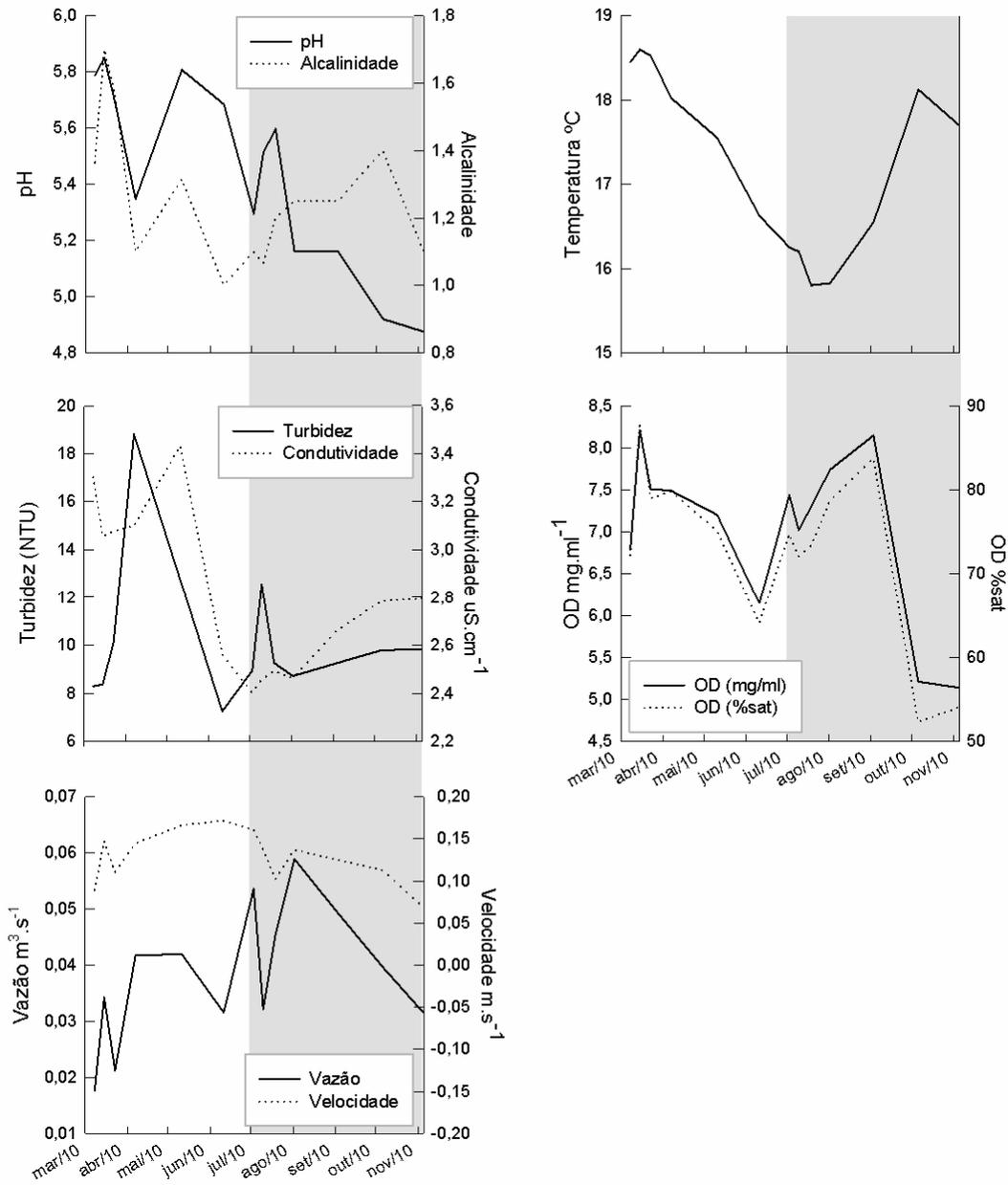


Figura 16 – Variação temporal das características da água do córrego do Pitoco de março a novembro de 2010, compreendendo os dois períodos de incubação. A faixa cinza distingue os dois períodos de incubação, transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).

3.2 – Variação sazonal da taxa de decomposição e massa remanescente

A velocidade de decomposição dos detritos de *Symplocos* foi maior ($p=0,02$) durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e não foi possível detectar diferença significativa entre os períodos de incubação para a espécie *Emmotum* ($p=0,11$), embora os valores também tenham sido maiores na transição chuvosa-seca (Tabela 10).

Tabela 10 – Variação dos coeficientes de decomposição (k) e dos tempos de meia vida (estimados em dias) dos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos* incubados em períodos sazonais distintos (transição chuvosa - seca de março a julho de 2010 e seca - chuvosa de julho a novembro de 2010).

<i>Espécies</i>	<i>k (chuvosa-seca)</i>	<i>T_{50%}</i>	<i>k (seca-chuvosa)</i>	<i>T_{50%}</i>
<i>Emmotum</i>	0,006	110	0,005	148
<i>Symplocos</i>	0,014	50	0,011	62

Entre 30 e 60 dias de incubação foi possível observar uma diferenciação entre as curvas de perda de massa para as duas espécies, correspondendo com alterações no regime de precipitação durante os períodos de incubação (Figura 17). Durante a transição chuvosa-seca houve uma redução dos eventos de chuva entre os meses de abril e maio e na transição seca-chuvosa houve um aumento após o mês de setembro quando se reiniciam os eventos de precipitação após um período de estiagem (maio a setembro de 2010).

Após 30 dias de incubação é possível observar perda de massa dos detritos de *Emmotum* mais acentuada durante a transição chuvosa-seca em comparação com a seca-chuvosa, com massa remanescente após 120 dias igual a, respectivamente, 42 e 47% (Figura 17). Os resíduos de *Symplocos* apresentaram decaimento de massa mais acelerado também durante a transição chuvosa-seca (Figura 17), com massa remanescente após 120 dias de incubação de 18% para a transição chuvosa-seca e de 22% para a transição seca-chuvosa (Figura 17).

Entre 60 e 90 dias de incubação as diferenças na perda de massa dos detritos entre os períodos de incubação foram maiores, sendo mais acentuada durante a transição chuvosa-seca. A massa remanescente após 90 dias de incubação para os resíduos de *Emmotum* foi de 47% durante a transição chuvosa-seca e de 59% na seca-chuvosa. Para os resíduos de *Symplocos*, a massa remanescente foi 21% na transição chuvosa-seca e 37% na seca-chuvosa.

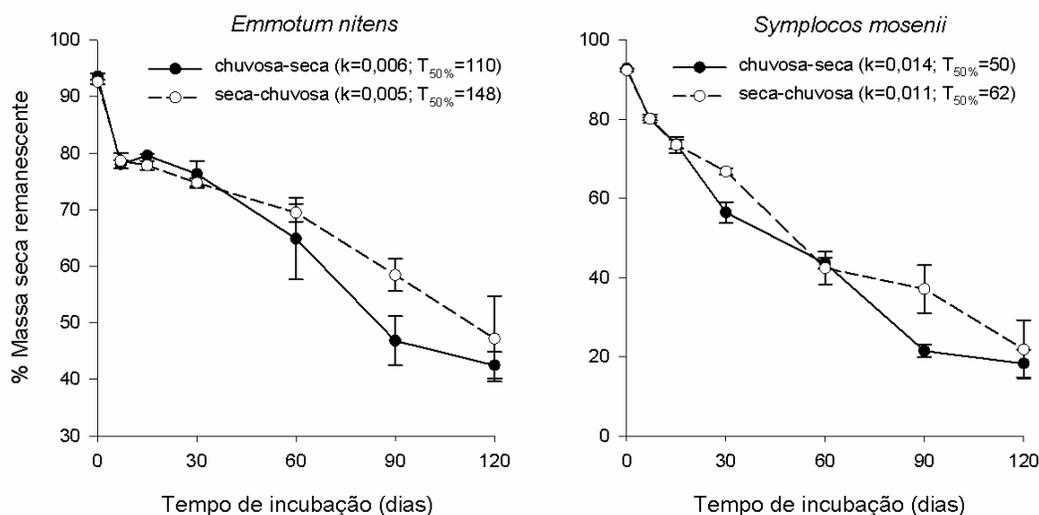


Figura 17 – Dinâmica de perda de massa dos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos* incubadas nos períodos de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010). As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de observação.

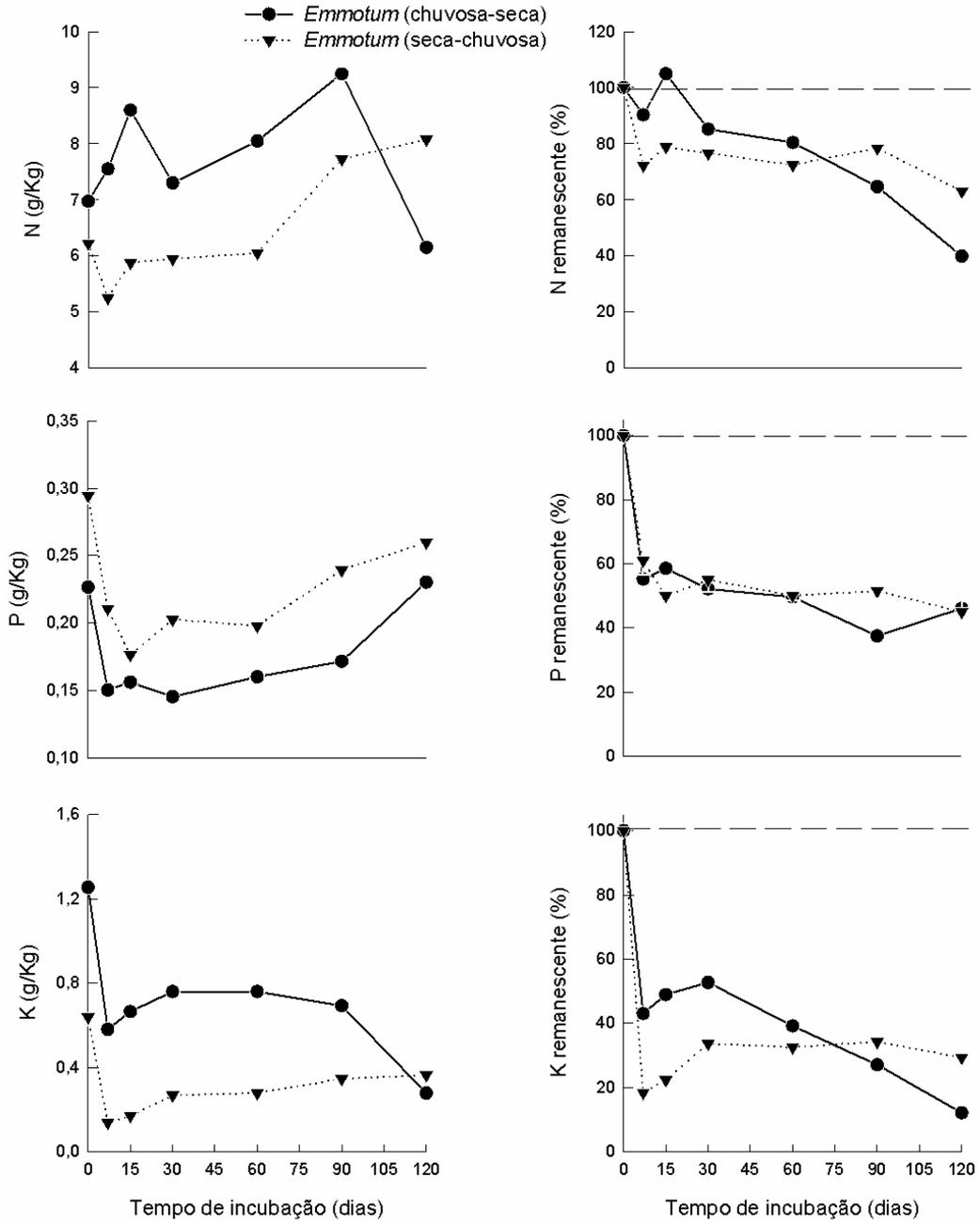
3.3 – Dinâmica de nutrientes

3.3.1 – Resíduos de *Emmotum*

Com base no modelo misto linear foi possível identificar efeitos significativos da sazonalidade sobre a dinâmica de perda dos nutrientes nos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos* em função do tempo de incubação. As perdas de C foram semelhantes às perdas de massa do detrito com diferenças significativas entre os períodos de incubação, tanto para *Emmotum* ($p=0,01$) quanto para *Symplocos* ($p=0,02$).

A análise da dinâmica de nutrientes nos detritos foliares de *Emmotum* mostrou que não existem diferenças significativas entre os períodos de incubação para P, K, Ca e Mg ($p>0,05$). As perdas de Ca e Mg foram mais acentuadas em relação às perdas de massa dos detritos, apresentando massa remanescente inferior a 10% para Ca e abaixo de 25% para Mg nos dois períodos de incubação (Figura 18). Contudo, as perdas de P e K foram acentuadas nos primeiros sete dias de incubação nos dois períodos, mas mantiveram mais estáveis no restante dos períodos de incubação (Figura 18). A massa remanescente de P após 120 dias de incubação foi de aproximadamente 4% para os dois períodos de transição e a massa remanescente de K foi de 12% para a transição chuvosa-seca e 29% para a seca-chuvosa. As diferenças entre os dois períodos de incubação foram significativas para as dinâmicas de perda de N e S ($p=0,01$). As perdas

de massa desses dois nutrientes foram menores do que as perdas de massa dos detritos foliares. Durante a transição chuvosa-seca foi possível observar imobilização de N com 15 dias de incubação e de S até 90 dias correspondendo a um aumento de 5 e 10%, respectivamente (Figura 18).



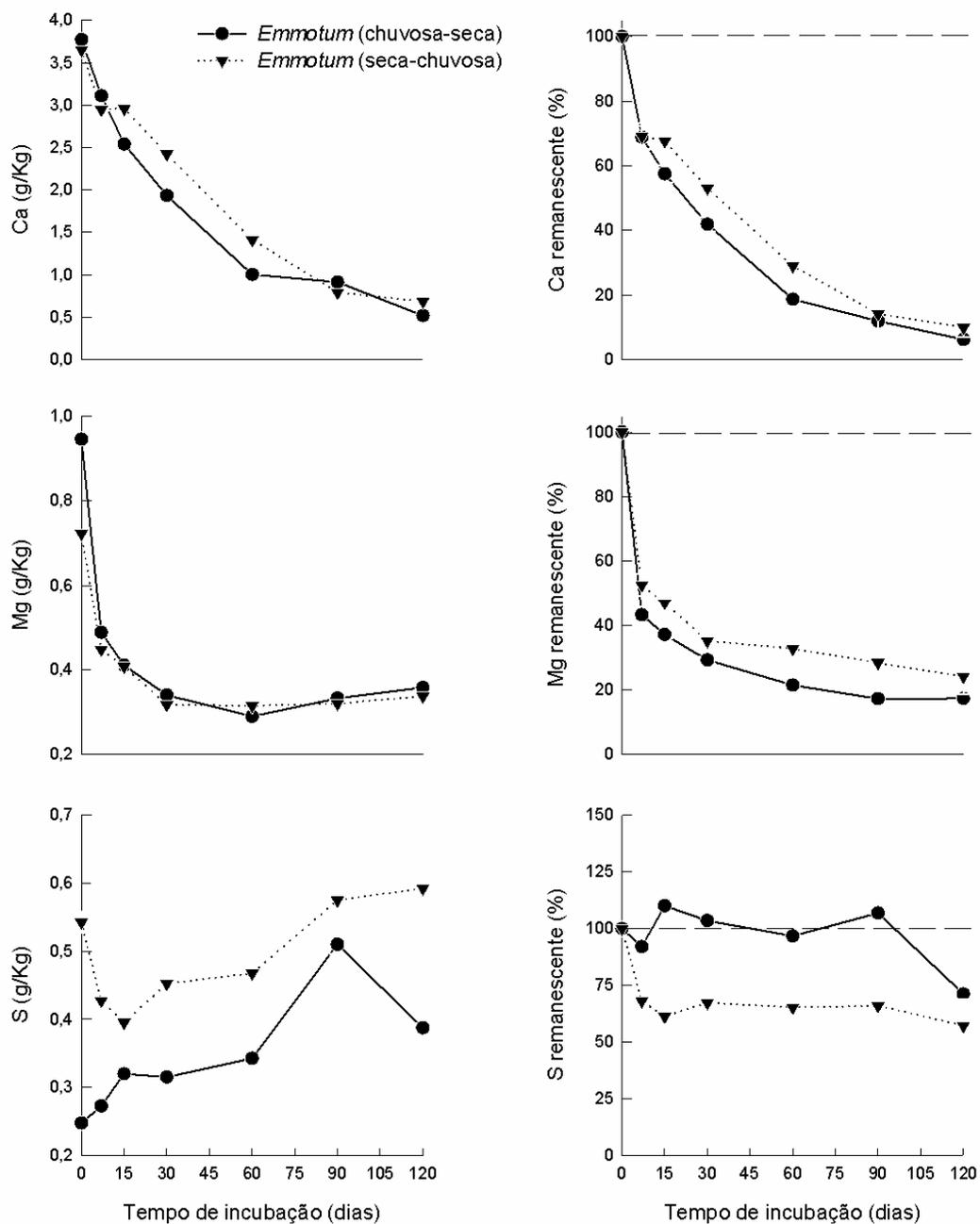
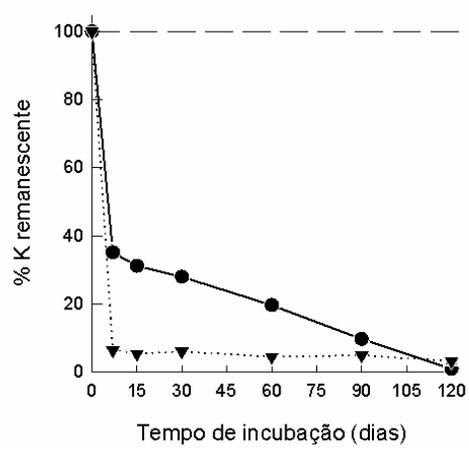
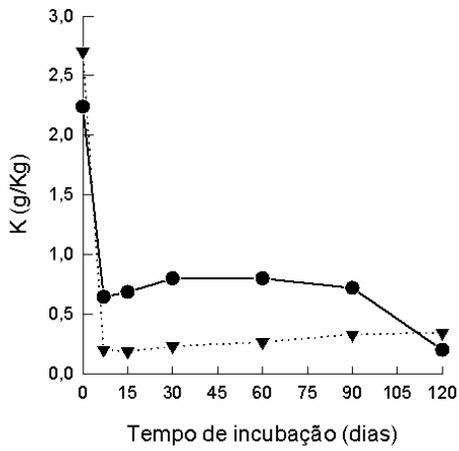
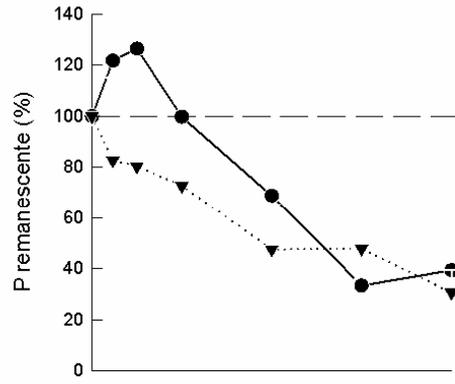
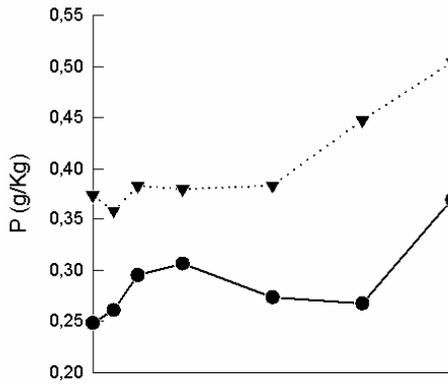
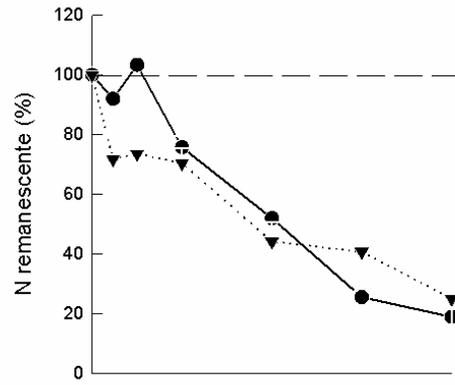
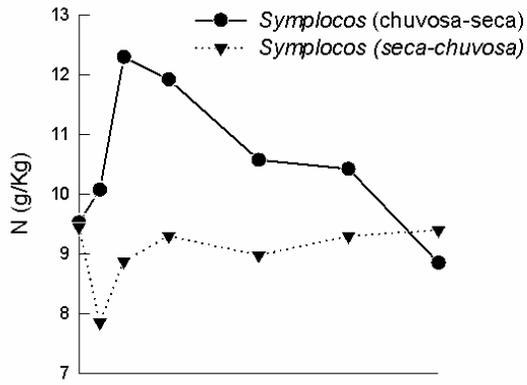


Figura 18 – Variação sazonal da concentração de nutrientes e do percentual médio de massa remanescente em função do tempo de incubação (120 dias) para os detritos foliares da espécie *Emmotum* incubados no córrego do Pitoco durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).

3.3.2 – Resíduos de *Symplocos*

Não foi possível identificar diferenças significativas entre os períodos de incubação para a dinâmica de Ca e Mg nos detritos foliares da espécie *Symplocos* ($p>0,05$). As perdas de Ca e Mg mostraram ser mais acentuadas em função do tempo de incubação em comparação com as perdas de massa dos detritos, apresentando massa remanescente de aproximadamente 1% para Ca e Mg nos dois períodos de incubação (Figura 19). Contudo, foi detectada imobilização de Ca nos primeiros sete dias de incubação com aumento de 11% em relação à sua massa inicial durante a transição chuvosa-seca (Figura 19).

As dinâmicas de perda de N, P, K e S apresentaram diferenças significativas entre os períodos de incubação ($p=0,01$) e as perdas de N, P e S não acompanharam as perdas de massa dos detritos foliares em função do tempo de incubação. Imobilização de N e P foi observada com 15 dias de incubação durante a transição chuvosa-seca com aumentos de 4 e 27%, respectivamente. A imobilização de S foi detectada com 15 dias de incubação do período de transição chuvosa-seca correspondente a um aumento de 41%, sendo mantida até 60 dias de incubação com aumento relativo de 20% em relação à massa inicial do elemento (Figura 19).



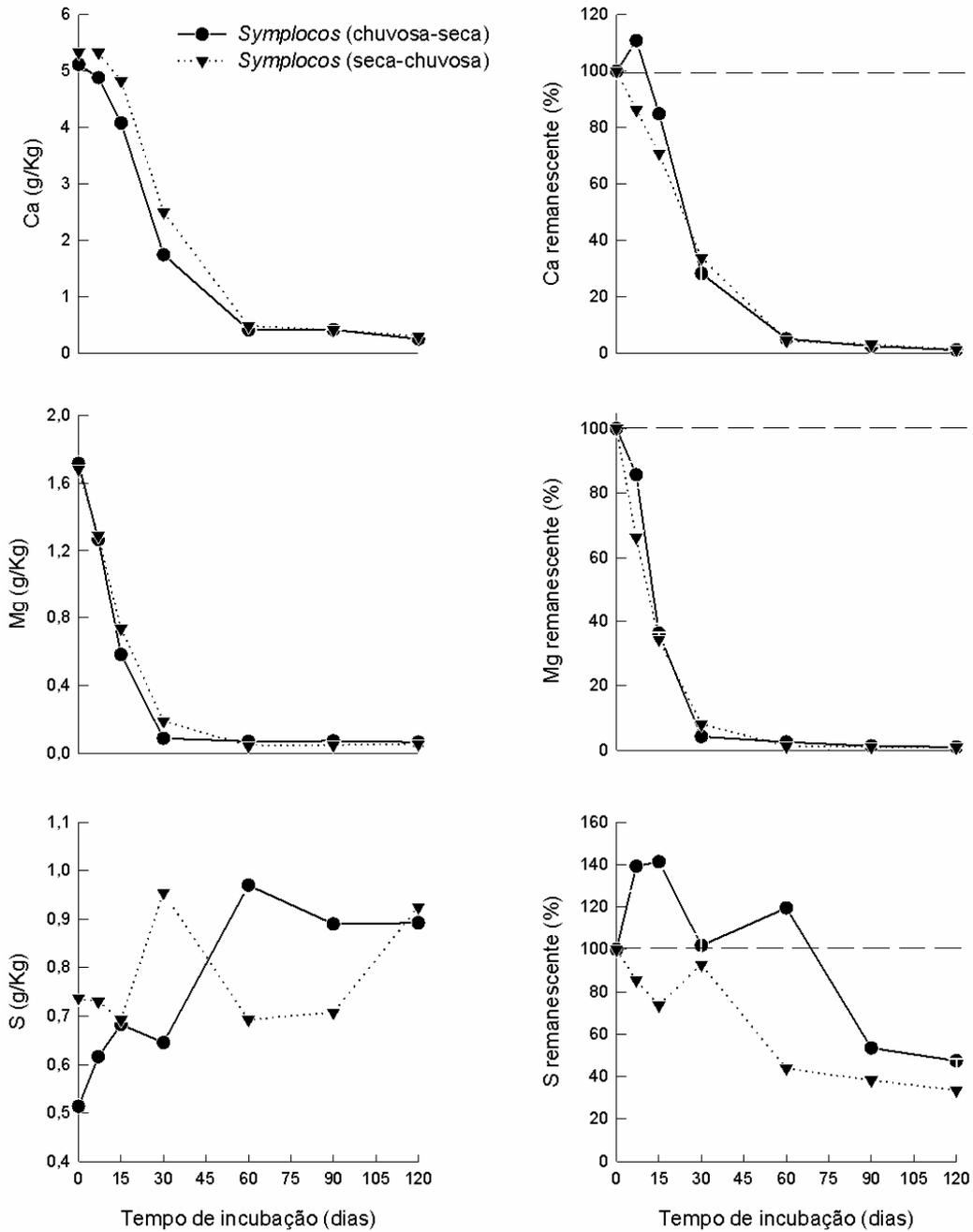


Figura 19 – Variação sazonal da concentração de nutrientes e do percentual médio remanescente em função do tempo de incubação (120 dias) para os detritos foliares da espécie *Symplocos* incubados no córrego do Pitoco durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010)

3.3.3 – Comparação entre as espécies

Os detritos foliares de *Symplocos* apresentaram maiores concentrações de N, P, K, Ca, Mg e S em relação à *Emmotum*. As perdas de N em função do tempo de incubação foram maiores durante a transição chuvosa-seca para as duas espécies. A dinâmicas de Ca e Mg foram semelhantes nos dois períodos de incubação para os detritos das duas espécies, com perdas mais acentuadas destes elementos nos resíduos de *Symplocos* com massa remanescente após 120 dias de incubação inferior a 5%.

As perdas de P foram distintas entre os períodos de incubação apenas para os resíduos de *Symplocos*, pois *Emmotum* não apresentou variações significativas na dinâmica de perda de P entre 15 e 120 dias de incubação. As perdas de K foram maiores durante a transição chuvosa-seca para os resíduos de *Emmotum* e os resíduos das duas espécies apresentaram perdas maiores de S durante a transição chuvosa-seca.

3.4 – Dinâmica de compostos secundários

Houve uma intensa lixiviação de fenóis totais nos detritos incubados no córrego do Pitoco nos primeiros 15 dias de incubação com diferenças significativas entre os períodos de transição para as duas espécies ($p=0,01$). Após 15 dias de incubação não foi possível quantificar a concentração de fenóis totais pelo fato de estar abaixo no nível de detecção do método utilizado.

No período de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) foi observado perda mais acentuada de fenóis totais nos primeiros sete dias de incubação com redução de aproximadamente 90% nos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos*. Durante a transição seca-chuvosa (julho a novembro de 2010) esta perda foi estimada em 40% para *Emmotum* e 20% para *Symplocos* nos sete primeiros dias de incubação, não atingindo perdas na ordem de 90% após 15 dias de incubação como observado na transição chuvosa-seca (figura 20).

Com relação às concentrações de taninos condensados, os resíduos de *Symplocos* apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção do método utilizado. Não foram observadas diferenças significativas entre os dois períodos de incubação na dinâmica de perda de taninos dos resíduos de *Emmotum* ($p=0,10$) em função do tempo. O percentual médio de perda de taninos condensados nos detritos foliares de *Emmotum* foi de 80% nos primeiros sete dias de incubação para os dois períodos de transição, não sendo possível a sua quantificação após 15 dias de incubação.

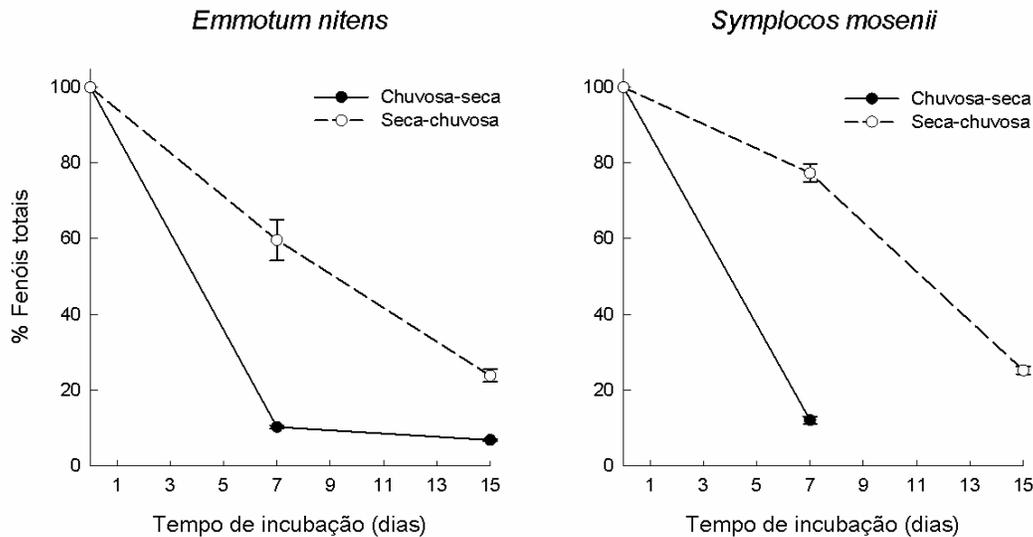


Figura 20 – Variação sazonal do percentual de fenóis totais remanescentes em função do tempo de incubação dos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos* durante os períodos de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010). As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo de observação.

3.4 – Variação da biomassa de fungos

Diferenças na biomassa de fungos entre os dois períodos de incubação foram observadas nos resíduos de *Emmotum* ($p=0,02$). O crescimento inicial da biomassa total de fungos, detectada pela concentração de ergosterol, foi observado para os dois períodos de incubação a uma taxa de $5\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ durante a transição chuvosa-seca e de $4\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ na transição seca-chuvosa. Os maiores valores de concentração de ergosterol nos detritos foliares da espécie *Emmotum* foram observados durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) com 15 dias ($253\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e 60 dias de incubação ($296\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Figura 21). Para o período de transição seca-chuvosa o maior pico de ergosterol foi detectado com 60 dias de incubação ($236\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Figura 21).

Embora não tenha sido verificado efeito da sazonalidade sobre a variação da concentração de ergosterol nos detritos foliares da espécie *Symplocos*, foi possível observar que os maiores valores de ergosterol foram detectados durante o período de transição chuvosa-seca. Entretanto, as concentrações de ergosterol no tempo zero para os dois períodos de incubação e com 7 dias durante a transição seca-chuvosa estavam abaixo do nível de detecção do método utilizado (Figura 22). O aumento na concentração de ergosterol foi verificado para os dois períodos de incubação. Durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) foi possível observar um aumento na

concentração de ergosterol mais acentuada a uma taxa de $6\mu\text{g.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ até 60 dias de incubação, atingindo o valor máximo de $340\mu\text{g.g}^{-1}$ (Figura 21). No período de transição seca-chuvosa a taxa de incremento foi de $5\mu\text{g.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para 60 dias de incubação apresentando o valor máximo de $340\mu\text{g.g}^{-1}$ (Figura 22).

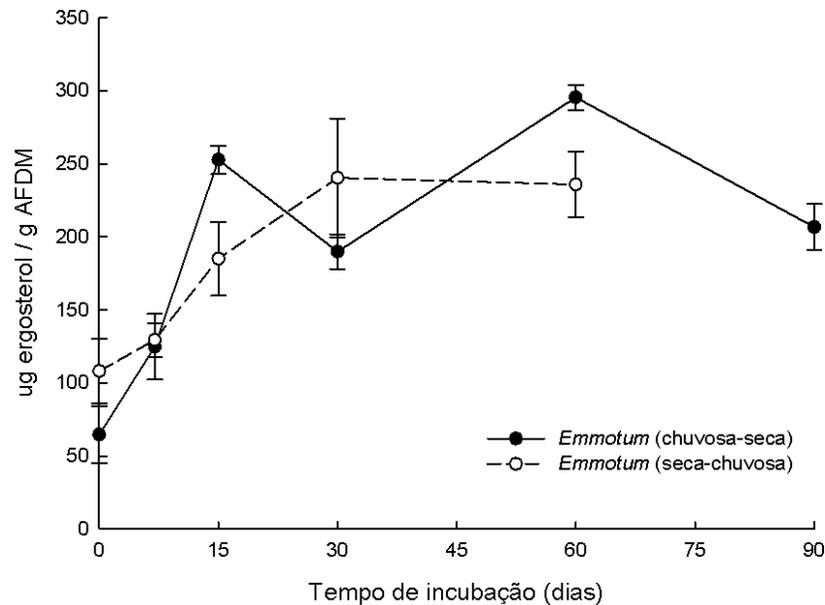


Figura 21 – Variação sazonal da biomassa de fungos, indicada pela concentração de ergosterol em μg por grama de massa seca livre de cinzas, em função do período de decomposição da espécie *Emmotum* incubada na transição chuvosa-seca (março a julho) e na seca-chuvosa (julho a novembro). As barras indicam o erro padrão em cada tempo de análise.

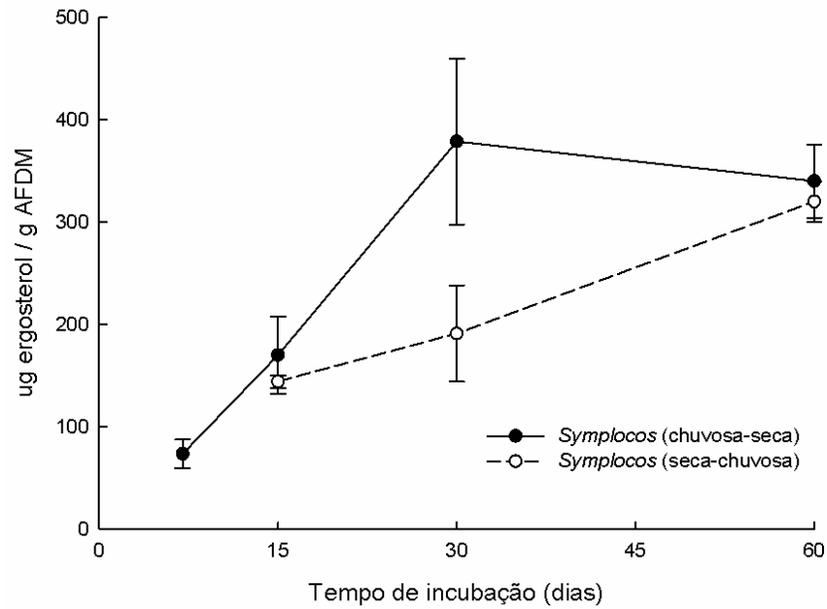


Figura 22 – Variação sazonal da biomassa de fungos, indicada pela concentração de ergosterol em μg por grama de massa seca livre de cinzas, em função do período de decomposição da espécie *Symplocos* incubada na transição chuvosa-seca (março a julho) e na seca-chuvosa (julho a novembro). As barras indicam o erro padrão em cada período de observação.

3.5 – Variação sazonal dos fluxos de nutrientes

Os fluxos de nutrientes através da decomposição dos detritos foliares no córrego do Pitoco não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de incubação ($p>0,05$). Contudo, é possível observar uma tendência dos fluxos de C e N serem mais elevados durante o período de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010). Os fluxos de nutrientes para os dois períodos de incubação são apresentados na seguinte ordem decrescente: C > N > Ca > Mg > K > S > P (Tabela 11).

Tabela 11 – Variação dos fluxos médios de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) via decomposição dos detritos foliares das espécies *Emmotum* e *Symplocos* incubados durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) e seca-chuvosa (julho a novembro de 2010).

<i>Fluxos de nutrientes via decomposição</i>	<i>Transição chuvosa-seca (março-julho)</i>	<i>Transição seca-chuvosa (julho-novembro)</i>
C	148,01	131,71
N	2,37	1,86
P	0,05	0,08
K	0,5	0,6
Ca	1,46	1,69
Mg	0,41	0,44
S	0,06	0,14

4 – Discussão

As diferenças entre os parâmetros físico-químicos da água do córrego do Pitoco mensurados ao longo do ano de 2010 (de março a novembro) estão associadas com o regime de chuvas no bioma Cerrado. Tais variações nas características da água resultaram em diferenças entre os períodos de incubação, com valores médios de temperatura da água, pH, concentração de oxigênio dissolvido e velocidade da corrente mais elevados durante o período de transição chuvosa-seca (março a julho de 2010) em comparação com a transição seca-chuvosa (julho a novembro de 2010). Mudanças nas características hidrológicas e químicas da água de córregos tropicais em função do regime de chuvas podem afetar a decomposição dos detritos foliares e a dinâmica de nutrientes, por influenciar, entre outros, a colonização e atividade dos decompositores e detritívoros, afetando assim os processos ecológicos em sistemas aquáticos (Rueda-Delgado *et al.* 2006 Ramírez *et al.* 2006, Wantzen *et al.* 2002).

A velocidade de decomposição dos detritos foliares de *Emmotum* e *Symplocos* foi maior durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010), embora diferença significativa entre os períodos de incubação tenha sido detectada somente para *Symplocos*. A maior velocidade de decomposição dos detritos foliares neste período de incubação pode estar relacionada com uma combinação de fatores físicos e biológicos. Aumentos da profundidade da coluna de água e velocidade da corrente durante o início da transição chuvosa-seca em decorrência de eventos de chuva podem ter favorecido a decomposição física dos detritos pela atuação mecânica da água e lixiviação de fenóis totais. Nos dois períodos comparados, a diferenciação das curvas de dinâmica de perda de massa dos detritos foi mais pronunciada após 60 dias de incubação, que corresponde à redução dos eventos de chuva durante a transição chuvosa-seca ou início da chuva após um período de estiagem no caso da transição seca-chuvosa (maio a setembro de 2010).

Também foi observada maior perda de fenóis totais no início do primeiro período de incubação com perda estimada em 90% para os resíduos das duas espécies nos primeiros sete dias de incubação em comparação com a transição seca-chuvosa, que apresentou um percentual de perda de fenóis totais de aproximadamente 80% após 15 dias de incubação. Diferenças na dinâmica de perda de fenóis totais entre os períodos de incubação podem estar relacionadas com a maior precipitação no início da transição

chuvosa-seca (chuvas acima de 20mm de precipitação), intensificando o processo de lixiviação na água do córrego do Pitoco.

A biomassa total de fungos, determinada pela concentração de ergosterol, foi significativamente mais elevada para as duas espécies durante a transição chuvosa-seca (março a julho de 2010). Além do aumento inicial de ergosterol ter sido mais acentuado durante a transição chuvosa-seca, os picos de concentrações também foram maiores quando comparados com a transição seca-chuvosa (julho a novembro de 2010), o que pode ter contribuído com as maiores taxas de decomposição. A temperatura média da água do córrego do Pitoco foi 1°C maior durante a transição chuvosa-seca (17,7°C) se comparada com a transição seca-chuvosa (16,6°C), apresentando tendência na redução da temperatura da água durante a estação seca (final na transição chuvosa-seca e início da seca-chuvosa). A variação da temperatura da água pode influenciar a colonização e atividade da comunidade microbiana e as maiores concentrações de ergosterol durante a transição chuvosa-seca pode estar relacionado com o fato de a temperatura média estar mais próxima da temperatura ótima descrita para a atividade de fungos em córregos tropicais em torno de 20 a 25°C (Wong *et al.* 1998).

Nikolcheva e Bärlocher (2005) estudaram a variação sazonal na colonização de detritos foliares por fungos em um córrego de 1ª ordem no Canadá e encontraram uma forte relação da temperatura da água com a concentração de ergosterol. Foi encontrada uma forte correlação positiva entre a perda de massa do detrito e a concentração de ergosterol com a temperatura da água, sendo observada uma redução na concentração de ergosterol e aumento da perda de massa durante os meses mais frios que apresentaram temperatura mais baixa. Gonçalves *et al.* (2007) também observaram aumentos na concentração de ergosterol durante o verão, quando as temperatura da água do córrego eram mais altas em relação ao período de outono em um córrego de 4ª ordem na região de Portugal.

Estudos têm mostrado que a redução da vazão e aumento dos valores de pH podem estar relacionados com um aumento na diversidade e biomassa de invertebrados detritívoros, acelerando assim o processo de decomposição (Ramírez *et al.* 2006, Rueda-Delgado *et al.* 2006). Embora a comunidade de invertebrados não tenha sido investigada neste estudo, a velocidade de decomposição dos detritos foliares foi maior durante o período de transição chuvosa-seca, que apresentou maiores valores de pH e redução da vazão da água.

Diferenças sazonais sobre o processo de decomposição de detritos foliares também foram observadas em um córrego de 1ª ordem na Amazônia colombiana (Rueda-Delgado *et al.* 2006). Variações na hidrologia da água do córrego foram fortemente relacionadas com a velocidade de decomposição dos detritos. A taxa de decomposição foi mais elevada durante a transição seca-chuvosa em comparação com o período chuvoso, ao contrário do que foi encontrado por este estudo, que apresentou taxas de decomposição maior na transição chuvosa-seca. De acordo Rueda-Delgado *et al.* (2006) a baixa velocidade de decomposição durante o período chuvoso pode estar relacionado com uma alta acumulação de serapilheira no fundo do córrego, acarretando em condições desfavoráveis para a atividade biológica e o desgaste físico.

Diferenças sazonais na velocidade de decomposição dos detritos foliares e na colonização por fungos podem influenciar na dinâmica de perda de nutrientes em função do tempo de incubação. Durante o período de transição chuvosa-seca, quando a velocidade de decomposição e a concentração de ergosterol foram maiores, observou-se perda mais acentuada de C e N nos resíduos de *Emmotum* e *Symplocos*. Contudo, a dinâmica de S mostrou que houve imobilização deste elemento durante a transição chuvosa-seca e perdas mais acentuadas em função do tempo de incubação durante a transição seca-chuvosa. Não foi possível identificar diferenças na dinâmica de perda dos cátions básicos entre os períodos de incubação para os resíduos das duas espécies. A dinâmica de K apresentou diferenças entre os períodos de incubação apenas nos resíduos de *Symplocos*, embora a massa remanescente tenha sido semelhante após 120 dias de incubação.

Segundo Parron (2004), a produção de serapilheira foliar na comunidade úmida Mata de Galeria ocorre durante todo o ano, com queda mais acentuada durante a estação seca, principalmente entre os meses de julho a setembro. Contudo, os detritos foliares produzidos durante a seca apresentam concentrações menores de nutrientes em decorrência da retranslocação de nutrientes antes da senescência foliar (Parron 2004). Durante o período de transição seca-chuvosa a produção de serapilheira foliar foi estimada em aproximadamente 220g.m^{-2} e na transição chuvosa-seca em 130g.m^{-2} (Parron 2004), resultando em variações no aporte de detritos foliares para o córrego do Pitoco ao longo do ano. Mesmo que a velocidade de decomposição dos detritos seja menor durante a transição seca-chuvosa, os fluxos de nutrientes durante o período tenderiam a ser mais elevados como resultado de um maior aporte de folhas para o córrego. Embora não tenham sido detectadas diferenças significativas nos fluxos de

nutrientes via decomposição entre os períodos de incubação, os fluxos de C e N foram maiores durante a transição chuvosa-seca, quando o processo de decomposição e as perdas destes elementos foram maiores. Já o fluxo de S foi menor durante a transição chuvosa-seca, período em que houve imobilização de S.

5 – Conclusões

Com base na terceira hipótese que avalia a influência das variações sazonais das características físico-químicas da água do córrego do Pitoco na velocidade de decomposição, dinâmica de nutrientes e colonização por fungos, conclui-se que:

- A velocidade de decomposição dos detritos foliares foi maior durante a transição chuvosa-seca para as duas espécies, o que pode estar relacionado os maiores valores de velocidade da corrente, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH.
- Durante a transição chuvosa-seca, quando a decomposição é mais acelerada, foi observado imobilização de S e perdas mais acentuadas de C e N. Adicionalmente, foi observado para o mesmo período maior lixiviação dos fenóis totais nos resíduos das duas espécies em decorrência, principalmente, do aumento da velocidade da corrente de água.
- As maiores taxas de incremento e concentrações de ergosterol, indicador de biomassa total de fungos, foi significativamente maior durante a transição chuvosa-seca, o que pode estar relacionado com temperaturas e valores de pH da água do córrego mais elevados durante este período.
- A dinâmica de perda de nutrientes e os fluxos de C e N foram maiores durante a transição chuvosa-seca, período em que a velocidade de decomposição e a colonização por fungos foram maiores. Apenas o S apresentou menores perdas e fluxos durante a transição chuvosa-seca, quando foi observado imobilização deste elemento.

6 – Referências Bibliográficas

- Eiten G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 205-341.
- Gonçalves JF Jr, Graça MAS, Callisto M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and low density of shredders. *Freshwater Biology* 52: 1440-1451.
- Nikolcheva LG, Bärlocher F. 2005. Seasonal and substrate preferences of fungi colonizing leaves in streams: traditional versus molecular evidence. *Environmental Microbiology* 7(2): 270-280.
- Parron LM. 2004. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico em uma mata de galeria no distrito federal. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, DF, Brasil.
- Petersen RC, Cummins KW. 1974. Leaf pack processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D. (Development Core Team). 2011. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-98.
- Ramírez A, Pringle CM, Douglas M. 2006. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 108-125.
- Rueda-Delgado G, Wantzen MK, Tolosa MB. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 233-249.
- Wantzen MK, Ramírez A, Winemiller KO. 2002. New vistas in Neotropical stream ecology – Preface. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 61-65.
- Webster JR, Benfield EF. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- Wong MKM, Goh T-K, Hodgkiss IJ, Hyde KD, Ranghoo VM, Tsui CKM, Ho W-H, Wong WSW, Yuen T-K. 1998. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 7: 1187-1206.