UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENRGIA NUCLEAR DE AGRICULTURA

ALINE FERNANDES FIGUEIREDO

Avaliação da decomposição de plantas C3 e C4 em rios sob diferentes condições ambientais

Piracicaba
2015

ALINE FERNANDES FIGUEIREDO

Avaliação da decomposição de plantas C3 e C4 em rios sob diferentes condições ambientais

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Professor Dr. Luiz Antonio Martinelli

Piracicaba

2015

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Figueiredo, Aline Fernandes

Avaliação da decomposição de plantas C3 e C4 em rios sob diferentes condições ambientais / Aline Fernandes Figueiredo; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.

94 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Carbono 2. Fósforo 3. Isótopos estáveis 4. Nitrogênio 5. Nutrientes 6. Matéria orgânica I. Título

CDU 574 : 556.55

Aos meus pais, Cássia e Ophir, pelo apoio incondicional durante toda minha vida e por sempre me guiarem na minha caminhada. O que sou hoje devo a vocês, meus exemplos!

Dedico

À memória dos meus avôs, Ophir e Antônio, que me criaram, me proporcionaram tantos momentos de alegria e hoje com certeza são meus anjos, e às minhas avós Ormezinda e Gessy, que sempre cuidaram de mim e torceram pelo meu sucesso.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas conquistas, oportunidades e por tudo que tenho. Peço a Ele para me dar sabedoria para conquistar muito mais.

Ao meu orientador professor Luis Antonio Martinelli (Zebu), por me orientar cientificamente durante todos esses anos, pela oportunidade, apoio e confiança. Obrigada por apostar na minha capacidade e me ajudar a melhorar a cada dia.

Aos meus pais, Cassia e Ophir, meus exemplos de vida, pela educação que me deram, pelo apoio, pela paciência e pela dedicação, o que sou hoje devo a vocês.

À toda minha família, que sempre me apoiou e sempre esteve ao meu lado.

Ao meu namorado, Kako, pelo amor, carinho, paciência, incentivo, e por sempre acreditar em mim. Você faz meus dias mais felizes e tornou minha caminhada muito mais fácil!

Ao professor Plínio e a todos os demais professores do laboratório de Ecologia Isotópica, pela convivência e por estarem sempre dispostos a nos prestar ajuda sempre que necessário.

Ao Professor Paulo, pela imensurável ajuda com os dados estatísticos, obrigada pelos ensinamentos e principalmente pela paciência.

Às amigas de laboratório Luciana (acho que perdi as contas de quantas vezes chamei seu nome ao longo desses anos), Bethe (nossa *teacher* oficial), Freeshop, Fabiana, Natassia e Alexssandra, por me ajudarem sempre que precisei e por tornar os dias de trabalho muito mais alegres. Ao longo desses anos vocês se tornaram mais do que colegas de trabalho e foram fundamentais para meu crescimento.

A todos os demais companheiros do laboratório, que já seguiram seu caminho e aos que ainda continuam na luta, que de alguma forma me ajudaram na realização deste trabalho, bem como também pela companhia durante este período.

Aos técnicos, Toninha, pelas análises isotópicas realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica e Edmar, pela ajuda em todos os campos realizados.

A técnica Regina do laboratório de Nutrição animal, pelas análises de polifenóis e taninos.

Ao Professor José Francisco Gonçalves Junior da Universidade de Brasilia (UnB), bem como toda sua equipe técnica (Lais Lima, Gustavo leite, Silmara, e demais) pela realização de todas as análises químicas do detrito foliar.

Ao laboratório de clima e biosfera – IAG/USP e sua equipe (Emilia e Helber) que, através dos projetos financiados pela FAPESP: FAPESP 2012/51872-05, FAPESP 2008/58120-03, FAPESP 2007/57465-04, FAPESP 2003/12595-07, forneceram dados pluviométricos gerados através de sua torre micrometereológica, que auxiliaram o embasamento de dados obtidos neste projeto.

A bibliotecária Marília, pela gentil revisão deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA.

A fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de mestrado concedida, referente ao processo 2013/16354-6.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CAPES.

A todos aqueles que contribuíram de forma direta ou indireta para realização deste trabalho e pelo contínuo aprendizado e amadurecimento pessoal e profissional.

...O meu muito obrigada!

“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

(José de Alencar)

RESUMO

FIGUEIREDO, A. F. **Avaliação da decomposição de plantas C3 e C4 em rios sob diferentes condições ambientais**. 2015. 94 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

A matéria orgânica particulada (MOP) é a principal fonte de energia em ecossistemas lóticos, podendo ser gerada dentro ou fora do ecossistema. Os processos de produção e decomposição são particularmente importantes para a ciclagem dos nutrientes no ecossistema, afetando as relações entre biodiversidade e suas funções e propriedades. No Brasil existem poucas informações sobre a dinâmica deste material orgânico nos sistemas aquáticos, apesar das grandes dimensões das bacias hidrográficas brasileiras, e da associação destas com a vegetação ripária. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo a avaliação dos efeitos dos fatores reguladores da decomposição de matéria orgânica alóctone em sistemas aquáticos, bem como os padrões de retenção, acúmulo de detritos e ciclagem de nutrientes em três rios localizados em áreas distintas, sendo dois em área florestada conservada e outro localizado em área de pastagem. Os resultados obtidos contradizem as duas hipóteses iniciais na qual a espécie de gramínea C4 (*B. brizantha*), devido a alta relação C:N, alto teor de lignina e baixa concentração de nitrogênio, apresentaria menores taxas de decomposição quando comparada a espécie C3 (*M. schottiania*) e que a decomposição de ambas as espécies seria maior no rio situado na áreas de pastagem, devido a maior temperatura causada pela maior incidência de sol nesta área, que estimularia a atividade microbiana e, portanto a decomposição do resíduo. A temperatura, frequentemente relatada na literatura como principal parâmetro ambiental regulador da decomposição, não se mostrou determinante no processo de decomposição, uma vez que as maiores de perda dos detritos ocorrem no rio situado na floresta, onde os menores valores de temperatura da água foram encontrados. Sendo assim, outros fatores se mostraram mais atuantes neste processo, como as características dos substratos e a concentração de nitrato dissolvido na água. Com relação à decomposição das espécies, a *B. brizantha*, apesar de nutricionalmente pobre, com baixa concentração inicial de nitrogênio e alta razão C:N, foi a espécie que teve maior perda de massa nos três rios analisados, devido sua baixa concentração de lignina, composto mais recalcitrante

encontrado no tecido vegetal. A lignina também se mostrou determinante na dinâmica de perdas dos demais nutrientes das duas espécies, visto que este composto pode interagir com demais constituintes celulares, formando complexos que “mascaram” a decomposição dos compostos mais lábeis. Sendo assim, a interação entre quantidade de nutrientes e a forma na qual este estão disponíveis será de extrema importância para a definição da velocidade de decomposição dos detritos foliares no meio ambiente.

Palavras-chave: Decomposição foliar. Ciclagem de nutrientes. Floresta Atlântica. Pastagem. Litter bags.

ABSTRACT

FIGUEIREDO, A. F. **Evaluation of breakdown of C3 and C4 litterfall in river under different environmental conditions**. 2015. 94 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

The particulate organic matter (POM) is the main energy source in stream ecosystems, which may be generated inside or outside the ecosystem. The production and decomposition processes are particularly important for nutrient cycling at the ecosystem, affecting the relationships between biodiversity and its functions and properties. In Brazil, there is little information on the dynamics of organic matter in aquatic systems, besides the great dimensions of Brazilian watersheds, and its association of those with riparian vegetation. Thus, the present study aims to evaluate the effects of factors that regulate decomposition of allochthonous organic matter in aquatic systems, as well as the patterns of retention, accumulation of debris and nutrient cycling in three rivers located in different areas, two in a preserved forest area and one in a pasture area. Our results contradict the two initial hypothesis that decomposition would be slower for C_4 plants (grass), due its higher C:N, higher lignin content and low nitrogen ratios, in any environment, and that decomposition rates would be faster in the pasture streams due to the higher water temperature caused by the high incidence of sun in this area, which would stimulate microbial activity, and thus the decomposition of the residue. Temperature, commonly reported in the literature as the main environmental regulator of decomposition, was not decisive in the decomposition process, since the larger losses of mass leaf occurred at the river located at the forest, where the lowest water temperature values were found. Therefore, other factors were more effective to determine the decomposition process, such as the characteristics of the substrate and the concentration of dissolved nitrate in the water. Regarding the differences at the decomposition rates of the species, *B. brizantha*, although nutritionally poor, with low initial nitrogen concentration and high C: N ratio, was the species with greater weight loss at the three rivers studied, due to its low lignin concentration, which is the most recalcitrant compound found in the plant tissue. Lignin also influenced the dynamic of nutrient losses of the two species, since this compound can interact with other cellular constituents,

preventing the decomposition of the most labile compounds. Thus, the balance between the amount of nutrients and the form in which they are available will be extremely important to define the decomposition rate of leaf litter at the environment.

Key words: Litter decomposition. Nutrient cycling. Atlantic Forest. Pasture. Litter bags.

SUMARIO

1. INTRODUÇÃO 15

1.1. Objetivo 17

1.2. Hipóteses 17

2. REVISÃO DA LITERATURA 19

2.1. A Mata Atlântica 19

2.2. Qualidade do Detrito na Decomposição Foliar 20

2.3. Decomposição de Detrito Foliar em Sistemas Lóticos 22

2.4. Ação dos Microorganismos no Processo de Decomposição 24

3. MATERIAL E MÉTODOS 27

3.1. Análise do Material Vegetal 30

3.2. Análises Químicas dos Riachos 31

3.3. Modelo sobre a Taxa de Decomposição e Análise Estatistica 32

4. RESULTADOS 35

4.1. Características Hidrológicas e Físico-Químicas dos Rios 35

4.2. Características Químicas Iniciais do Material Vegetal 42

4.3. Taxas de Decomposição 44

4.4. Características Químicas do Material Vegetal durante o Processo de Decomposição 51

4.4.1. Variações nas concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo e relações estequiométricas entre C e N 51

4.4.2. Variações nas composições isotópicas do carbono ($\delta^{13}C$) e do nitrogênio ($\delta^{15}N$) 59

4.4.3. Variações nos teores dos compostos orgânicos 63

5. DISCUSSÃO 71

6. CONCLUSÃO 81

REFERENCIAS 83

1. INTRODUÇÃO

Apesar de possuir 12% das reservas mundiais de água doce do planeta, o Brasil vem sofrendo uma série de impactos antrópicos em seu sistema hídrico, principalmente pela retirada da sua vegetação ripária e descarga de substâncias orgânicas e sedimentos.

Alterações na vegetação ripária podem modificar tanto a quantidade quanto a qualidade da matéria orgânica particulada e dissolvida que entram nos corpo d'águas, sendo estas as principais fontes de energia em ecossistemas lóticos, podendo ser gerada dentro ou fora do ecossistema (WEBSTER; BENFIELD, 1986). Em ecossistemas florestados, a vegetação impede a incidência de luz sobre o corpo aquático reduzindo a produção primária proveniente da fotossíntese (VANNOTE et al., 1980; CASAS; GESSNER, 1999; ABELHO, 2001; GRAÇA et al., 2001; BUNN et al., 2003) tornando a matéria orgânica a principal fonte de energia para o metabolismo dos rios (WEBSTER et al., 1999; MATHURIAU; CHAUVET, 2002; KOBAYASHI; KAGAY, 2004; PETERSEN et al., 1989). O contrário acontece em áreas sem vegetação, onde há a penetração de luz no corpo d'água que favorece a fotossíntese por organismos autótofros, como ocorre nas áreas de pastagem.

O aporte de matéria orgânica para os sistemas aquáticos pode ocorrer de forma direta, por deposição foliar das árvores para os cursos de água ou por meio de movimentos laterais, em que ventos, alagamentos e chuvas carregam matéria orgânica particulada e dissolvida dos solos para os rios (McCLAIN et al., 2001). Esta, por sua vez, pode ser subdividida em: matéria orgânica particulada grossa (MOPG), composta por troncos, galhos, folhas, flores e frutos (partículas > 1 mm); matéria orgânica particulada fina (MOPF), gerada pela abrasão física e ação de micro e macro decompositores que transformam a MOPG em partículas menores (entre 0,05 e 1 mm) e matéria orgânica dissolvida (MOD), formada por compostos químicos excedentes e excretos de algas e animais (WEBSTER et al., 1999; GESSNER et al., 1999; ALLAN; CASTILLO, 2007).

Os processos de produção e decomposição são particularmente importantes para a ciclagem dos nutrientes no ecossistema, afetando as relações entre biodiversidade e suas funções e propriedades, sendo um importante caminho de troca entre os ecossistemas aquático e terrestre (SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999; HOORENS et al., 2003).

A origem da matéria orgânica determinará seus diferentes valores nutricionais, que por sua vez influenciará na sua taxa de decomposição, bem como sua colonização por microorganismos (MELILLO et al., 1982), sendo que plantas que seguem o ciclo fotossintético C4, por conterem características anatômicas como quantidades elevadas de lignina em seu tecido vegetal, células do mesofilo densamente arranjadas, paredes das células do esclerênquima grossa, entre outras, é esperado menor valor nutricional e menor taxa de decomposição quando comparadas com plantas que seguem o ciclo fotossintético C3 (WILSON, 1994; SHAFTEL et al., 2012; VALENTE et al., 2011).

Assim, a substituição de áreas florestadas por pastagem, pode afetar as propriedades dos recursos hídricos, alterando a fauna e a flora ali existente, pela mudança no metabolismo das águas, alteração nos padrões de vazão, modificando a natureza física do canal causada pelo transporte de sedimentos; a temperatura, devido à mudança no regime de luz, e a entrada de material particulado e dissolvido (KRUSCHE et al., 2005).

A Floresta Atlântica estendia-se originalmente por uma área de aproximadamente 150 milhões de hectares e foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, possuindo condições ambientais altamente heterogêneas que favorece a elevada diversidade e um alto número de espécies endêmicas (MYERS et al., 2000). Porém, apesar de sua enorme riqueza biológica, a Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais ameaçadas do planeta, principalmente nas áreas quem abrangem os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, regiões onde se concentram os grandes centros urbanos e principais responsáveis pelo desenvolvimento econômico do país. Atualmente, o bioma da Mata Atlântica encontra-se ocupado por extensas áreas de pastagens de baixa produtividade (BODDEY et al., 2006), ocorrendo portanto a substituição da cobertura vegetal que influnciará nos processos biogeoquímicos, levando a mudanças ambientais tanto localmente como regionalmente, tornando de extrema importancia o conhecimento acerca da decomposição e ciclagem de nutrientesem tais ecossitemas.

1.1. Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo avaliar as taxas de decomposição da matéria orgânica alóctone, proveniente de diferentes espécies vegetais, em sistemas aquáticos com distintas coberturas do solo em suas bacias, bem como as mudanças na composição química dos detritos remanescentes durante o período de decomposição deste material. Para tanto, serão conduzidos experimentos de decomposição sob duas condições sazonais distintas (inverno e verão), em dois riachos sob cobertura florestal e outro que atravessa uma extensa área de pastagens

1.2. Hipóteses

- Hipótese 1: Espera-se uma maior taxa de decomposição das espécies (C3 e C4) na área de pastagem, uma vez que, devido á ausência de vegetação arbórea, há maior incidência de luz nesta área, resultando em maior temperatura da água, aumentando conseqüentemente a atividade microbiológica, responsável pela decomposição da matéria orgânica ali presente.
- Hipótese 2: Umas vez que a qualidade nutricional influencia diretamente a taxa de decomposição, espera-se observar uma menor taxa de decomposição das plantas C4 (*Brachiaria sp*) do que C3 (*Mollinedia schottiana*), devido ao seu alto teor de lignina, baixo teor de nitrogênio e alta relação C:N, acarretando num resíduo recalcitrante e, portanto, de difícil digestibilidade pelos microorganismos decompositores.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. A Mata Atlântica

A Floresta Atlântica, uma das mais antigas formações florestais do mundo, é um dos biomas mais degradados no Brasil, sendo que hoje restam apenas 15% da sua vegetação natural em fragmentos acima de 3 hectares (SOS MATA ATLANTICA-INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE, 2015). Estes biomas tem grande importancia devido à grande biodiversidade de fauna e flora que abriga, configurando a este ecossistema uma alta heterogeneidade biogeoquímica, com variações significativas nas concentrações de nutrientes limitantes como o nitrogênio (N), fósforo (P) e carbono (C) (TOWSEND et al., 2007), sendo considerado um "hotspot" brasileiro, que demanda atenções das entidades nacionais e internacionais para execução de políticas conservacionistas.

O desmatamento da Mata Atlântica teve início logo após o descobrimento do Brasil, no século XVI, pela exploração intensiva do pau-brasil, o qual está quase extinto nos dias de hoje. A exploração de inúmeras espécies madeireiras e não-madereiras permanece até os dias atuais, juntamente com o desmatamento para ocupação urbana e extensão das áreas agrícolas, o que acarretou na fragmentaçao e destruição deste bioma, supressão da biodiversidade em vastas áreas, interferiu na quantidade e qualidade das águas de rios e manaciais e na fertilidade do solo, afetando assim características do microclima desse ecossistema (MORELLATO; HADDAD, 2000).

Dentre os processos que causam a degradação ambiental resultante da retirada da vegetação original e substituição por usos agropecuários, principalmente pastagem, estão a erosão do solo, acarretado pela mudança na quantidade e qualidade da biomassa aérea (FEARNSIDE; BARBOSA, 1998), mudança nas características físicas e químicas do solo (PEREIRA et al., 2000; LONGO; ESPÍNDOLA, 2000; MAKEWITZ et al., 2004) e diminuição da atividade da microfauna, causando a perda da fertilidade, e portanto de terras agricultáveis. Além disso, contribui com a emissão de gases de efeito estufa durante as operações de queima da floresta ou das pastagens (FEARNSIDE, 2002), e permite o arraste de sedimento para os corpos hídricos, causando assoreamente, prejudicando não só a disponibilidade, mas também a qualidade das suas águas (GUERRA, 2007).

A cobertura florestal esta diretamente relacionada com a ciclagem de nutriente de uma bacia hidrográfica, uma vez que não é apenas o principal componente responsável pela ciclagem dos nutrientes do sistema planta-solo, mas também a principal fonte de matéria orgânica em sistema lóticos, exercendo grande influência sobre diferentes processos hidrológicos, podendo servir tanto como indicadores da capacidade produtiva dos sistemas florestais quanto como uma ferramenta para o planejamento de manejos sustentáveis na bacia e avaliação de possíveis impactos ambientais (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). Sendo assim, a avaliação, análise e caracterização do aporte de serapilheira, em diferentes áreas da bacia hidrográfica, nos permite prever seu estado de funcionamento, podendo servir de indicadores da capacidade de produção de material autóctone para os sistemas lóticos, sendo imprescindível para o estudo de um manejo adequado dos diversos fragmentos florestais da Mata Atlântica (GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

Com a introdução da pastagem, o estoque de nutrientes proveniente da matéria orgânica, principalmente carbono, são severamente alteradas, havendo um decréscimo destes componentes com o tempo de conversão floresta-agricultura (DESJARDINS et al., 1994; DESJARDINS et al., 2004), devido a rápida mineralização do carbono orgânico proveniente da cobertura vegetal pela atividade biológica.

O conhecimento sobre a ciclagem de nutrientes e mecanismos reguladores do ecosssitema de Mata Atlântica ainda é ecipiente, impedindo que um manejo adequado seja feita nesta área visando sua preservação e sustentabilidade (VILLELA et al., 2012). Sendo assim, estudos desse tipo podem fornecer subsídios para o desenvolvimento de técnicas de manejo para melhoria dos atuais fragmentos florestais e recuperação de áreas de pastagens degradadas (GAMA-RODRIGUES; MAY, 2001), sendo de suma importância para o manejo sustentável dos recursos naturais.

2.2. Qualidade do Detrito na Decomposição Foliar

A matéria orgânica, além de ter grande influência sobre as propriedades químicas e físicas dos solos, é considerada a principal fonte de matéria e energia para os ecossistemas aquáticos de pequeno porte, mantendo assim a conexão entre ambiente terrestre e aquático, sendo considerada componente chave para a sustentabilidade dos ecossistemas.

A decomposição de detritos foliares que chegam aos corpos hídricos, bem como a qualidade e a quantidade do resíduo orgânico, contribuem para o maior ou menor acúmulo de matéria orgânica, que reúne processos biológicos essenciais do ciclo do C, N e P. Atualmente os efeitos de tais nutrientes na cadeia trófica aquática, taxa de decomposição do material vegetal e atividades de microorganismos decompositores ainda não são completamente entendidos, uma vez que esta interação é muito variavél, demandando maior compreensão de tais parâmetros (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995).

São diversos os fatores que influenciam na taxa de decomposição foliar, dentre eles a qualidade físicoquímica do resíduo vegetal, sendo que a presença de grande diversidade de espécies da vegetação ripária resulta em uma alta heterogeneidade da qualidade nutricional da serapilheira (ROYER; MINSHALL, 2003, LEROY; MARKS, 2006).

A matéria orgânica morta é composta por açúcares, amidos, hemiceluloses, pectinas, proteínas, celuloses, ligninas, suberinas e cutinas e a taxa de decomposição dos tecidos está intimamente relacionado com a qualidade foliar inicial, sendo que taxas de decomposição mais lentas estão associadas com alta concentração de compostos estruturais, em especial a lignina, um dos materiais mais recalcitrantes por ser um complexo polimerizado de fenólicos resistentes à hidrólise química e enzimática, que se comporta como uma barreira de proteção contra o ataque de microorganismos, conferindo dureza às folhas e diminuindo sua palatabilidade (ARDÓN; PRINGLE 2008, ARDÓN et al., 2009). Neste processo, a utilização de isótopos estáveis é uma ferramente extremamente útel para a verificação da decomposição dos diferentes compostos orgânicas presentes no material vegetal, uma vez que há uma grande variação isotópica na composição do carbono presente nos polissacarídeos e na lignina (NGAO; COTRUFO, 2011). Benner et al., (1987), ao examinar o variação isotópica dos diferentes componentes presentes em diversas espécies de plantas vasculares, encontra valores isotópicos de carbono significativamente mais empobrecidos na lignina quando comparado aos polissacarideos mais lábeis, como a celulose e hemicelulose. Á medida em que há a decomposição do resíduo, os polissacarídeos, utilizados como importante fonte de energia para o metabolismo microbiano, são consumidos preferencialmente, restando assim material estrututal lignificado (NGAO; COTRUFO, 2011; BERG; MCCLAUGHERTY,

2008), fazendo que o resíduo apresente valor isotópico mais próximos ao da lignina, tornando-se portanto mais empobrecido ao longo do tempo.

Além disso, baixa concentração de nitrogênio (MELILLO et al., 1982) e fósforo, alta razão C:N (ENRIQUEZ et al., 1993) e altas concentrações de polifenóis totais e taninos condensados (DRIEBE; WHITMAN, 2000) também acarretam em baixa velocidade de decomposição do resíduo vegetal. Uma vez que grande parte do fósforo disponivel é utilizado pelos microrganismos para sintese de ATP, RNA, DNA e fosfolipídeos e o nitrogênio para síntese de proteinas, sendo assim a disponibilidade desses nutrientes na planta afetam diretamente o desenvolvimento de microorganismos no resíduo (GRAÇA, 2005). Já os polifenóis totais e taninos condensados apresentam a capacidade de precipitar proteínas, como as excretadas pelos microorganismos para decomposição de compostos recalcitrantes, como lignina e celulose, representando um importante defensor contra herbivoria de macroinvertebrados e microorganismos, influenciando assim na taxa de decomposição de plantas que diferem em sua concentração (KRAUS et al., 2003).

Estudos mostram que em ecossistemas aquáticos a velocidade de decomposição está mais associada às características estruturais do resíduo, uma vez que pelo intenso fluxo hídrico, substâncias solúveis como taninos condensados e fenois totais são facilmente lixiviadas (ARDÓN; PRINGLE, 2008; ARDÓN et al., 2009). Sendo assim, de forma geral, as gramíneas são pouco estudadas como importante fonte alóctone de energia por ser considerada uma fonte pobre em nutrientes, tornando-a menos palatável aos organismos decompositores, tendo, portanto pouca influência sob a ciclagem de nutrientes em sistemas lóticos (MENNINGER; PALMER, 2007).

De fato, estudos comprovam que a matéria orgânica proveniente de plantas C4 se decompõe mais lentamente, devido a seu material altamente lignificado, que lhe confere resistência à decomposição física e microbiológica (GESSNER; CHAUVET, 1994; RICHARDSON et al., 2004), porém também mostram que pode ser uma importante fonte de carbono, contribuindo significativamente para a formação da biomassa decompositora e portanto, para a ciclagem de nutrientes, principalmente quando esta é a vegetação ripária predominante (HURYN et al., 2001).

2.3. Decomposição de Detrito Foliar em Sistemas Lóticos

As bacias hidrográficas são consideradas um sistema geomorfologicamente aberto, mantida por pequenos córregos e riachos, que são responsáveis por uma grande complexidade e variedade de parâmetros bióticos e abióticos, que interagem entre si de forma dinâmica e são responsáveis pela conexão entre o ambiente terrestre e aquático, mantendo assim o fluxo de entrada e saída de matéria e energia entre a vegetação do entorno e os corpos hídricos (THOMAS et al., 2004). Tais fluxos são definidos pelos processos de produção, acúmulo e decomposição da matéria orgânica e são fundamentais para a manutenção da qualidade ambiental.

Em córregos de pequeno porte localizados em áreas florestadas, a vegetação ripária provoca um decréscimo na entrada de luz no sistema, diminuindo significativamente a produção primária de energia realizadas por algas e macrófitas fotossintetizantes (VANNOTE et al., 1980; HILL et al., 2011), sendo estes sistemas mantidos pela entrada de detritos vegetais, causando uma dependência de matéria orgânica de origem alóctone (ROBERTS et al, 2007; CLAPCOTT; BARMUTA, 2010).

Em regiões tropicais ocorre uma produção de serapilheira, proveniente das formações florestais, durante todo o ano, sendo que sua qualidade varia de acordo com o tipo de vegetação (SCHESSL, 2008; SILVA et al., 2009). Diante disso, a alta diversidade de plantas em zonas ripárias (OLIVEIRA; FELFILI, 2005) resulta na produção de um detrito amplamente diversificado, tanto com relação a sua estrutura quanto a sua composição química (MORETTI et al., 2007).

Junto à variação da vegetação, a variação sazonal influencia na senescência e fenologia, afetando diretamente o aporte de matéria orgânica que chega aos corpos hídricos (TOUMA et al., 2009), bem como a decomposição dessa matéria orgânica (MO) alóctone, responsável pela transferência de energia e nutrientes no sistema e por afetar as características bioquímicas do rio e da biota (HIEBER; GESSNER, 2002; RUEDA-DELGADO et al., 2006).

Uma vez que os detritos foliares chegam aos rios, sua decomposição pode ocorrer por fatores físicos (lixiviação, abrasão e fragmentação) ou biológicos (fungos, bactérias e macroinvertebrados) (GONÇALVES et al., 2006), que são responsáveis pela transformação da matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) e matéria orgânica dissolvida (MOD), ficando assim disponível para sua utilização por toda cadeia trófica (WEBSTER; BENFIELD, 1986).

Alguns elementos disponibilizados através deste processo, como o Nitrogênio, Fósforo e Enxofre, são limitantes para o desenvolvimento, estrutura e fisiologia da biota aquática, podendo ocorrer sua imobilização pelos microorganismos (McCLAIN et al., 2001).

O incremento da concentração de nutrientes dissolvidos nos corpos hídricos, principalmente N e P, também podem alterar significativamente a taxa de decomposição do material vegetal com deficiência nutritiva, atuando como subsídio para o cresimento de fungos e bactérias, principais consumidores e base da cadeia dos decompositores da matéria orgânica (FERREIRA et al., 2006; GREENWOOD et al., 2007; ROBINSON; GESSNER, 2000; GULIS; SUBERKROPP, 2003).

A associação da microfauna aos detritos foliares depende do conteúdo nutricional do material, bem como da presença de compostos secundários e recalcitrantes, que retardam o processo de decomposição, sendo que a diversidade da vegetação ripária resulta em uma biota aquática altamente diversificada associada ao resíduo (LAITUNG; CHAUVET, 2005).

Estudos mostraram uma relação positiva entre a temperatura dos rios e as taxas de decomposição, em que o aumento de temperatura nos corpos d'água acelera a taxa de decomposição pelo aumento da atividade microbiológica, principalmente de fungos hifomicetos (principal fungo decompositor aquático) (FERREIRA; CHAUVET, 2011; GERALDES et al., 2012).

Outras variáveis como aumento da vazão e aumento do teor de oxigênio dissolvido também influenciam a velocidade de decomposição, uma vez que afetam os fatores químicos, físicos e biológicos do corpo hídrico (NIU; DUDGEON, 2011; MEDEIROS et al., 2009; DANG et al., 2009).

A mudança da vegetação ripária pode influenciar em um ou mais fatores citados anteriormente, acarretando em alterações drásticas no funcionamento dos sistemas aquáticos (MOULTON, 1999), sendo que os estudos abrangendo tais sistemas são de extrema importância para seu entendimento e possível manejo, a fim de se obter sua sustentabilidade.

2.4. Ação dos Microorganismos no Processo de Decomposição

O grupo de decompositores, formado por fungos, bactérias e macro e microinvertebrados exercem um papel importante na fragmentação e mineralização dos

compostos orgânicos presentes na serapilheira, sendo os fungos e invertebrados fragmentadores os principais grupos responsáveis pela decomposição em sistemas aquáticos (HIEBER; GESSNER, 2002; BEGON et al., 2007).

A MOPG proveniente da decomposição biológica do material vegetal presente na zona ripária atua como um substrato para o estabelecimento de um biofilme, composto por uma grande variedade de microrganismos como fungos, bactérias, algas e protistas, que será mineralizada e fragmentada em MOPF e MOD (GESSNER et al., 1999; ALLAN; CASTILLO, 2007), e posteriormente utilizadas como fonte de energia para microrganismos heterotróficos e como abrigo e alimentação para muitas espécies de invertebrados (HIEBER; GESSNER, 2002; BOYERO; PEARSON, 2006).

As características químicas do detrito, bem sua dureza e as condições microclimática às quais estão submetidas, determinarão a decomposição do detrito. Em geral, folhas com maior conteúdo de compostos secundários e grande quantidade de material de sustentação lignificado configurarão maior dureza ao detrito, reduzindo sua palatabilidade, dificultando então o desenvolvimento de macroinvertebrados e microrganismos decompositores (ARDÓN; PRINGLE, 2008; SCHINDLER; GESSNER, 2009). Sendo assim, a biomassa microbiana no resíduo tende a decrescer à medida que a decomposição ocorre, uma vez que a concentração dos componentes mais recalcitrantes aumenta, sendo degradados por um número menor de microorganismos específicos (BEGON et al., 2007).

Os fungos ganham destaque no processo de decomposição, pois possuem um complexo enzimático capaz de decompor substâncias recalcitrantes, como a lignina e a celulose, transformando-as em compostos menores que poderão ser utilizados por outros organismos, principalmente pelos invertebrados, intermediando a transferência de energia para os níveis superiores da cadeia trófica (DAS et al., 2007). Além de modificar a palatabilidade do resíduo vegetal, alguns macroartópodes se alimentam diretamente dos fungos presentes no resíduo, dando preferência a material altamente colonizado, contribuindo para sua decomposição (DAVID, 2014).

Em particular, estudos têm demonstrado que um grupo de fungos denominados ‘hifomicetos aquáticos’ são os principais responsáveis pela decomposição inicial em corpos hídricos, uma vez que modificam o detrito tornando-os mais palatável para os microinvertebrados (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995; GESSNER et al., 2007; KRAUSS et al., 2011). Neste sentido, a atividade microbiana influenciará diretamente nas

transformações dos compostos presentes no resíduo. Uma vez que o nitrogênio é um dos fatores limitantes para o desenvolvimento dos microorganismos, a determinação das transformações dos compostos nitrogenados presentes no resíduo vegetal ao longo da decomposição são determinantes para se avaliar a ciclagem biogeoquímica dos sistemas aquáticos (CLAPCOTT et al., 2003). As seqüências de reações que ocorrem ao longo do processo de decomposição, como a mineralização e assimilação biológica, resultam em diferenças nas proporções de ^{15}N e ^{14}N presentes no resíduo, afetando, portanto, seu valor isotópico (HOGBER, 1997). Sendo assim, a determinação da dinâmica da abundância natural de ^{15}N representa uma importante ferramenta para a avaliação das reações que ocorrem no resíduo vegetal, que variam de acordo com as condições bióticas, na qual é possível determinar os tipos de microorganismos que estão agindo no processo de decomposição, e abióticas, por intemperismo do meio em que este material se encontra (HOGBER, 1997).

Microorganismos que colonizam os resíduos vegetais em rios possuem duas fontes de nutrientes, podendo ser proveniente do próprio resíduo vegetal ou de nutrientes dissolvidos na água. Sendo assim, mudanças no habitat, como a alterações no substrato, nas características físicas e químicas da água e disponibilidade de recursos alimentares podem afetar tanto o ciclo de vida dos organismos quanto sua estratégia de alimentação, e variam em escala espacial e temporal (GONZÁLEZ; GRAÇA, 2005; JOHNSON et al., 2012; CALLISTO et al., 2004). Porém, a influência dos fatores químicos externos, como nutrientes dissolvidos, sob a atividade dos microorganismos ainda não são bem conhecidos.

Portanto, distúrbios e desmatamentos na vegetação ripária podem alterar a estrutura e dinâmica das comunidades decompositoras em função do aporte de matéria orgânica e qualidade dos recursos alóctones, sendo importante sua conservação para a manutenção da qualidade da água e equilíbrio dos ecossistemas lóticos (DOSSKEY et al., 2010).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em bacias hidrográficas localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), no Estado de São Paulo, que abrange uma área de aproximadamente 322.000 ha, onde se situa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica no Brasil (JOLY; MARTINELLI, 2004). Os rios estão localizados dentro de uma área de conservação, no núcleo de Santa Virgínia, no litoral norte do Estado, que abrange uma área de cerca de 17.000 ha. O clima é tropical temperado, com ausência de uma estação seca definida (BASTOS NETO; FISCH, 2007) (Figura 1). A temperatura anual média é de 19°C, enquanto a precipitação fica em torno de 2.200 mm ao ano (SETZER, 1966).

Figura 1 - Mapa do Estado de São Paulo, destacando o núcleo de Santa Virgínia, localizado dentro do Parque Estadual da Serra do Mar.

Foram realizados dois experimentos em períodos distintos. O primeiro abrangendo os meses em que os rios atingem maior temperatura (de agosto a janeiro), que correspondem ao período de verão, e o segundo abrangendo os meses em que os rios atingem menor temperatura (de abril a agosto), correspondendo ao período de inverno. Os distintos períodos foram avaliados a fim de se verificar a influência da variação da temperatura em rios situados em áreas de pouca vegetação, quando comparados a rios

situados em áreas de mata arbustiva densa, devido à variação da incidência de luz em cada área. A sazonalidade também interfere na ciclagem de nutrientes dos rios, tanto na quantidade de material orgânico, já que as espécies arbóreas perdem suas folhas geralmente no fim do período seco e início das chuvas, aumentando a disponibilidade de nutrientes e energia no sistema, e conseqüentemente ao aumento do metabolismo aquático, acelerando o processo de decomposição. Sendo assim, a decomposição da serapilheira foi avaliada em três rios, utilizando-se a técnica de *litter bags*, sendo dois deles situados em bacias inteiramente cobertas por Floresta Ombrófila Densa Montana (S 23º19.453` W 045º05.353` e S 23º19`19`` E W 45º05`56``), caracterizada por formações florestais entre 500 e 1.200 metros de altitude, e um situado em área de pastagem abandonada (C) (S 23º17.707´ W 045º07.821`), a qual está livre de intervenções antrópicas desde o ano de 2006, quando o local foi desapropriado para fins de conservação ambiental e encontra-se atualmente em estado de regeneração natural. Em um dos os riachos localizados na área florestada predomina o leito rochoso (B), enquanto no outro o leito arenoso (A), assim como o rio de pastagem, no qual também há predominância do leito arenoso (C) (Figura 2).

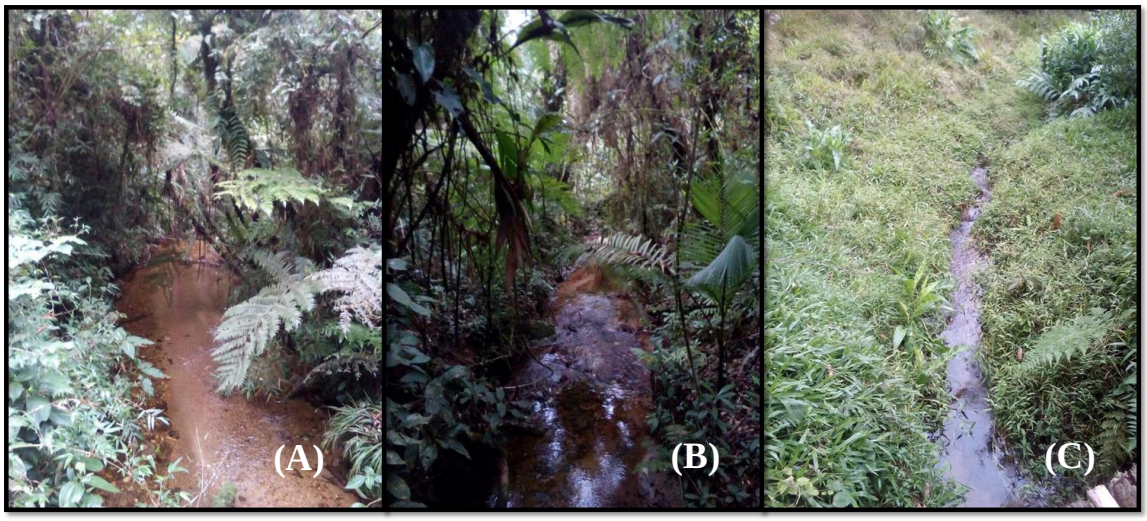


Figura 2 - Riachos de: (A) leito arenoso situado na área de floresta, (B) leito rochoso situado na área de floresta e (C) situado em área de pastagem abandonada.

A técnica de *litter bags* consiste no confinamento de amostras de serapilheira em sacos de tela de náilon, sendo utilizada como um método direto de avaliação da perda de peso, no qual uma quantidade conhecida de material vegetal é colocada no interior dos sacos e estes dispostos dentro dos rios, expostos à decomposição por determinados

períodos de tempo (BARLOCHER, 2005). Para isso foram coletadas folhas verdes antes de caírem no solo, devido à dificuldade de separar as espécies após sua deposição. Estas folhas foram secadas em temperatura ambiente e pesadas em laboratório. Aproximadamente 3 g de folhas foram dispostas em *litter bags* de 15 x 20 cm confeccionados com malha de 0,5 mm, eliminando assim a ação dos invertebrados aquáticos na decomposição, ocorrendo somente pelos micro-organismos ali presentes (BARLOCHER, 2005). Assim que os *litter bags* foram preenchidos, a umidade das folhas foi estimada a partir da subtração do peso seco das amostras, submetidas à secagem de 40° C em estufa até peso constante, do peso fresco de 10 sub-amostras, a fim de se obter o fator de correção de umidade.

Foram utilizadas duas espécies vegetais para o experimento, sendo uma delas uma gramínea (*Brachiaria brizantha*) (planta do tipo C_4) e a outra uma não-leguminosa (*Mollinedia schottiana*) (planta do tipo C_3). Foram feitos três tratamentos com quatro repetições cada um: o primeiro com a espécie de gramínea, o outro com *a M. schottiana* e o terceiro com uma mistura das duas espécies, a fim de verificar a influência de uma espécie sobre a outra, uma vez que características diferentes do resíduo foliar podem estimular ou inibir a decomposição do resíduo adjacente, tanto pela liberação de compostos como fenóis e taninos quanto pela diferença na disponibilidade de nutrientes provenientes de cada material vegetal (GARTNER; CARDON, 2004; TRACY; SANDERSON, 2007; FERREIRA et al., 2012).

As amostras foram analisadas após decorridos aproximadamente 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias do início do experimento, sendo que a primeira campanha do experimento foi conduzida no verão (período chuvoso), nos meses de agosto de 2013 a janeiro de 2014, e a segunda campanha no inverno (período seco), nos meses de abril de 2014 a agosto de 2014.

A cada período amostrado, as quatro repetições de cada tratamento foram retiradas dos rios e armazenadas separadamente em sacolas plásticas para posterior transporte ao laboratório. Em laboratório, as amostras foram lavadas e, posteriormente, secas em estufa a 40ºC até atingirem peso constante, para a determinação do peso seco remanescente da serapilheira (PSRS). Para as amostras contendo a mistura, as folhas foram separadas por espécie antes de serem pesadas e analisadas. A contaminação mineral do material foi corrigida pela determinação do teor de cinzas, que consiste na queima da matéria

orgânica das amostras em mufla a 450ºC durante 4 horas, sendo que o valor então obtido foi descontado do peso remanescente do material foliar.

3.1. Análise do Material Vegetal

Todas as amostras vegetais, após serem secas, foram trituradas em moinho tipo Willye (TE – 648) com malha 32 mesh (0,5 mm), a fino pó para a determinação das concentrações foliares de nitrogênio (N), carbono (C), fósforo (P), celulose, fibras, lignina, polifenóis totais, dureza foliar e a composição isotópica do carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) estáveis, bem como a relação C:N, a fim de se avaliar as variações de cada nutriente com relação aos seus teores iniciais ao longo de sua decomposição. Os teores de lignina, fibras, celulose, polifenóis, fósforo e dureza foliar foram determinados no Instituto de Ciências Biológicas, na Universidade de Brasília. Para a determinação dos teores de lignina, celulose e fibras foi utilizado método de fibra em detergente ácido (FDA) e fibra insolúvel em detergente neutro (FDN), como proposto por Goering e Soest (1970). Já os teores de polifenóis foram determinados utilizando-se o reagente Folin-Ciocalteu, segundo a metodologia descrita por Bärlocher e Graça (2005). A determinação da concentração de P total na serapilheira segue a metodologia proposta por Graça et al. (2005), que envolve a combustão dos resíduos foliares e digestão das cinzas em acido clorídrico concentrado, para posterior filtragem e determinação de P pelo método do ácido ascórbico através da leitura em espectrofotômetro. A dureza foliar foi determinada por meio do penetrômetro, aparelho que mede a força necessária para que uma agulha de 0,79 mm de diâmetro penetre na lâmina foliar (GRAÇA; ZIMMER, 2005). Para determinação da abundância natural de ^{15}N ($\delta^{15}N$) e ^{13}C ($\delta^{13}C$) e das concentrações de N e C, sub-amostras de 2 a 3 mg do material foliar dos indivíduos de gramínea e não-leguminosas foram acondicionadas em cápsulas de estanho e introduzidas em um analisador elementar (Carlo Erba modelo 1110, Milão, Itália). Os gases originados da combustão são purificados em uma coluna de cromatografia gasosa e introduzidos diretamente em um espectrômetro de massas, para a determinação das razões isotópicas (IRMS Delta Plus; Finnigan Mat, San Jose, 260 CA, EUA). O padrão “folhas de cana-de-açúcar” foi utilizado como referência. A abundância natural de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ é expressa como desvio por mil (‰) em relação a um padrão internacionalmente reconhecido, por meio da equação 1:

$$\delta = (R_{amostra}/R_{padrão} - 1) \times 1000 \qquad (1)$$

Onde R é a razão molar $^{15}N/^{14}N$ e $^{13}C/^{12}C$ na amostra e no padrão. O padrão usado para o C é o Peedee Belemnite (PDB), rocha calcária da região do Grand Canyon-EUA, enquanto o padrão para o N é o ar atmosférico. Ressalta-se ainda que o erro analítico do equipamento para os teores de carbono e nitrogênio é de 0,3 e 0,1‰, respectivamente, e para a razão isotópico é de, no máximo, 0,2‰.

3.2. Análises Químicas dos Riachos

Amostras de água dos rios foram analisadas em campo juntamente com as coletas dos *litter bags*, totalizando, portanto, 7 amostragens por rio em cada período (incluindo o tempo zero, o qual representa as condições da água antes da decomposição dos resíduos), a fim de se investigar a influência dos parâmetros físico-químicos da água no processo de decomposição. O oxigênio dissolvido foi medido através de eletrodo específico da marca Thermo Scientific Orion A223. Já o pH e a condutividade elétrica foram medidos pelo pHmetro e condutivímetro YSI modelo 63. Para a determinação dos teores de carbono orgânico dissolvido (COD) foram filtrados aproximadamente 20 mL de amostra, em membranas de fibra de vidro (GF/F) pré-calcinadas a 500°C por 5 horas e posteriormente analisados por detecção em infravermelho (Shimadzu TOC 5000A). Já para o carbono inorgânico dissolvido (CID) foram utilizadas membranas de acetato de celulose (0,45 µm) para a filtragem de 60 mL de amostra, e a determinação também foi realizada por detecção em infravermelho.

Para nitrogênio total dissolvido (NTD) as amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45 µM) e analisadas em equipamento Shimadzu TOC VCPH. Já o nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foi calculado através da diferença entre o NDT e as formas inorgânicas, analisadas conforme descrito abaixo:

NDT = NID + NOD

O nitrogênio inorgânico dissolvido foi determinado separando-se alíquotas de aproximadamente 20 mL para análise das concentrações de NO3- e NH4+ em sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA - Flow Injection Analysis) (RUZICKA e HANSEN, 1981). O $N\text{-}NH_4^+$ foi medido por condutivimetria pelo método de Solórzano (1969), enquanto o $N\text{-}NO_2$- + $N\text{-}NO_3^-$ foi determinado colorimetricamente na forma de $N\text{-}NO_2^-$, após reação com sulfanilamida e N-naftil e redução com o catalisador cádmio (GINÉ-ROSIAS, 1979). A determinação do P total solúvel foi feita pela análise de ânions

utilizando o equipamento DIONEX ICS-900 com detector de condutividade iônica acoplado a um amostrador automático AS-50, tendo como limite de detecção a concentração de 0,1 ppm, testado em laboratório.

As medições de temperatura e altura do nível da água foram feitas a cada meia hora durante todo o experimento, para cada campanha, com o auxilio de um aparelho com sensor eletrônico (Levelogger Junior Edge). A precipitação diária também foi medida neste período, a fim de se observar a resposta das variações de nível d'água nos rios com relação aos eventos de chuva, sendo que tais medidas foram obtidas pelo Laboratório de Clima e Biosfera – IAG/USP através de uma torre micrometereológica instala na área em estudo.

3.3. Modelo sobre a Taxa de Decomposição e Análise Estatistica

A perda de massa foi determinada pelo modelo exponencial negativa simples, determinada por Olson (1963):

$$M_t = M_{0.}e^{-kt}$$

Onde *Mt* é a massa obtida em cada coleta, M_0 é a massa inicial, e *k* é o coeficiente de decomposição e *t* o tempo em dias. A partir do coeficiente é possível classificar a velocidade de decomposição da serapilheira como "rápida" (k>0,01), "média" (k = 0,005 – 0,001) ou "lenta" (k<0,005) (PETERSEN & CUMMINS, 1974).

Também foi calculado o tempo necessário para a decomposição de 50% do material, obtido através da equação:

$$T_{0,5} = 0,693/k$$

Para a análise dos resultados obtidos, foi testada primeiramente a normalidade e a homogeneidade da variância dos dados pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, utilizando um indicativo de significância de p>0,05, sendo que os dados de distribuição não-normal foram transformados para Box-cox antes de se prosseguir com a análise de significância. Para a comparação das interações entre a perda de massa entre os tratamentos nos diferentes rios nas duas campanhas, bem como dos parâmetros físico-químicos foliares analisados, foi utilizado um modelo linear (General Linear Models) no programa STATISTICA 12 (StatSoft Inc), seguido de teste a t com nível de significância de 0,05 (α

< 0,05). Já para a avaliação da dinâmica das concentrações de lignina, celulose, polifenóis e fibras, apenas a variação até os 36 dias foram considerados, uma vez que após este período o numero de amostras tornava inviável a realização de tal analise, devido à falta de detrito foliar nos estágios finais da decomposição.

4. RESULTADOS

4.1. Características Hidrológicas e Físico-Químicas dos Rios

A região de estudo apresenta alta sazonalidade climática, com estações de altas e baixas pluviosidades bem definidas. Na primeira campanha, realizada no período chuvoso (de agosto de 2013 a janeiro de 2014), o índice pluviométrico foi elevado, sendo os meses de dezembro e janeiro os mais chuvosos alcançando valores de 120 mm de chuva precipitada (Figura 3).

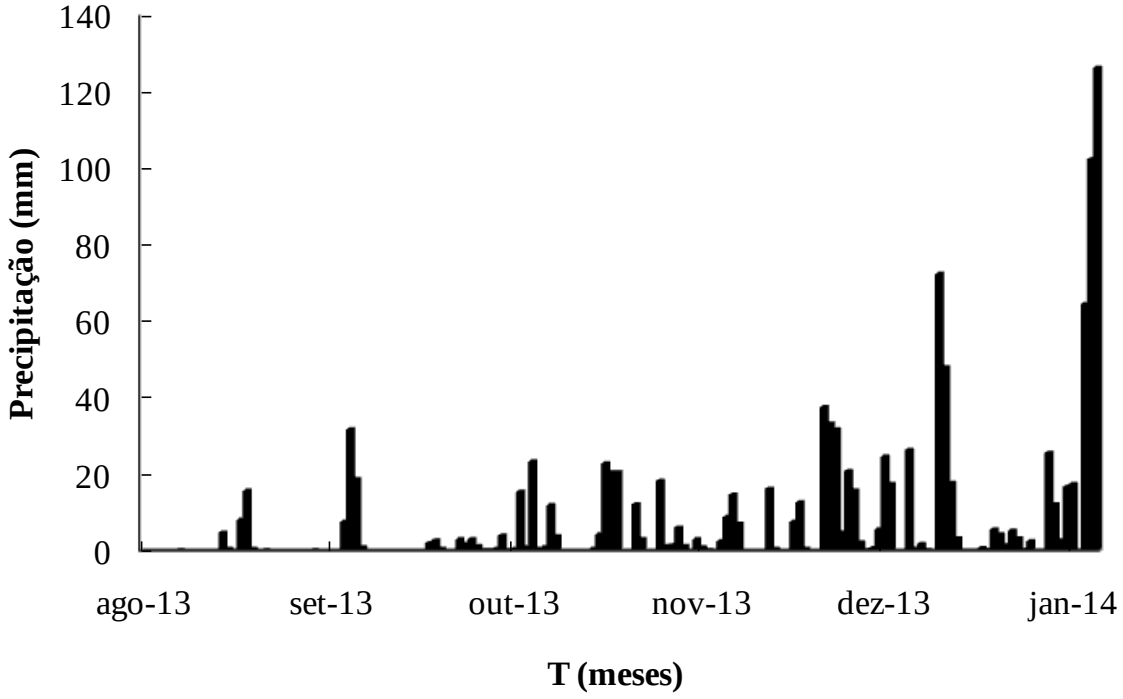


Figura 3 - Precipitação diária (em mm) de agosto de 2013 a janeiro de 2014

A precipitação por sua vez abastece a rede fluvial que desempenha um papel importante no sistema de drenagem, sendo assim a variação da coluna d'água dos rios foi avaliada a fim de se verificar a resposta do volume de água que entra nos rios pela precipitação, a qual pode sofrer influencia devido à vegetação e outras características da área em que este rio esta inserido. Neste sentido, o comportamento das variações de altura de coluna d'água dos rios, assim como esperado, foi semelhante ao da precipitação, com um aumento gradativo alcançando valores de 200 cm no mês de janeiro (Figura 4). Pode-

se notar a influencia da vegetação no volume de água dos rios pelo maior nível d'água no rio situado na área de pastagem, durante todo o período.

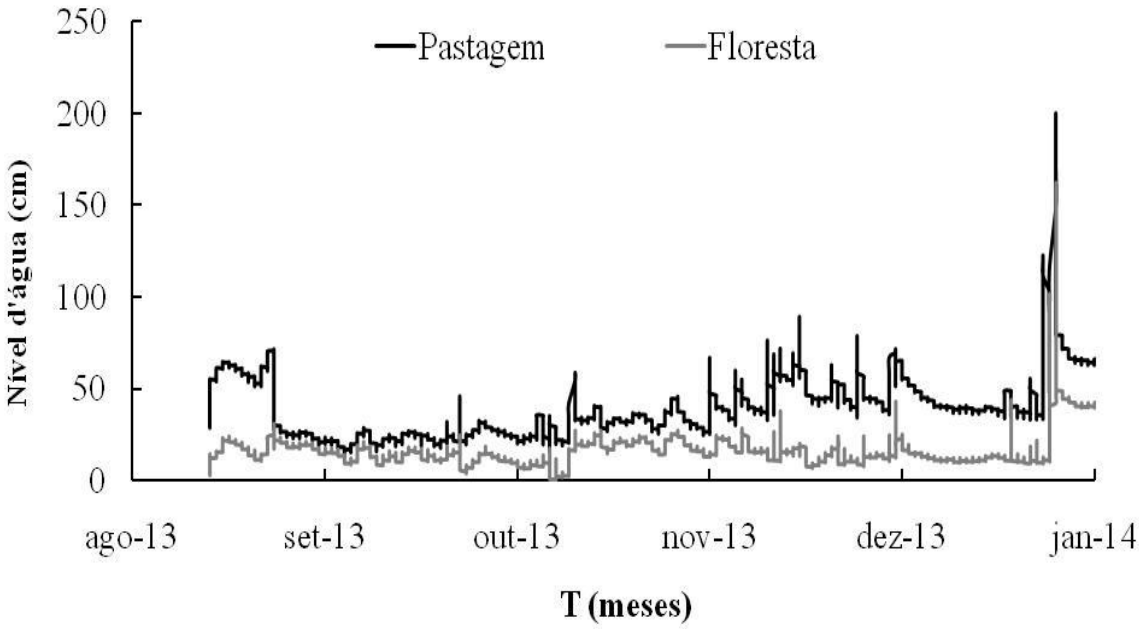


Figura 4 - Variação no nível dágua (em cm) obtido atráves do equipamento Levellogger, com medições realizadas a cada 30 minutos, durante o período de agosto de 2013 a janeiro de 2014

Neste mesmo período foram feitas medições de temperatura da água dos rios a cada 30 minutos, durante todo o experimento, obtendo-se valores que variaram entre 12ºC e 20ºC no rio situado na pastagem e 11ºC e 20ºC nos rios situados na área florestada, e valores médios de temperatura de 16ºC para ambos. Ao analisar a média móvel dos rios das áreas florestadas e de pastagem é possível perceber um aumento crescente da temperatura dos rios, com o rio situado na área de pastagem apresentando temperaturas superiores ao das áreas florestadas durante todo o período avaliado (Figura 5).

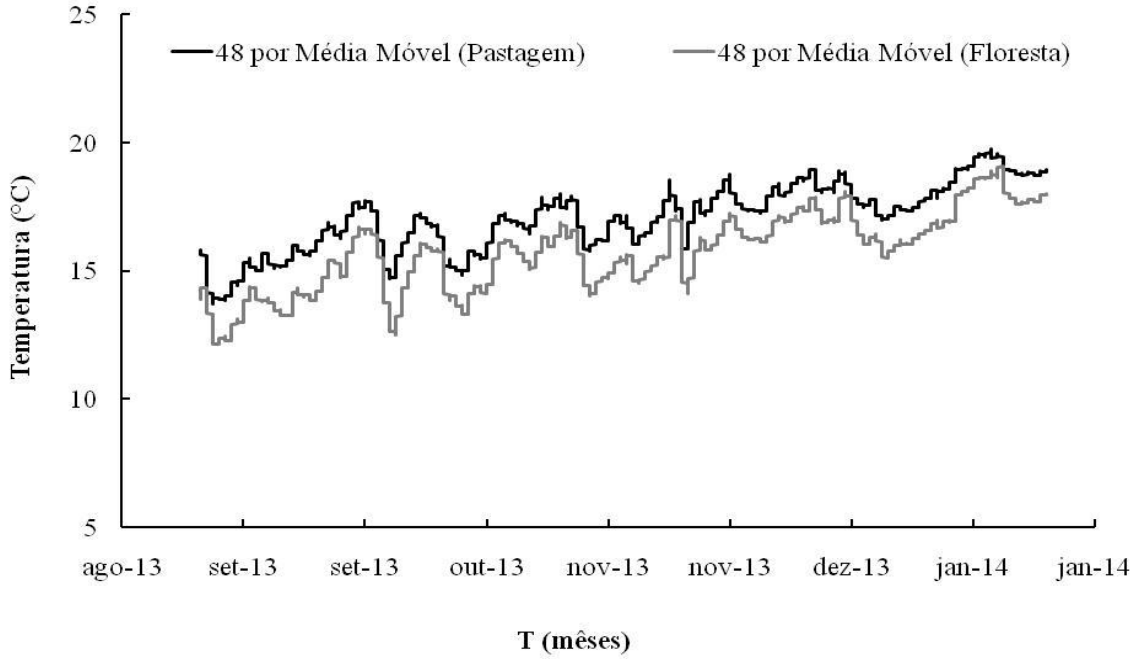


Figura 5 - Média móvel (valor médio dos dados no intervalo de 48h) da temperatura dos rios situados nas àreas de floresta e pastagem, durante o período de agosto de 2013 a janeiro de 2014

Já a segunda campanha foi realizada na estação seca, que ocorre entre os meses de Abril a Agosto de 2014, com os meses de julho e agosto apresentando menor precipitação pluviométrica, sendo inferior a 50 mm (Figura 6).

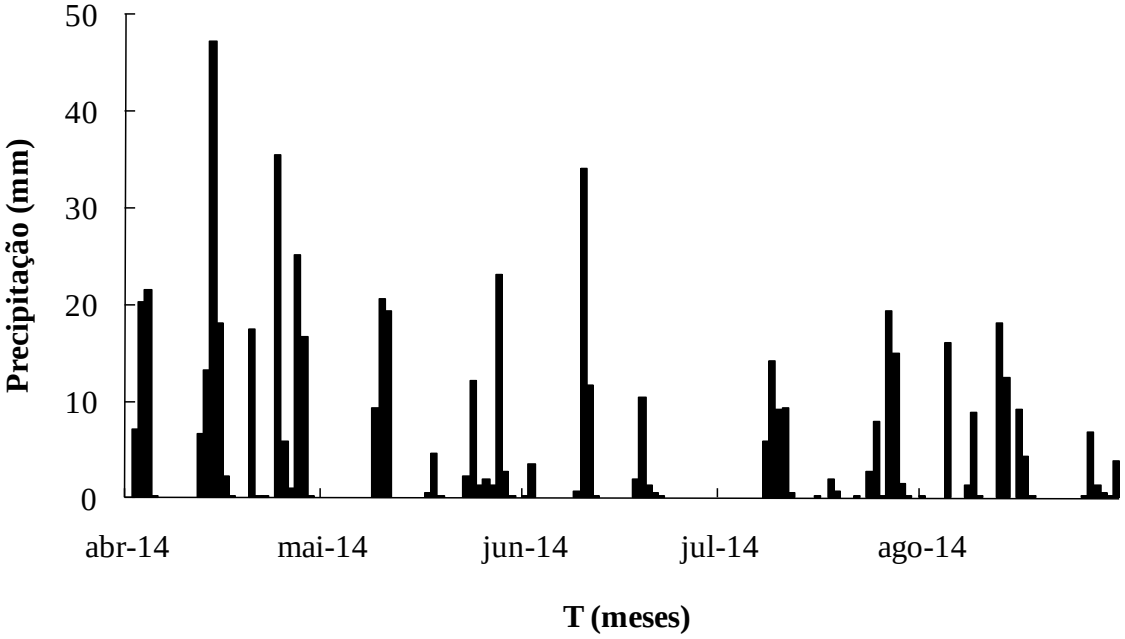


Figura 6 - Precipitação diária (em mm) de abril de 2014 a agosto de 2014

A baixa precipitação deste período resultou em uma variação da coluna d'água que não ultrapassou 60 cm. Neste sentido é possível observar a relação entre a variação do volume de água dos rios e os eventos de chuva, assim como já observadas no primeiro período do experimento (Agosto de 2013 a Janeiro de 2014) (Figura 7).

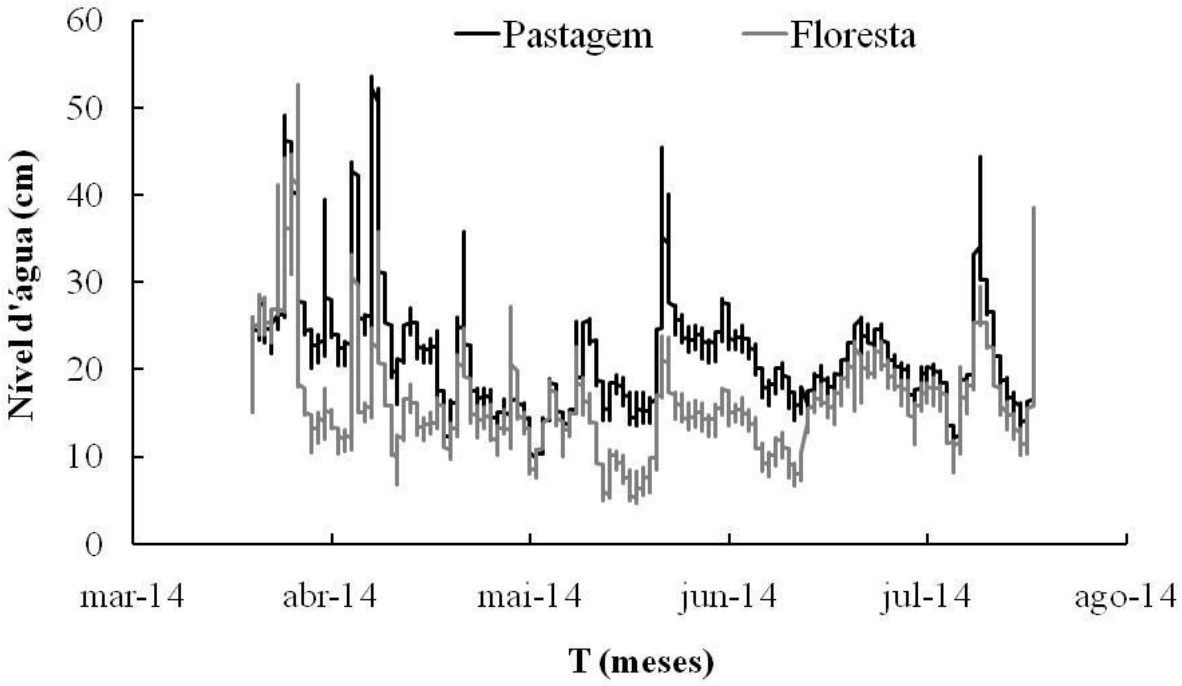


Figura 7 - Variação no nível dágua (em cm) obtido atráves do equipamento Levellogger, com medições realizadas a cada 30 minutos, durante o período de abril de 2014 a agosto de 2014

A temperatura no rio situado na área de pastagem variou entre 11ºC e 18ºC, enquanto que nos rios situados na área florestada esses valores variaram entre 13ºC e 19ºC, com média de temperatura de 14ºC e 15ºC, respectivamente. Novamente, ao observar a média móvel das temperaturas dos rios foi possível perceber um comportamento inverso ao apresentado na campanha anterior, com um decréscimo na temperatura ao longo até o mês de agosto. O rio situado na área de pastagem, assim como na primeira campanha, teve maiores valores de temperatura ao longo de todo o período do experimento, sendo esta diferença superior à apresentada no período anterior (Figura 8).

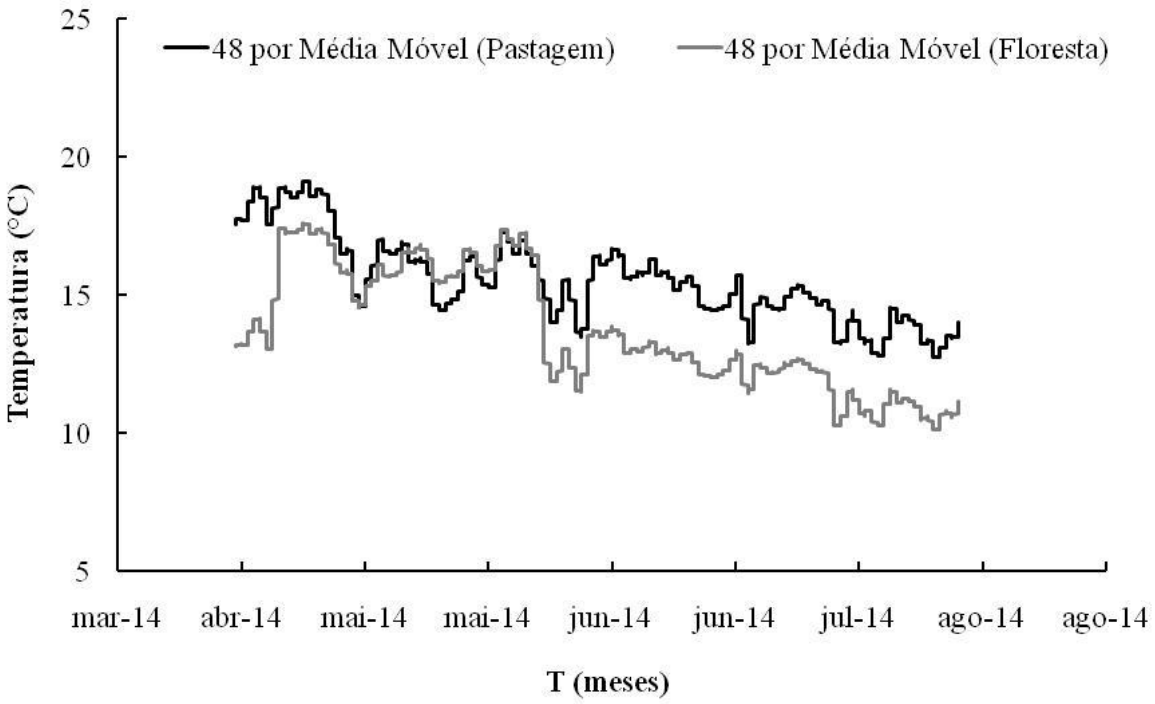


Figura 8 - Média móvel (valor médio dos dados no intervalo de 48h) da temperatura dos rios situados nas àreas de floresta e pastagem, durante o período de agosto de 2013 a janeiro de 2014

As características químicas da água dos três rios estudados foram mensuradas a cada coleta dos *litter bags*, bem como no dia de instalação do experimento (t=0), sendo realizadas 7 coletas de água portanto (nos tempos 0, 7, 17, 36, 68, 96 e 152 para o período chuvoso e 0, 7, 14, 35, 57, 91 e 125 para o período seco). A média dos parâmetros analisados durante todo o período de experimento pode ser encontrada na tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros químico-físicos dos rios de pastagem e floresta nos períodos de chuva e seca.

Parametros químico-físicos	Pastagem		Floresta (leito rochoso)		Floresta (leito arenoso)	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca
pH	6.6	6.5	6.6	6.1	6.4	6.3
CE (µS)	15.5	14.9	24.0	22.5	20.0	18.9
O_2 (mg/l)	7.7	8.7	7.3	8.6	7.6	9,0
O_2 (%)	89.0	92.1	84.9	90.1	87.9	92.5
DOC (µM)	165.3	180.6	205.5	215.8	243.6	367.2
DIC (µM)	89.8	83.3	134.9	130.8	112.4	112.2
NH_4^+ (µM)	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*
NO_3^- (µM)	2.3	1.8	2.4	2.1	1.6	1.4
N org (µg.L^{-1})	197.0	133.2	216.2	202.3	232.3	235.3
P orto (µg.L^{-1})	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*
P org (µg.L^{-1})	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*

(*) <LD: Valores abaixo do limite de detecção do aparelho. (LDNH4+ =55 µM e LDP =1 µg.L-1).

As condutividades elétricas médias nos três rios estudados variaram entre 15,5 e 24 µS.cm^{-1} na primeira campanha, e 14,9 µS.cm^{-1} a 22,5 µS.cm^{-1} na segunda, sendo os menores valores encontrados no rio de pastagem e maiores no rio de leito rochoso da floresta, com valores intermediários no rio de leito arenoso, também na área florestada. As condutividades elétricas nos três rios diferiram significativamente entre si ($p<0,05$), no entanto, não apresentaram variação temporal, uma vez que não houve diferença significativa entre os valores obtidos nas estações de chuva e seca.

O pH da água dos rios foi considerado neutro, com valor médio de 6,5 nos três rios, não diferindo significativamente entre si ($p>0,05$). A sazonalidade também não influenciou na variação do pH, uma vez que não houve diferença significativa entre os período de chuva e seca ($p>0,05$).

O comportamento do oxigênio dissolvido (OD) foi distinto entre as duas campanhas realizadas e semelhante entre rios (Figura 9). Na primeira campanha (chuva) foi observada uma diminuição gradativa na concentração de OD que decresceu de valores próximos a 9 mg.L^{-1} para aproximadamente 7 mg.L^{-1}. Já na segunda campanha (seca) tais concentrações foram crescentes, com de aproximadamente 8 mg.L^{-1} para valores próximos a 13 mg.L^{-1}. A saturação de oxigênio na água, por sua vez, mostrou o mesmo

padrão que o OD nas duas campanhas, sendo que na primeira os valores variaram de 91% para 87%, e na segunda de 90% para 120%, aproximadamente, nos três rios analisados.

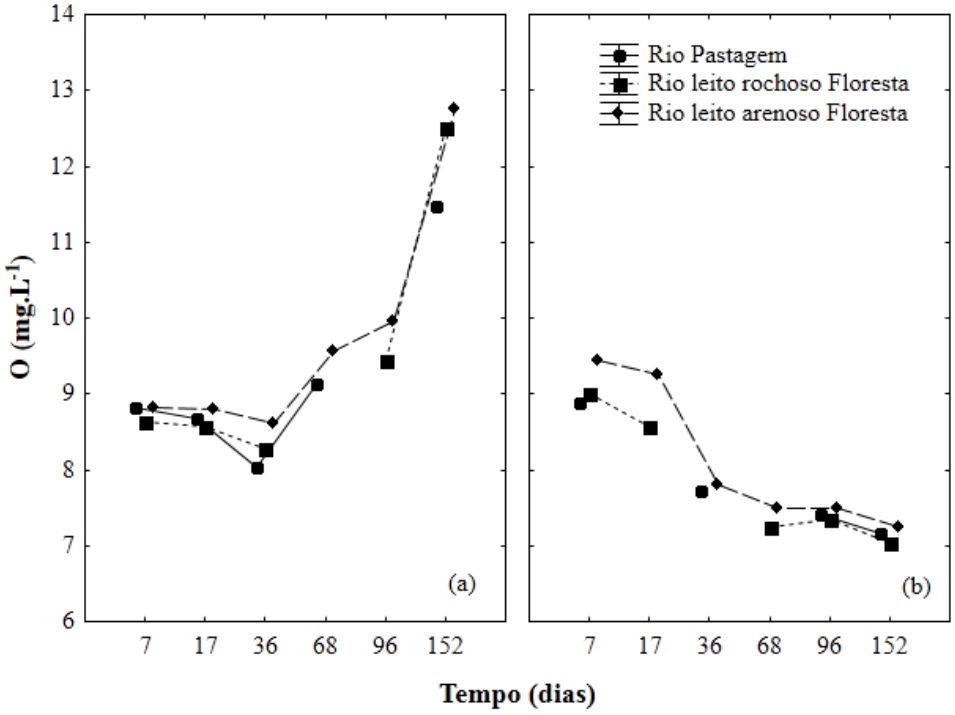


Figura 9 - Concentração de oxigênio dissolvido (em mg.L-1) nos três rios analisados no período de seca (a) e chuva (b)

As concentrações de nitrogênio, carbono e fósforo dissolvido na água foram analisadas em suas diferentes formas (orgânicas e inorgânicas), a fim de se investigar a influência da disponibilidade de nutrientes na água no processo de decomposição (TABELA 1).

Dentre as formas inorgânicas de nitrogênio, foram avaliadas as concentrações de amônio e nitrato, uma vez que estes são as principais formas de nitrogênio utilizadas pelos microorganismos para suprimir sua demanda neste nutriente. A concentração média de nitrato nos rios variou entre 1,6 e 2,4 µM na primeira e 1,4 e 2,1 µM na segunda campanha, sendo os maiores valores encontrados no rio de leito rochoso e menores valores no rio de leito arenoso, ambos situados na área florestada. Apesar dos valores médios nos rios se mostrarem similares entre as campanhas, houve variação temporal, com diferença significativa entre rios apenas no período de seca ($p<0,05$), provavelmente devido à menor diluição de tais nutrientes na época de estiagem. A concentração de

amônio na água, por sua vez, foi abaixo do limite inferior de detecção do aparelho nos três rios e nas duas campanhas realizadas, sendo considerado, portanto desprezível.

Já as concentrações de nitrogênio orgânico encontradas nos rios situado na floresta variaram entre 216,2 e 232,6 $\mu g.L^{-1}$ na primeira campanha, e 202,7 e 235,3 $\mu g.L^{-1}$ na segunda campanha, sendo estes valores superiores aos do rio de pastagem, que variaram entre 197 e 133,2 $\mu g.L^{-1}$ na primeira e segunda campanha, respectivamente. Apesar da diferença encontrada, esta não foi estatisticamente diferente nem entre os rios nem entre as duas campanhas realizadas ($p>0,05$).

Com relação às formas de carbono analisadas, a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) foi distinta entre o rio situado na pastagem, que obteve valores de 165,3 e 180,6 µM na primeira e segunda campanha respectivamente, com relação aos situados na área de floresta, cujos valores foram de 243,6 e 367,2 µM no rio de leito arenoso e 205,5 e 215,8 µM no rio de leito rochoso, na primeira e segunda campanha, respectivamente. No entanto, assim como o nitrogênio orgânico, essas diferenças não foram estatisticamente diferentes nem entre os rios nem entre as duas estações avaliadas ($p>0,05$). Já o CID diferiu significativamente entre os rios ($p<0,05$), com maiores valores nos rio de leito rochoso situado na área florestada (134,9 e 130,8 µM na primeira e segunda campanha, respectivamente). Os menores valores foram encontrados no rio da pastagem (89,8 e 83,3 µM na primeira e segunda campanha, respectivamente) e valores intermediários no rio de leito arenoso também situado em área florestada (112,4 e 112,2 µM na primeira e segunda campanha, respectivamente), sendo este comportamento observado tanto na estação de chuva quanto na seca. As concentrações de fósforo na água, por sua vez, foram inferiores ao limite de detecção do aparelho, tanto na primeira quanto na segunda campanha do experimento.

4.2. Características Químicas Iniciais do Material Vegetal

O material vegetal de cada espécie foi analisado separadamente para a determinação das suas características físico-química antes do inicio do experimento, onde observou-se concentrações de nutrientes bem distintos entre as espécies, mostrando uma grande diferença quanto sua qualidade nutricional (Tabela 2). Inicialmente, a concentração de fósforo (P) nas duas campanhas realizadas mostrou uma visível influencia temporal, uma vez que maiores valores nas espécies foram encontrados no período de chuva. No entanto,

de uma maneira geral o valor médio inicial, obtido através da média dos valores entre as duas campanhas foi maior na *M. schottiana* em relação a *B. brizantha* ($p<0,05$).

As concentrações inicias de C das duas espécies diferiram significativamente ($p<0,05$), com a *M. schottiana* tendo maior concentração de C em seu tecido (460,7 $mg.g^{-1}$) quando comparada à *B. brizantha* (423,1 $mg.g^{-1}$). O mesmo ocorre com a concentração de nitrogênio que foi significativamente maior na *M. schottiana*, tendo valores de 33,4 $mg.g^{-1}$, mais do que o dobro da concentração encontrada na *B. brizantha*. Com isso, devido a baixa concentração de nitrogênio nas folhas da gramínea, a razão C:N desta espécie foi significativamente menor quando comparada à não leguminosa (*M. schottiana*), caracterizando um resíduo com valor nutricional mais baixo.

O teor lignina, componente estrutural mais recalcitrante dos tecidos vegetais, encontrada na *M. schottiana* foi significativamente maior ($p<0,05$), sendo quase quatro vezes superior ao teor da *B. brizantha*, que foi de aproximadamente 9%. Assim como a lignina, a quantidade de fibras também foi maior na *M. schottiana* ($p<0,05$), que teve um teor aproximado de 58% de fibras em seu tecido, quando comparada a *B. brizantha*, que por sua vez teve um teor de somente 42%. Já os teores iniciais de celulose foram maiores na *B. brizantha*, contendo aproximadamente 31% deste composto em seu tecido, enquanto a *M. schottiana* teve somente 27% ($p<0,05$). Devido às diferenças encontradas nos componentes estruturais das duas espécies analisadas era esperado que a dureza entre as folhas fossem também diferentes, no entanto, apesar da maior pressão necessária para perfurar a folha da *B. brizantha* (1385,8 KPa) com relação a *M. schottiana* (905,2 KPa), esta diferença não se mostrou significativa estatisticamente ($p>0,05$).

A composição isotópica inicial do carbono estável ($\delta^{13}C$) e nitrogênio estável ($\delta^{15}N$) na gramínea foram de -13,6‰ e 1,0‰, respectivamente. Já na *M. schottiana* esses valores foram de -33,8‰ e 2,2‰, para $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, respectivamente.

Tabela 2 - Composição de C, N, P e razões C:N, N:P e C:P iniciais dos detritos foliares de B. brizantha e M. schottiana

Características químicas	*B. brizantha*	*M. schottiana*
C ($mg.g^{-1}$)*	423.1	460.7
N (mg.g-1)*	16.6	33.4
P (mg.g-1)*	1,65	2,02
C:N*	25.2	13.8
N:P*	24,8	47,2
C:P*	625,7	670,3
Celulose (%)*	30,6	27,0
Lignina (%)*	8,7	30,0
Fibras (%)*	42,3	57,7
Polifenóis (%)*	1,97	1,23
Dureza (KPa)	1385,8	905,2
$\delta^{13}C$ (‰)*	-13,6	1,0
$\delta^{15}N$ (‰)*	-33,8	2,2

* Valores médios obtidos entre as concentrações no t=0 nas duas campanhas

4.3. Taxas de Decomposição

Os coeficientes de decomposição dos diferentes resíduos foliares, representado pela letra *k*, tiveram diferenças significativas entre a gramínea (*B. brizantha*) e a não leguminosa (*M. schottiana*) ($p<0,05$) nas duas campanhas realizadas, sendo que em ambas a *B. brizantha* teve maiores valores de *k*, o que significa maior velocidade de decomposição, quando comparada a *M. schottiana*. (Figura 10; Figura 11; Figura 12; Figura 13; Tabela 3). Em ambas as espécies, a perda de massa mais elevada ocorreu após a primeira semana de decomposição, chegando a valores de 30% de perda nos detritos de *B. brizantha* e 20% nos detritos de *M. schottiana*, tanto no período de chuva quanto no período de seca.

No entanto, como as espécies não se decompõem de forma isolada em seu ambiente, sofrendo, geralmente, influencia das demais espécies do entorno, testamos tal influência com *litter bags* contendo a mistura da gramínea e da não leguminosa (*B.*

brizantha vs. *M. schottiana*), o qual foi denominado “mix”. A velocidade de decomposição de cada espécie no tratamento mix nos dois experimentos realizados não diferiu da encontrada em suas respectivas espécies no tratamento isolado, concluindo-se que não houve efeito na mistura no processo de decomposição (Figura 10; Figura 11; Figura 12; Figura 13; Tabela 3).

Também foi avaliado o tempo necessário para que 50% da massa dos detritos foliares fossem decompostos (Tabela 3). Para a *B. brizantha* foram necessários aproximadamente 18 e 23 dias para a decomposição de 50% da massa do resíduo no rio de leito rochoso situado na área de floresta, na primeira e segunda campanhas, respectivamente; sendo que ao final dos 152 dias de decomposição todo o material presente nos *litter bags* havia se decomposto. Já no rio de leito arenoso da área florestada, esse tempo foi de 36 dias para a primeira campanha e 29 dias para a segunda campanha, apresentando uma massa remanescente ao final do experimento de aproximadamente 5% do valor inicial do material. No rio da pastagem esses tempos foram ligeiramente maiores sendo necessários 43 e 32 dias, na primeira e segunda campanha, respectivamente, para 50% do resíduo se decompor, obtendo-se uma massa remanescente de 8%.

Para a espécie *M. schottiana*, esses tempos foram ainda maiores quando comparados à *B. brizantha*, uma vez que esta espécie teve menor taxa de decomposição. Sendo assim, para o rio de leito rochoso da área florestada foram necessários 41 e 63 dias, na primeira e segunda campanha, respectivamente, para a decomposição de 50% do material vegetal. O rio de leito arenoso, por sua vez, teve a mesma velocidade de decomposição do rio da área de pastagem, sendo que para ambos foram necessários 86 dias para esta decomposição na primeira campanha e 77 dias para a segunda campanha, respectivamente. Sendo assim, é possível observar que, com exceção do rio de leito rochoso cuja massa remanescente foi menor no período chuvoso, as maiores perdas ocorreram no período seco ($p<0,05$).

Dentre os rios avaliados, o rio de leito rochoso inserido na área florestada foi o que teve menor massa remanescente ao final do experimento, mostrando maior taxa de decomposição do resíduo, em ambas as campanhas ($p<0,05$). Já o rio de leito arenoso, também situado em área florestada, teve perdas de massa semelhante ao rio da pastagem na primeira campanha e valores intermediários na segunda campanha.

Tabela 3 - Coeficientes de decomposição (k) e tempo necessário para a decomposição de 50% da massa inicial (t(0.5)), em dias, nos períodos de chuva e seca, das espécies B. brizantha, M. schottiana e Mix, segundo o modelo de Olson (1963).

Local	**Espécies**	**Chuva**			**Seca**		
		***k* (dias)**	**R^2**	**T (0.5)**	***k* (dias)**	**R^2**	**T (0.5)**
Pastagem	*B. brizantha*	0,016	0,883	43	0,022	0,961	32
Pastagem	*B brizantha (Mix)*	0,021	0,897	33	0,021	0,913	33
Pastagem	*M. schottiana*	0,008	0,837	86	0,009	0,752	77
Pastagem	*M. schottiana (Mix)*	0,009	0,779	77	0,008	0,817	87
Floresta (leito rochoso)	*B. brizantha*	0,039	0,844	18	0,030	0,976	23
Floresta (leito rochoso)	*B brizantha (Mix)*	0,041	0,866	17	0,030	0,936	23
Floresta (leito rochoso)	*M. schottiana*	0,017	0,783	41	0,011	0,888	63
Floresta (leito rochoso)	*M. schottiana (Mix)*	0,020	0,747	35	0,010	0,846	69
Floresta (leito arenoso)	*B. brizantha*	0,019	0,979	36	0,024	0,930	29
Floresta (leito arenoso)	*B brizantha (Mix)*	0,021	0,970	36	0,025	0,965	28
Floresta (leito arenoso)	*M. schottiana*	0,008	0,950	86	0,009	0,835	77
Floresta (leito arenoso)	*M. schottiana (Mix)*	0,009	0,947	77	0,009	0,885	77

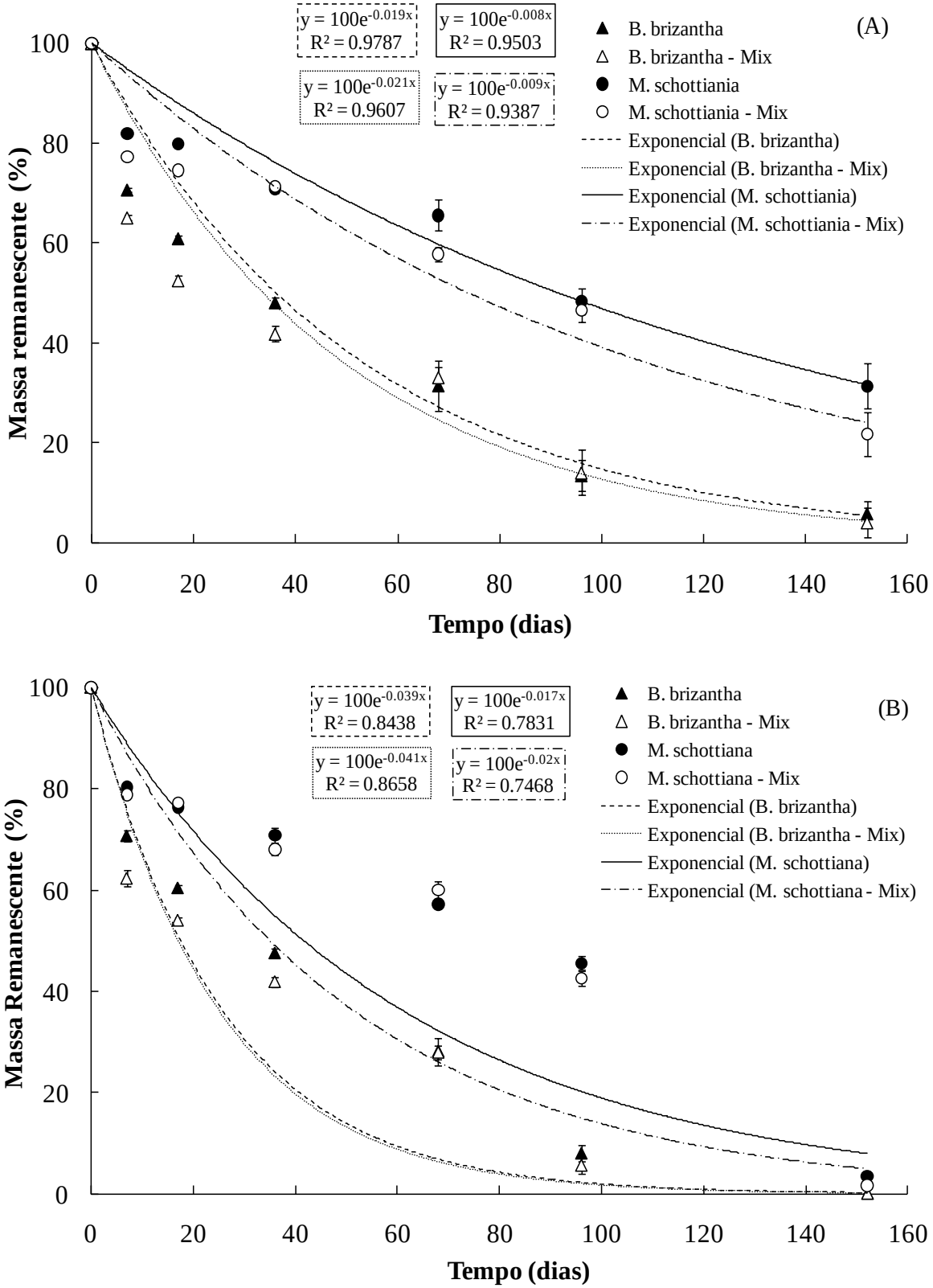


Figura10 - Massa remanescente do resíduo durante os 152 dias de decomposição, com início no período chuvoso, nos rios localizados nas áreas florestadas, sendo o rio (A) de leito arenoso e (B) de leito rochoso. Os valores representam a média ± desvio-padrão; curva exponencial e k = decaimento diário calculado pelo modelo.

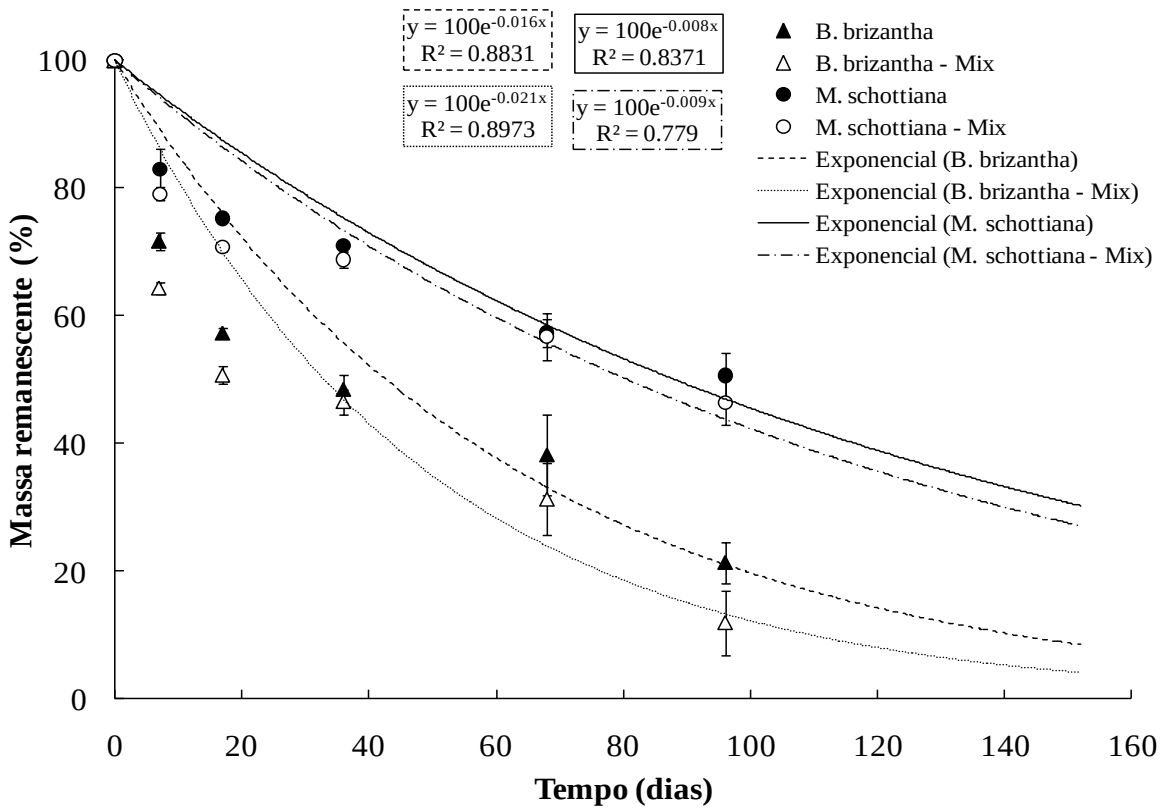
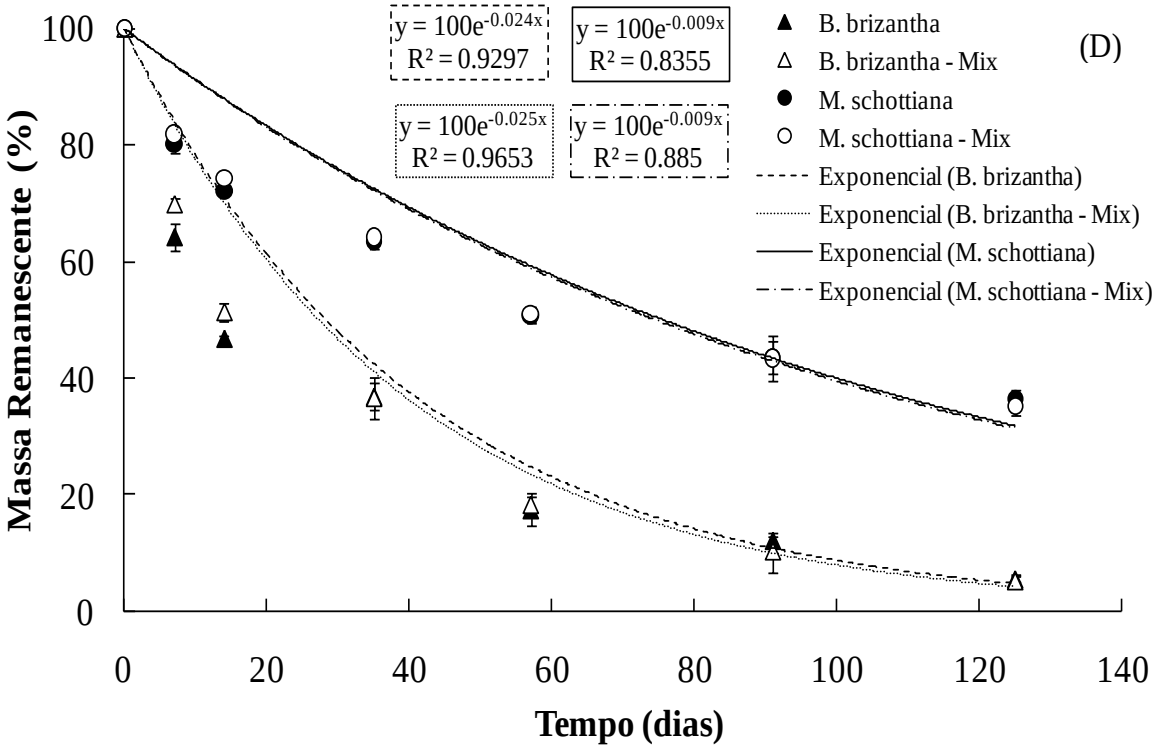


Figura11 - Massa remanescente do resíduo durante os 152 dias de decomposição, com início no período chuvoso, no rio localizado na área de pastagem. Os valores representam a média ± desvio-padrão; curva exponencial e k = decaimento diário calculado pelo modelo.



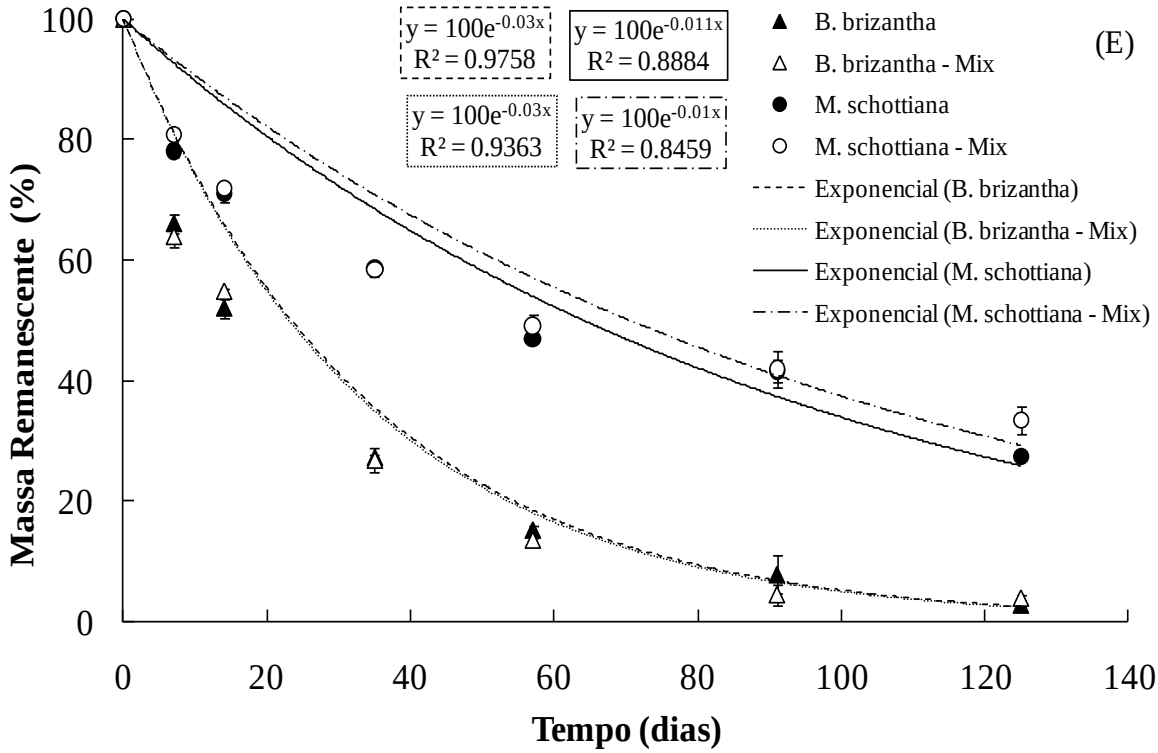


Figura 12 - Massa remanescente do resíduo durante os 125 dias de decomposição, com início no período seco, nos rios localizados nas áreas florestadas, sendo o rio (D) de leito arenoso e (E) de leito rochoso. Os valores representam a média ± desvio-padrão; curva exponencial e k = decaimento diário calculado pelo modelo.

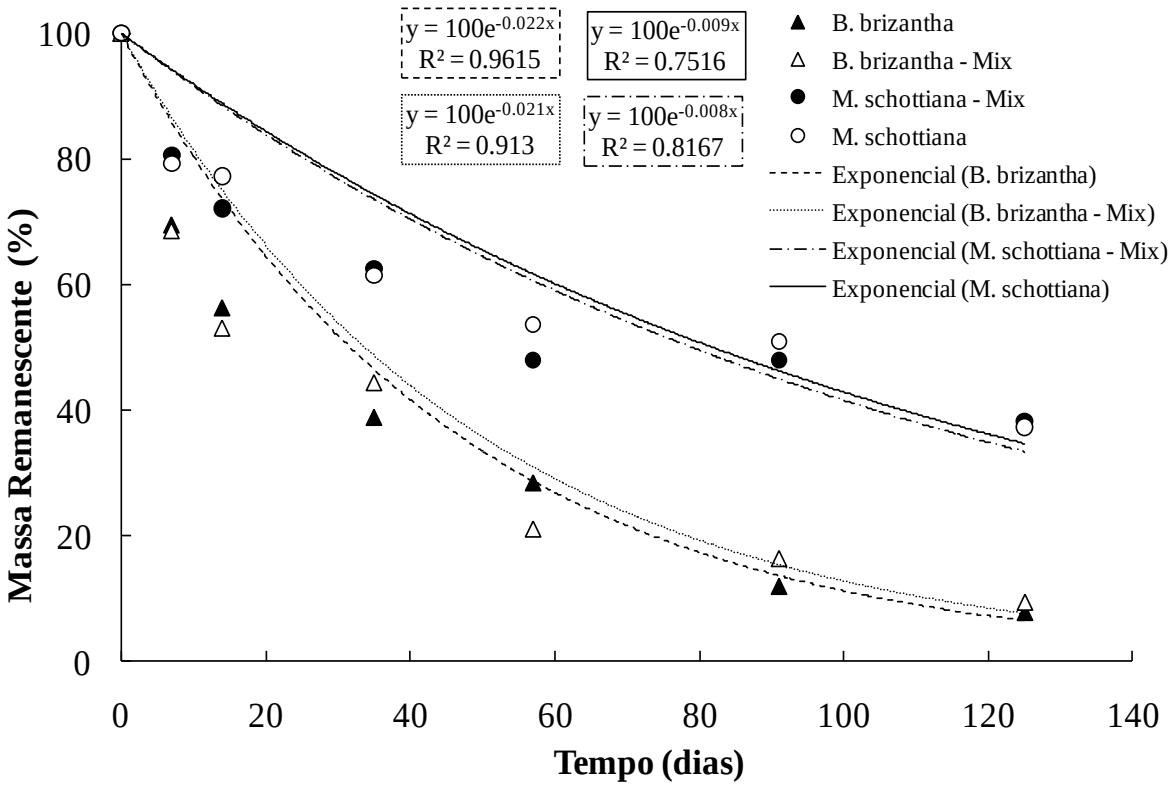


Figura 13 - Massa remanescente do resíduo durante os 125 dias de decomposição, com início no período seco, no rio localizado na área de pastagem. Os valores representam a média ± desvio-padrão; curva exponencial e k = decaimento diário calculado pelo modelo.

4.4. Características Químicas do Material Vegetal durante o Processo de Decomposição

4.4.1. Variações nas concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo e relações estequiométricas entre C e N

As variações nas concentrações de C na primeira campanha seguiram o mesmo padrão em ambas as espécies e foram semelhantes à perda de massa do detrito, considerando que aproximadamente 50% do detrito é composto por carbono, com uma perda gradativa da concentração ao longo da decomposição (Figura 14).

A concentração de C inicial de ambas as espécies diferiu significativamente da concentração encontrada ao final do experimento, nos três rios ($p<0,05$), durante a primeira campanha realizada. No entanto, maiores perdas puderam ser observadas na espécie de gramínea (*B. brizantha),* quando comparados às espécies de *M. schottiana*.

Já na segunda campanha, a perda de C na *M. schottiana* se mostrou significativa apenas no rio de pastagem ($p<0,05$), enquanto que a *B. brizantha*, apesar de menor perda quando comparada ao período de chuva, segue o mesmo padrão anteriormente observado, com perdas significativas ($p<0,05$) ao final da decomposição.

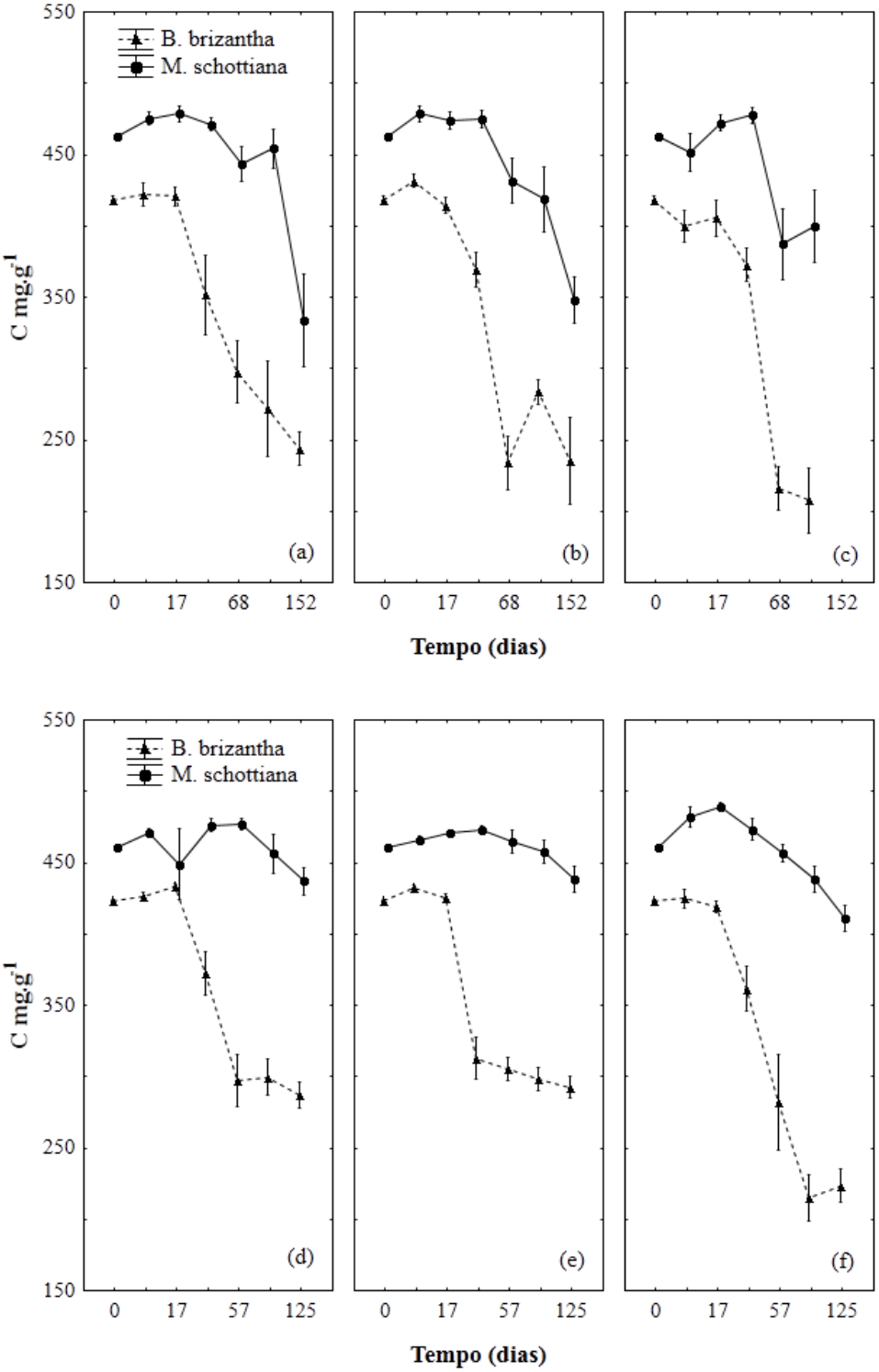


Figura 14: Variabilidade temporal na concentração de carbono nos rios de: (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e (c) rio da pastagem, no período de chuva, e dos rios de: (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão

Quanto à dinâmica de N, durante a primeira campanha de experimento, referente ao período chuvoso (verão), foi possível notar perdas significativas ($p<0,05$) das concentrações de nitrogênio iniciais com relação à concentração ao final do experimento na *M. schottiana*, no entanto tais perdas ocorrem principalmente após decorrido 3 meses de decomposição (Figura 15), período em que há ausência de dados no rio de pastagem devido ao soterramento dos *litter bags* após um forte evento de chuva. Sendo assim, não se pode fazer qualquer inferência comparando-se a variação na perda de N nos três rios analisados após a referida data, neste caso.

Já na segunda campanha, apesar de apresentar um aparente aumento na concentração de N na *M. schottiana* durante o primeiro mês de decomposição, os valores obtidos não diferiram da concentração inicial.

A *B. brizantha* por sua vez apresentou suas maiores perdas na primeira semana de decomposição, na qual a concentração inicial de 15 $mg.g^{-1}$ caiu para aproximadamente 10 $mg.g^{-1}$, apresentando diferença significativa entre tais valores ($p<0,05$), sendo este comportamento observado nos três rios e nas duas campanhas realizadas. No entanto há uma grande variação na dinâmica deste nutriente ao longo do processo de decomposição sendo que apenas no rio da pastagem essa diferença permanece significativa ao final do experimento, havendo um incremento de N nos rios da área florestada, nas duas campanhas, fazendo com que esta concentração volte a apresentar valores próximos ao inicial.

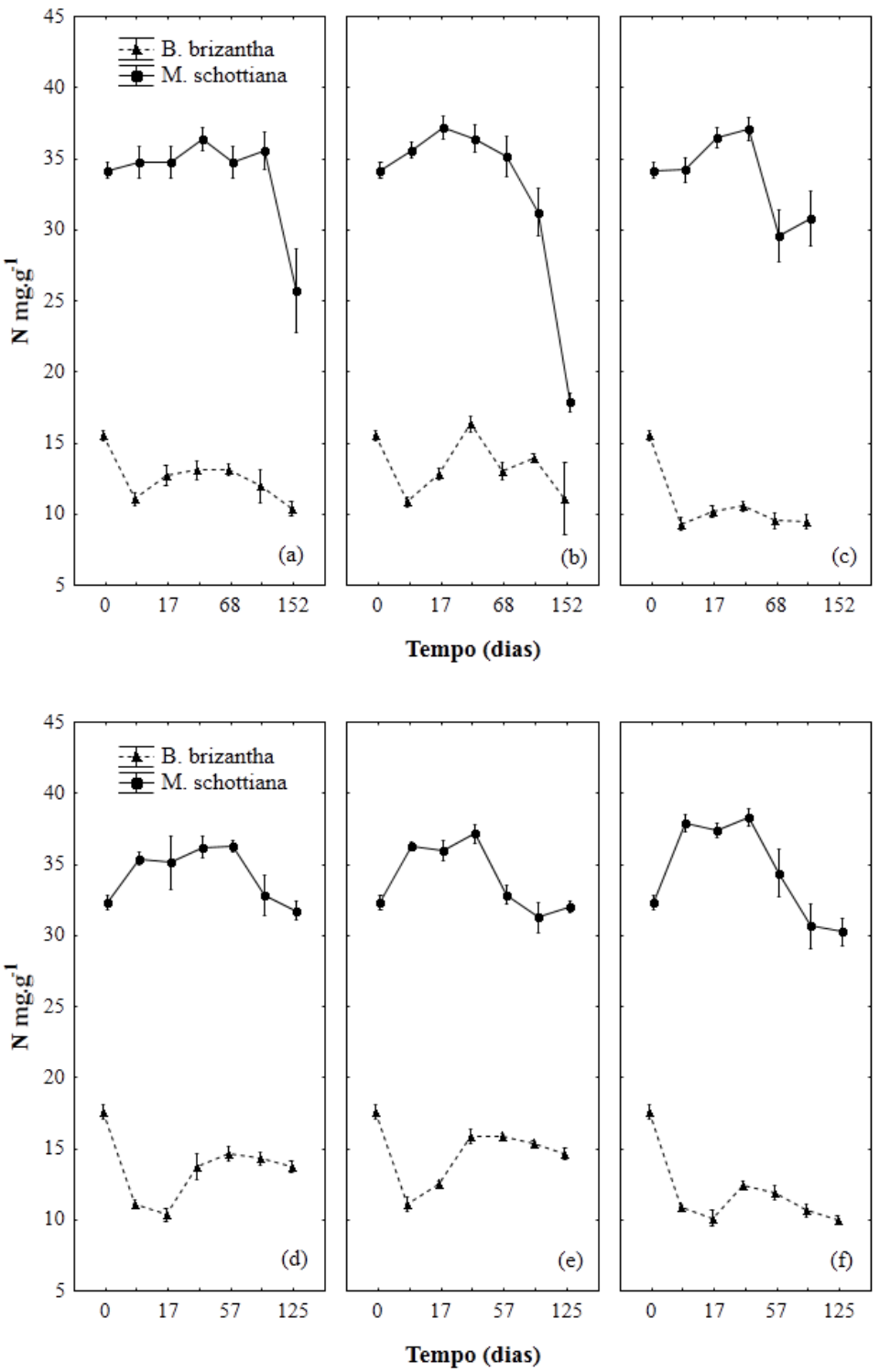


Figura 15: Variabilidade temporal da concentração de nitrogênio nos rios de: (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão

Devido à acentuada queda nas concentrações de N na *B. brizantha* na primeira semana de decomposição, a razão C:N do resíduo aumentou significativamente neste mesmo período ($p<0,05$), uma vez que as concentrações de carbono se mantiveram estáveis. Este pico na razão C:N foi seguido de uma diminuição de tais valores, uma vez que a perda de N é cessada e inicia-se a perda de carbono, resultando em valores de razão C:N finais próximos aos valores iniciais ($p>0,05$). Este comportamento ocorreu nos três rios, tanto na estação chuvosa quanto na seca (Figura 16).

Este comportamento, por sua vez, não foi observado na *M. schottiana*, a qual manteve sua relação constante devido às perdas proporcionais de C e N durante todo o período analisado, exceto pelo rio de leito rochoso na área de floresta no período de chuva, que mostrou um aumento em sua razão C:N ao final da decomposição, em consequência à maior perda de N no resíduo em relação à perda de C.

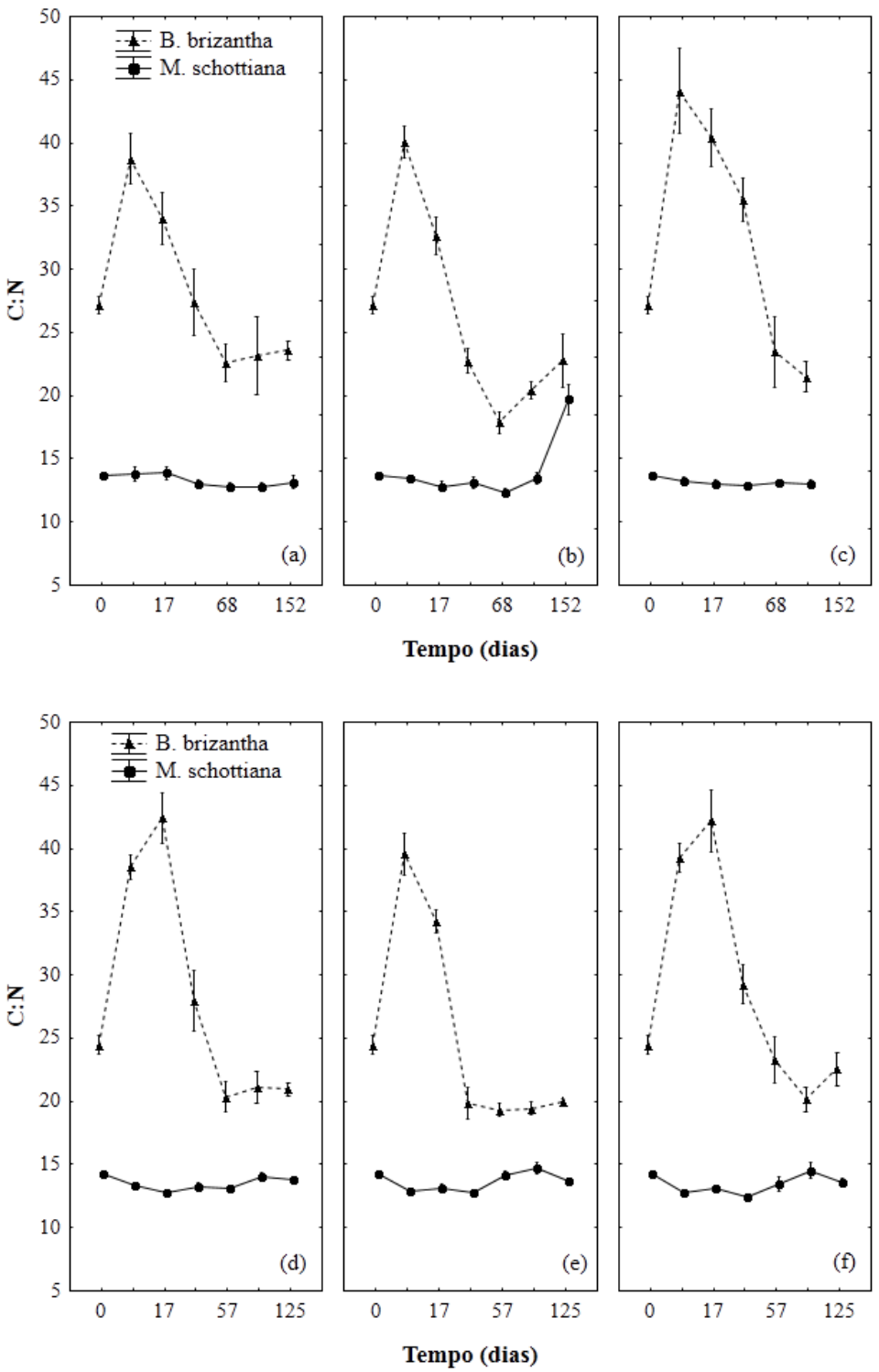


Figura 16: Variabilidade temporal da razão C:N dos resíduos vegetais nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

Inicialmente, a concentração de fósforo (P) na *M. schottiana* foi significativamente maior quando comparada à *B. brizantha* no período de chuva ($p<0,05$), não se repetindo este padrão na estação seca. A dinâmica durante o processo de decomposição foi bem variado entre as espécies e com visível influencia temporal, devido à alta variabilidade em seu comportamento nas diferentes estações avaliadas (Figura 17).

A concentração inicial de P nas folhas das duas espécies foram significativamente maiores na estação de chuva, obtendo-se valores de 3,67 e 2,91 $mg.g^{-1}$ para a *M. schottiana* e *B. brizantha*, respectivamente. Na estação seca esses valores foram de 0,37 e 0,39 $mg.g^{-1}$ para a *M. schottiana* e *B. brizantha*, respectivamente.

Durante a decomposição, foi possível notar uma variação irregular de P em ambas as espécies, com picos de aumento e queda das concentrações de P, devido provavelmente à processos de imobilização e assimilação pelos microorganismos. No entanto, ao final dos 152 dias analisados a concentração final foi significativamente menor do que a inicial ($p<0,05$). Este comportamento foi observado tanto nos rios da floresta quando no rio de pastagem.

Já no período de seca a variação foi completamente diferente da anterior, com perda significativa apenas para a *B. brizantha* ($p<0,05$), sendo que a *M. schottiana* a concentração foi constante durante todo o período de decomposição.

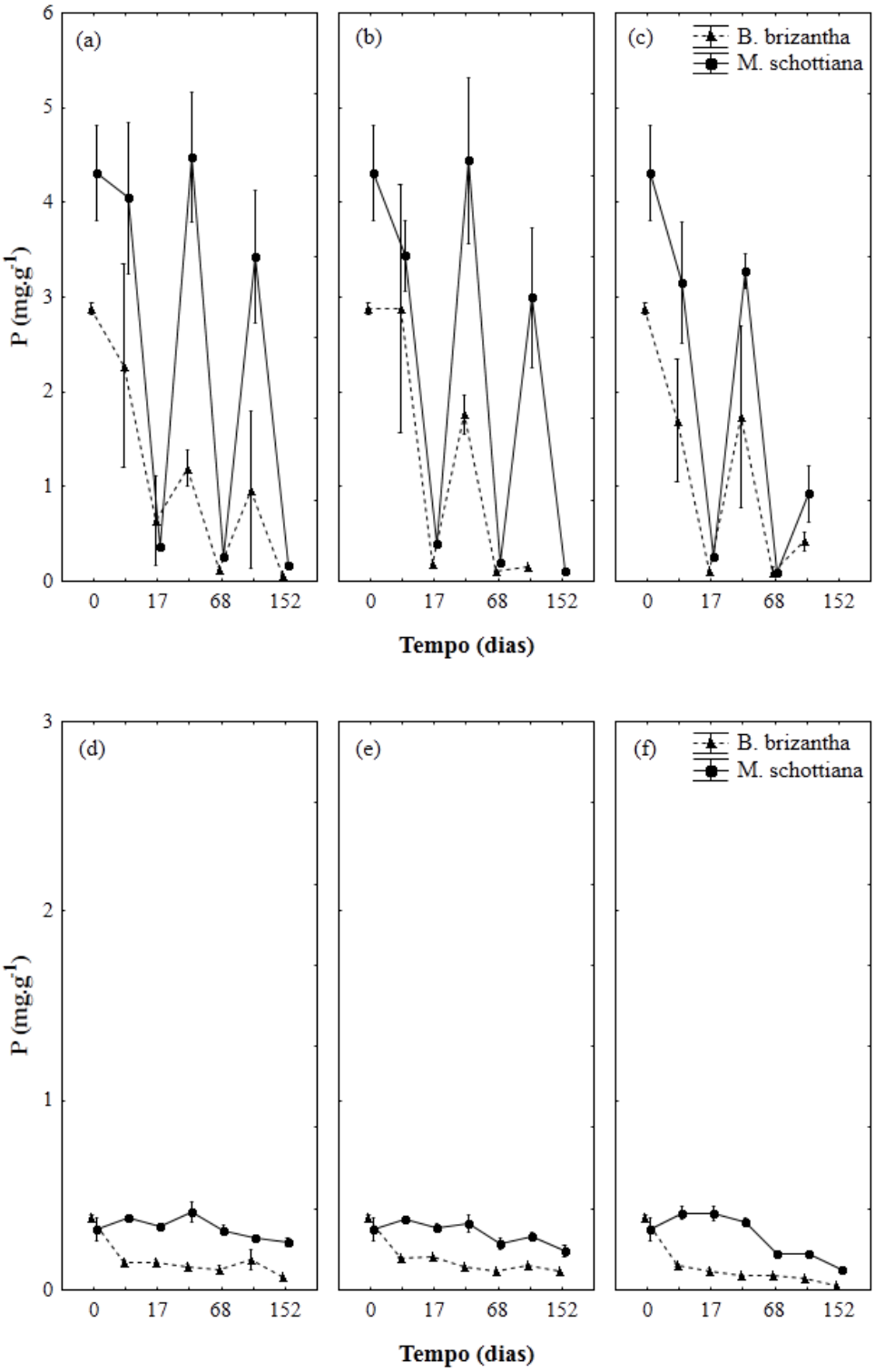


Figura 17: Variabilidade temporal da concentração de fósforo dos resíduos vegetais nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

4.4.2. Variações nas composições isotópicas do carbono ($\delta^{13}C$) e do nitrogênio ($\delta^{15}N$)

A composição isotópica do carbono ($\delta^{13}C$) variou de forma semelhante nos três rios, os quais decresceram significativamente ($p<0,05$) na *B. brizantha* durante o período de decomposição, chegando a valores próximos a -17‰ (Figura 18), nas duas campanhas realizadas. Por outro lado, os valores de $\delta^{13}C$ das folhas da *M. schottiana* não foram significativos em nenhum dos rios, tanto no período chuvoso quanto na seca.

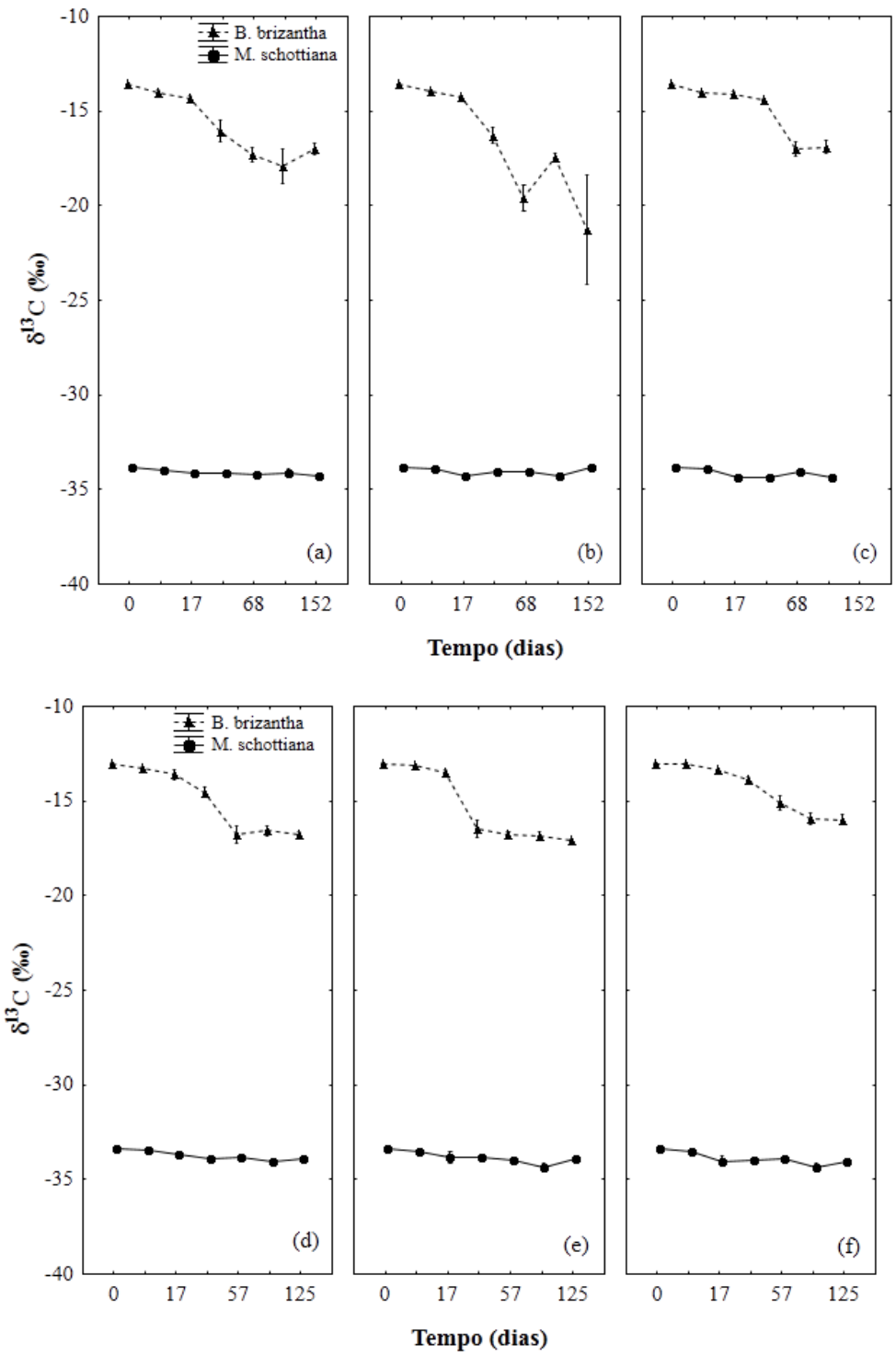


Figura 18: Variabilidade temporal da abundância natural do carbono (δ13C) no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

O valor isotópico do nitrogênio ($\delta^{15}N$), por sua vez, foi altamente influenciado pelo tempo de decomposição, uma vez que enriqueceu em ^{15}N na medida em que o resíduo foi degradado (Figura 19). Este enriquecimento foi verificado principalmente na gramínea (*B. brizantha*), que alcançou valores de $\delta^{15}N$ de aproximadamente 5 ‰, significativamente maiores do que os iniciais (aproximadamente 1 e 1,5‰ na primeira e segunda campanha, respectivamente) ($p<0,05$), com maiores valores no rio de leito rochoso situado na área florestada e no rio da pastagem, tanto na estação de chuva quanto na seca.

Já na *M. schottiania*, este enriquecimento foi significativo apenas no rio de leito rochoso da área florestada, na estação chuvosa, e rio da pastagem, na estação seca, não ultrapassando valores de 3,5 ‰ ao final do experimento.

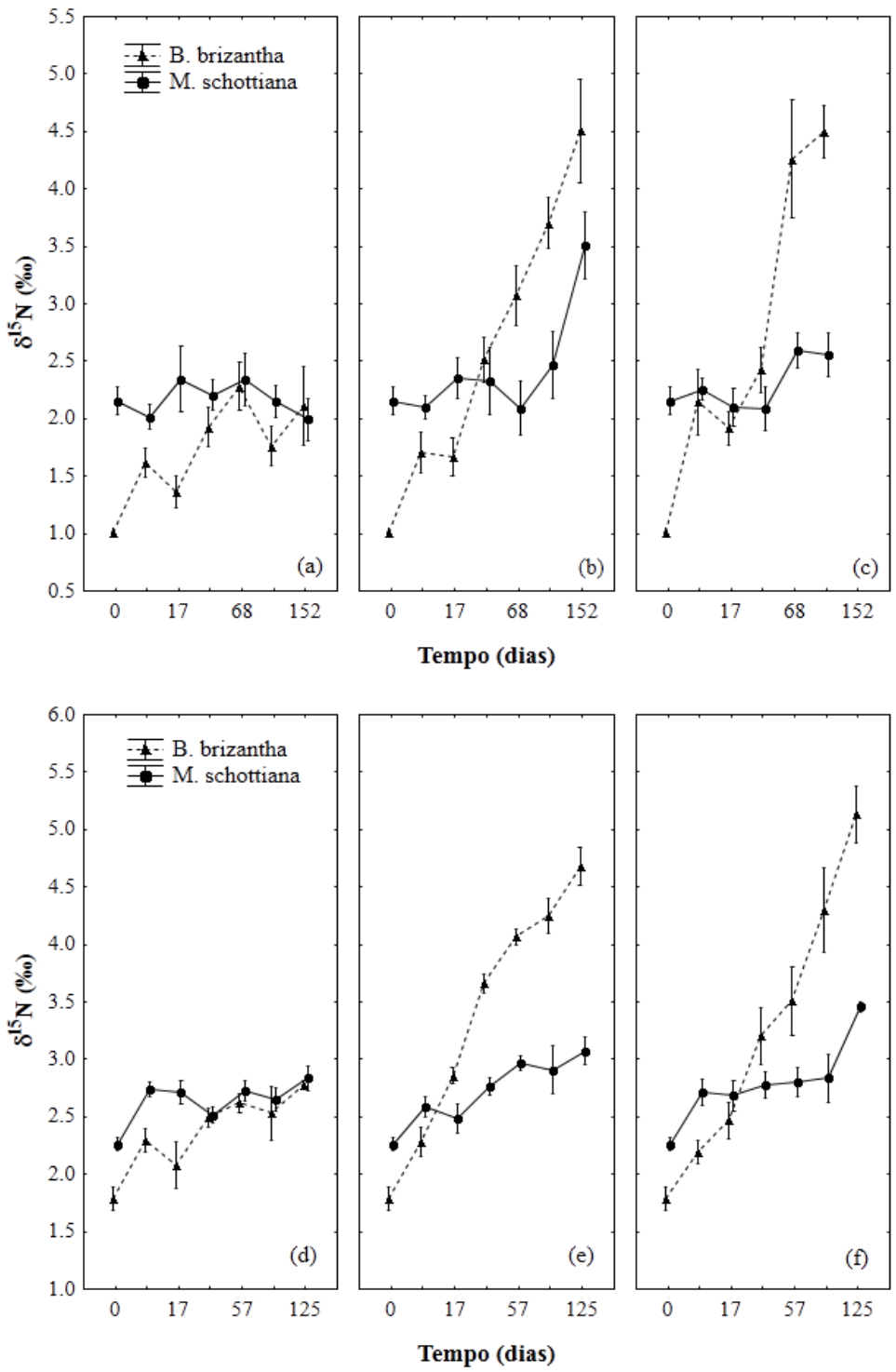


Figura 19: Variabilidade temporal da abundância natural do nitrogênio (δ15N) no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

4.4.3. Variações nos teores dos compostos orgânicos

De uma maneira geral, o teor de lignina aumentou em ambas as espécies na medida em que as folhas eram decompostas (Figura 20). Pode-se observar que na *M. schottiana*, durante a estação chuvosa, este aumento ocorreu principalmente na primeira semana de experimento, enquanto que na estação seca ele permanece até 36 dias de decomposição, com exceção do resíduo presente no rio de leito rochoso na área florestada, no qual este aumento foi nítido durante toda a decomposição, tanto na estação chuvosa quanto na seca. O comportamento da variação de lignina no resíduo vegetal presente neste rio também foi observado para a *B. brizantha*. Para os demais rios houve um aumento gradual destes valores até o final o experimento, porém de forma mais acentuada quando comparada a *M. schottiana*. No entanto, apesar das diferenças encontradas, o teor final de lignina não diferiu estatisticamente da concentração inicial ($p>0,05$) em nenhuma das situações.

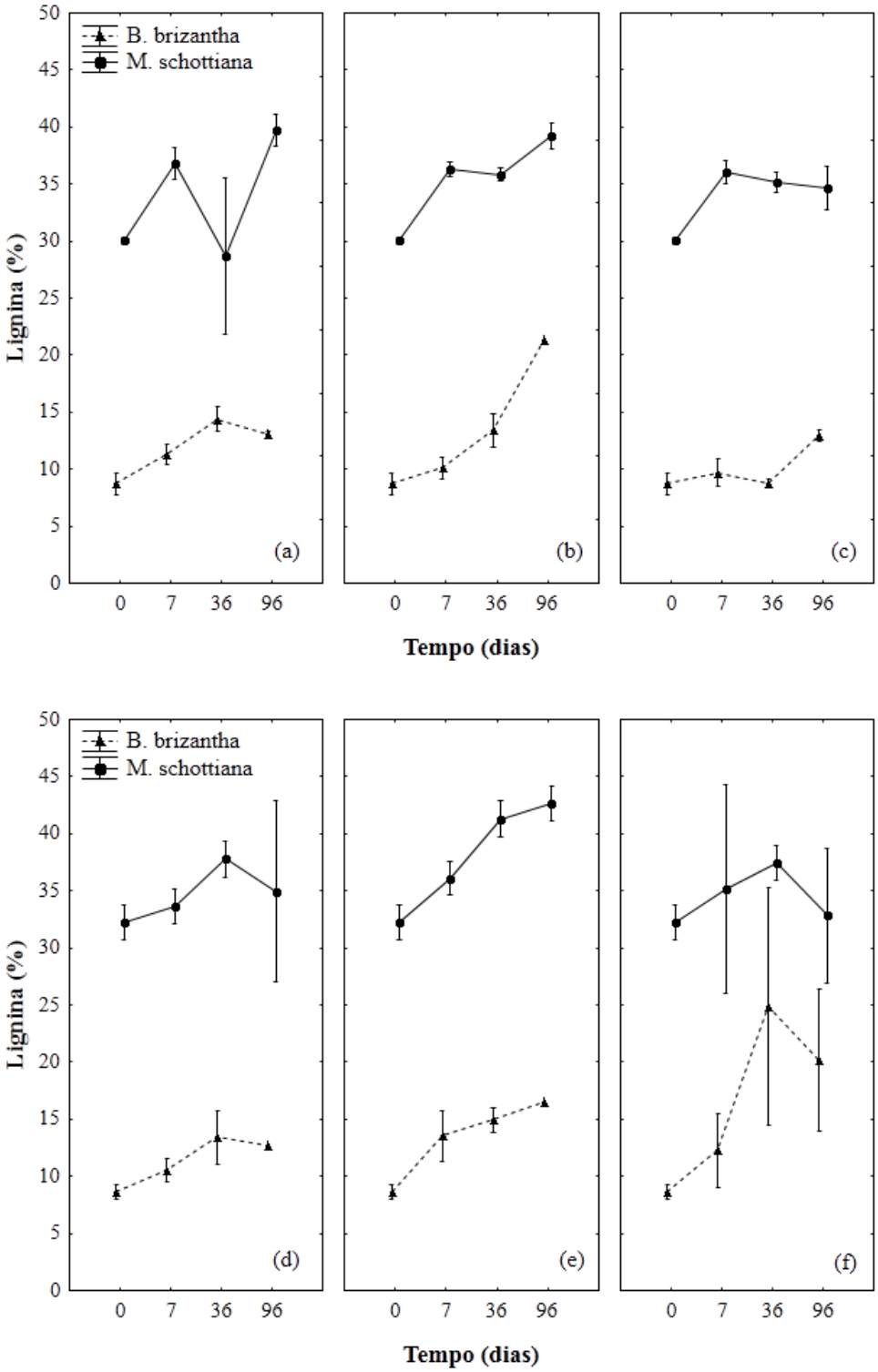


Figura 20: Variabilidade temporal do teor de lignina no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

O mesmo padrão foi seguido pelas fibras, as quais tiveram aumento em seu teor ao longo da decomposição do resíduo (Figura 19). A gramínea (*B. brizantha*) apresentou um significativo aumento no teor de fibras no período de chuva ($p<0,05$) nos rios situados na floresta, com valores superiores a 20% de aumento com relação ao teor inicial, que ocorrem principalmente na primeira semana. Na *M. schottiana*, apesar de ser possível observar um aumento de fibras ao longo da decomposição, este se dá de forma menos acentuada, alcançando valores aproximadamente 5% maiores na primeira semana de decomposição, não excedendo 10% do valor inicial ao final dela, em ambas as estações, sendo que tais valores não foram estatisticamente distintos ($p>0,05$).

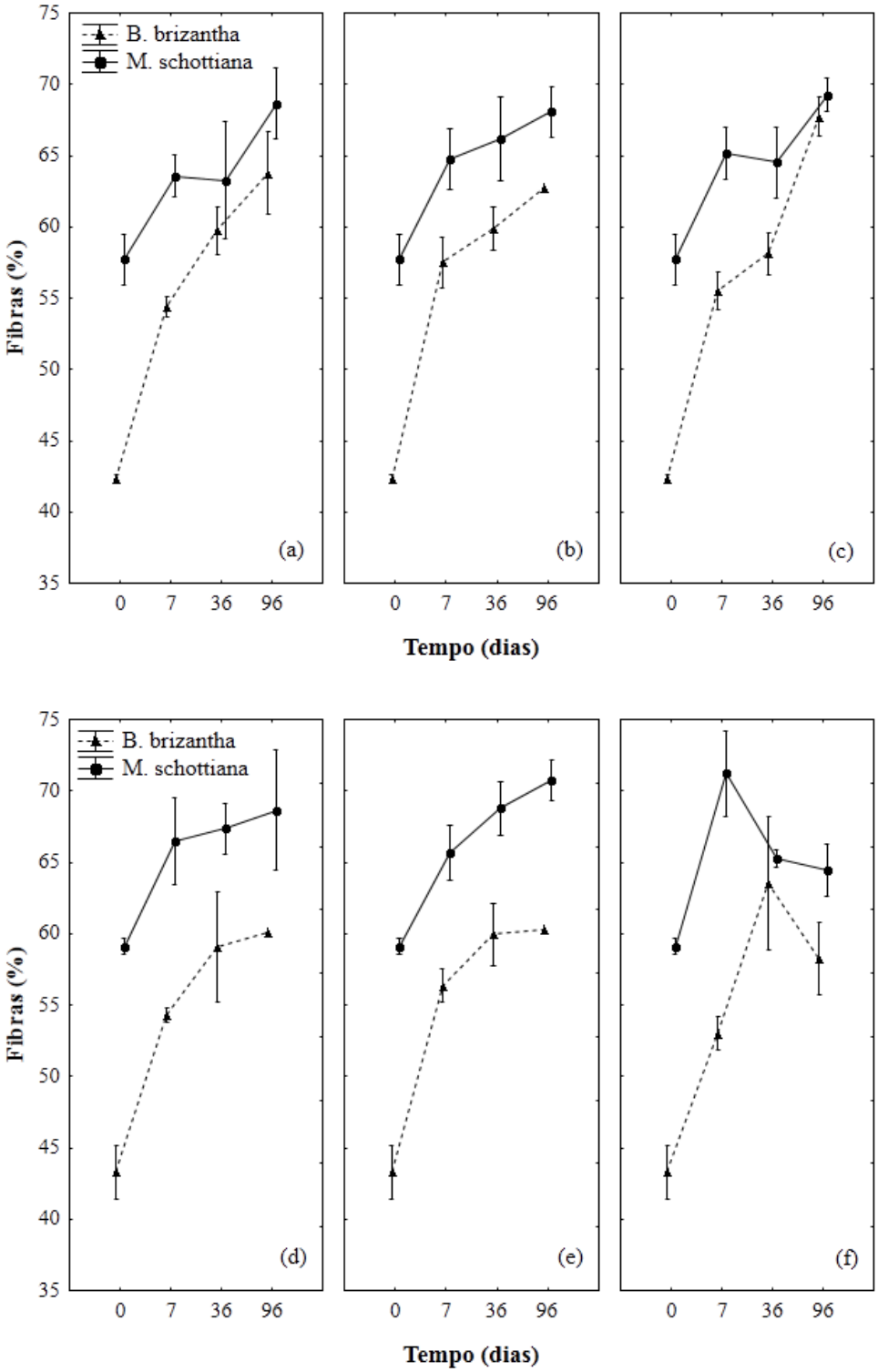


Figura 21: Variabilidade temporal do teor de fibras no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

Enquanto a lignina e as fibras se acumulam, o teor de celulose diminui ao longo da decomposição (Figura 22). Foi possível notar um pico nos teores de celulose na *B. brizantha* na primeira semana, em todos os rios analisados, tanto na estação de seca quanto na de chuva, seguida de decaimento até o final da decomposição. Pode-se notar que a maior perda de celulose em ambas as espécies ocorre após 36 dias de decomposição, período em que a analise estatística dos dados não foi analisada devido ao baixo numero de repetições disponíveis. Sendo assim, até os 36 dias de decomposição, não houve diferenças significativas com relação à concentração inicial deste composto ($p>0,05$), com exceção do resíduo presente no rio de leito rochoso da área florestada ($p<0,05$), cujo valor de perda foi superior a 10%.

Na *M. schottiana*, esta perda foi mais acentuada e exibiu um comportamento bastante variado entre as duas campanhas nos três rios. De maneira geral, esta perda foi aparentemente mais lenta e constante, sendo que até o período analisado, nenhuma diferença estatística significativa foi encontrada.

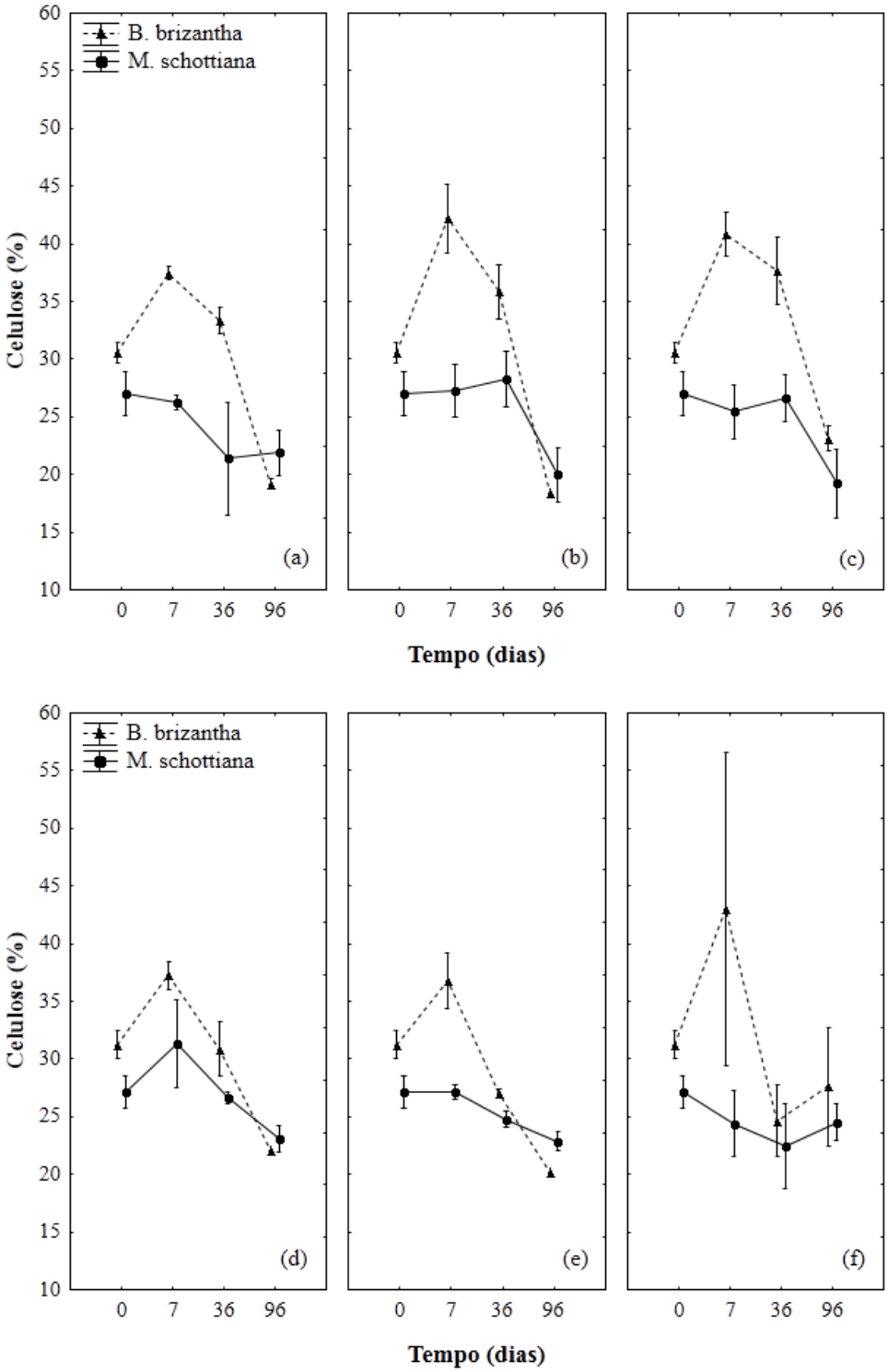


Figura 22: Variabilidade temporal do teor de celulose no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão.

Os teores de polifenóis no resíduo da *B. brizantha* decaíram significativamente ($p<0,05$) ao longo da decomposição, nos três rios, na primeira campanha realizada (referente à estação chuvosa), na qual passou de uma concentração inicial de 2% de polifenóis a valores próximos ao de 0,5% ao final do experimento (Figura 23). Na segunda campanha, no entanto, apesar de ter perdido aproximadamente 50% do seu teor inicial de polifenóis, estes valores não se mostraram estatisticamente diferentes ($p>0,05$). Neste sentido, é importante notar que os teores iniciais de polifenóis na *B. brizantha* apresentaram variação temporal significativa ($p<0,05$), uma vez que tais valores diferiram entre o período de chuva e seca, provavelmente a alguma adaptação desta espécie em resposta das variações climáticas. Este comportamento não é observado na *M. schottiana*, cuja concentração inicial de polifenóis permaneceu semelhante nas duas estações avaliadas. Apesar das visíveis perdas neste composto ao longo do tempo, que ocorreram principalmente no período de seca, estas não foram significativas ($p>0,05$).

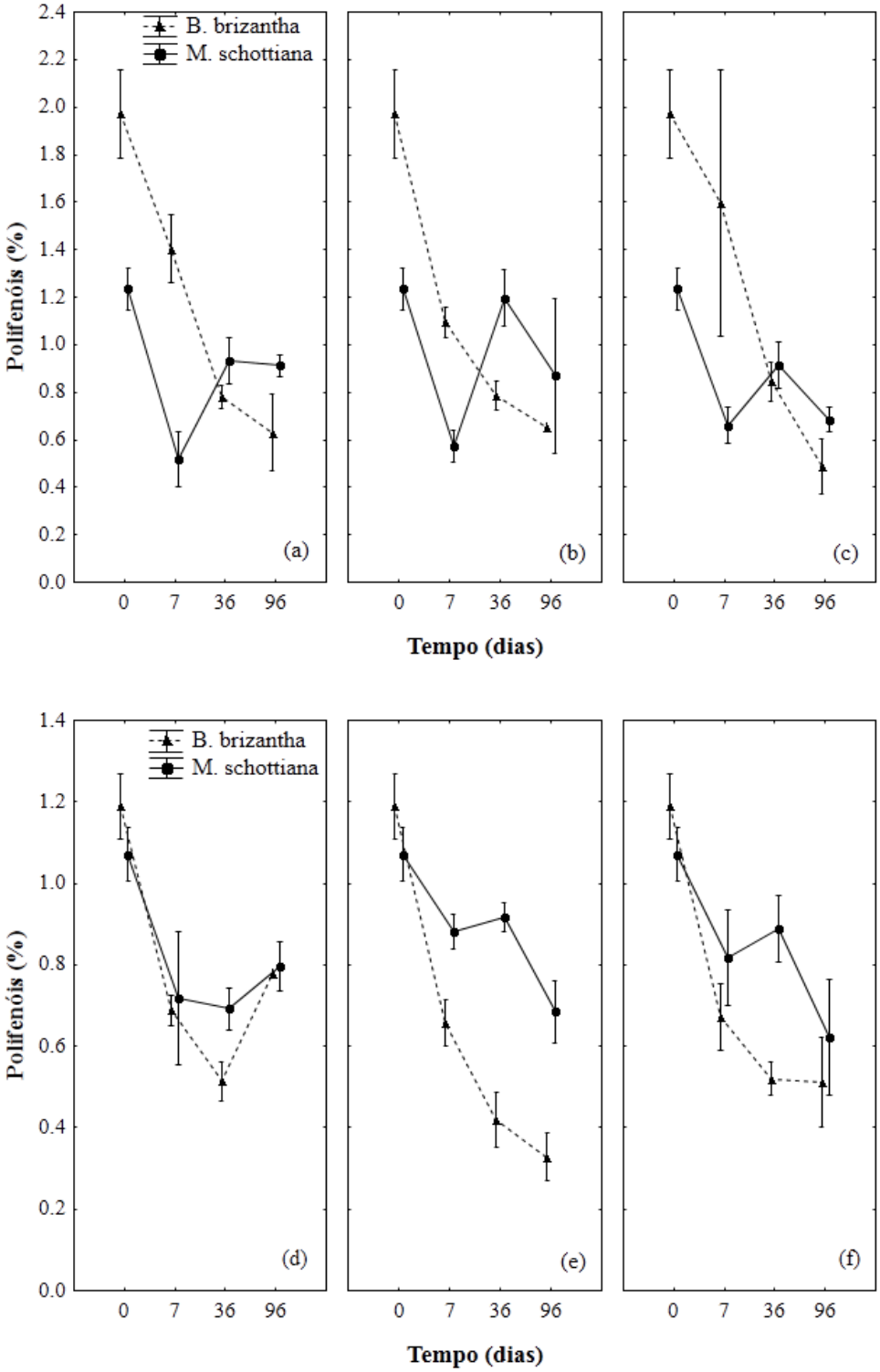


Figura 23: Variabilidade temporal do teor de polifenóis no resíduo vegetal nos rios de (a) leito arenoso da floresta, (b) leito rochoso da floresta e rio da (c) pastagem, no período de chuva, e dos rios de (d) leito arenoso da floresta, (e) leito rochoso da floresta e rio da (f) pastagem, no período de seca. Os valores representam a média ± desvio-padrão

5. DISCUSSÃO

A primeira hipótese levantada no presente trabalho foi que a taxa de decomposição de ambas as espécies seriam maiores no rio da pastagem do que nas áreas florestadas, devido à maior incidência de luz solar pela ausência da vegetação ripária, resultando em maiores temperaturas da água, que consequentemente acarretariam em maior atividade microbiana. No entanto, apesar da maior temperatura da água do rio da pastagem nas duas estações (Figura 5; Figura 7), a maior taxa de decomposição foi observada no rio de leito rochoso localizado na área de floresta (Tabela 3). Uma das causas para essas distintas taxas de decomposição estaria relacionada às características físico-químicas das águas dos rios e à disponibilidade de nutrientes dissolvidos, devido ao controle que estas variáveis exercem sob a atividade microbiana (ESTEVES, 2011). No entanto, os três rios avaliados tiveram características semelhantes para a maioria dos parâmetros, com exceção da condutividade elétrica, carbono inorgânico dissolvido (CID) e nitrato (NO_3^-) que foram significativamente maiores no rio de leito rochoso da área florestada, quando comparado aos demais rios ($p<0,05$) (Tabela 1). Entre estes três parâmetros, apenas o nitrato representa uma importante fonte de nutriente para os microorganismos, sendo que os dois primeiros são resultantes do processo de decomposição. O CID, por exemplo, é o resultado da decomposição das formas orgânicas do carbono, não sendo o carbono considerado limitante em ambientes aquáticos. Já o nitrato é uma das principais formas inorgânicas de nitrogênio assimiladas pelos microorganismos para suprir sua demanda por esse nutriente. Organismos heterotróficos geralmente possuem uma razão C:N menor que a do substrato, tornando o nitrogênio um elemento limitante. Sendo assim, o nitrato dissolvido na água pode se tornar uma fonte de nitrogênio facilmente assimilada, sendo que maiores concentrações deste nutriente na água podem aumentar a atividade microbiana e, consequentemente a decomposição do detrito foliar (WEBSTER et al. 2009; MANZONI et al. 2010; SUBERKROPP et al. 2010; ESTEVES, 2011).

Outra possibilidade seria as diferenças entre os substratos dos leitos dos riachos, uma vez que o riacho com maior taxa de decomposição tem o leito rochoso, enquanto os outros dois têm o leito arenoso. Em ecossistemas aquáticos preservados as células microbianas são frequentemente encontradas em forma de biofilmes associadas ao substrato dos rios. Este biofilme é constituído basicamente de bactérias, fungos, algas e microfauna, formando um importante compartimento na decomposição dos materiais

orgânicos nestes ambientes. De uma maneira geral, alguns estudos demonstraram maior atividade microbiana em sedimentos arenosos, aumentando assim a velocidade da decomposição da matéria orgânica em leito rico neste material, devido à maior superfície de contato proporcionada pela areia, que facilita a colonização microbiana desse substrato (ROMANÍ; SABATER, 2001). No entanto, estudo mais recente desenvolvido por Romaní et al. (2004) destaca outros importantes aspectos a serem considerados com relação à colonização dos diferentes substratos dos rios, como a complexidade estrutural da comunidade, sua composição com relação à proporção de cada individuo na comunidade e as variações das atividades enzimáticas de cada biofilme. Neste sentido, Romaní et al. (2004), assim como no estudo anteriormente citado, encontrou menor biomassa microbiana no substrato de leito rochoso, no entanto, a comunidade que constitui o biofilme deste substrato se mostrou muito mais complexa, podendo influenciar no processo de decomposição. No estudo supracitado, também há inferências quanto à variação na atividade das comunidades em face às variações externas do ambiente, podendo inibir ou induzir a atividade de diferentes enzimas que participam do processo de degradação. Sendo assim, a maior decomposição encontrada no rio de leito rochoso da área florestada, pode estar relacionada a diferenças na composição e atividade microbiana que compõem o biofilme do sedimento deste rio, favorecendo a decomposição do detrito.

Já a segunda hipótese levantada no presente estudo relaciona-se com a qualidade nutricional dos tecidos das plantas C3 (*M. schottiana*) e C4 (*B.brizantha*), sendo esperada menor taxa de decomposição das plantas C4 devido ao seu alto teor de lignina (BARRIÈRE et al., 2003; LAM; IIYAMA; STONE, 2003), baixo teor de nitrogênio e fósforo e alta razão C:N (GUENDEHOU, 2014). Além disso, alguns estudos ainda sugerem que a baixa degradabilidade deste material pode estar relacionado à maior concentração de polifenóis, tidos como os principais inibidores químicos da decomposição que funcionam como defesa contra herbívora e dificultam a colonização de folhas ricas neste composto por microorganismos decompositores (CLAPCOTT; BUNN, 2003; HEPP; TREVISAN, 2009). Neste sentido, a espécie C4 analisada no presente estudo (*B. brizantha*) de fato tem uma baixa qualidade nutricional, como relatado na literatura (CLAPCOTT; BUNN, 2003), com baixa concentração inicial de nitrogênio e fósforo, alta relação C:N e concentração de polifenóis significativamente mais altas do que a espécie C3 (*M. schottiana*) ($p<0,05$) (Tabela 2). Estes resultados de qualidade nutricional das espécies estão de acordo com as hipóteses levantadas em diversos estudos que investigam a influência do carbono orgânico proveniente destes dois tipos de plantas

na cadeia alimentar aquática. Os resultados geralmente encontrados nestes estudos demonstram uma aparente ausência de carbono proveniente de plantas do tipo C4 dentro das cadeias alimentares aquáticas, apesar da sua grande contribuição na formação da matéria orgânica particulada dos rios, mostrando uma nítida preferência por carbono proveniente de plantas C3 (BUNN et al., 1997; CLAPCOTT; BUNN, 2003; WARNE, 2010). Segundo AUGUSTO[1] (informação pessoal), cujo estudo, intitulado "Macroinvertebrados aquáticos na decomposição de plantas C3 e C4 em riachos da Serra do Mar, SP: comparação entre floresta e pastagem", teve como objetivo avaliar a importância dos invertebrados aquáticos no processo de decomposição nos mesmos rios avaliados no presente trabalho e utilizando as mesmas espécies de plantas, apenas 5% dos invertebrados que colonizavam o resíduo apresentaram sinal isotópico de plantas C4 ou alguma mistura entre C4 e C3, concordando com os dados da literatura. Tais estudos sugerem que a preferência destes organismos pela espécie do tipo C3 ocorre devido à sua qualidade nutricional elevada com relação à espécie C4 (HEPP; TREVISAN, 2009).

Apesar da baixa qualidade nutricional das gramíneas, a decomposição do resíduo da *B. brizantha* foi surpreendentemente rápida e significativamente maior do que a *M. schottiana*, considerada de alto valor nutricional ($p<0,05$) (Tabela 3). Uma vez que os invertebrados aquáticos não foram os responsáveis pela alta decomposição da gramínea, pode-se inferir a grande participação dos microorganismos neste processo. A rápida decomposição da *B. brizantha* provavelmente foi devida a baixa concentração de lignina no tecido vegetal desta espécie (9%), aproximadamente três vezes menor que a concentração encontrada na espécie C3 (*M. schottiana*) (30%), em contraposição a outros estudos que encontraram um alto teor de lignina em gramíneas (COÛTEAUX et al., 1995; TALBOT; TRESENDER 2012) (Tabela 2). A lignina é tida como o componente mais recalcitrante presente na parede celular das folhas (GRABBER et al., 2004), sendo que sua interação com demais componentes das células, como os polissacarídeos (celulose e hemicelulose) e proteínas, pode retardar a perda de massa do detrito foliar pela diminuição da decomposição de tais compostos (TALBOT; TRESENDER 2012). Em estudo desenvolvido por Talbot & Tresender (2012), folhas com alto teor de lignina, também tiveram menor colonização por fungos e bactérias, podendo levar a uma menor atividade microbiana e, portanto, menor decomposição do detrito foliar. Sendo assim, a

[1] AUGUSTO, F. G. – CENA/USP - 2015

elevada taxa de decomposição da espécie C4 vem sendo encontrada na literatura e é geralmente relacionada à sua baixa concentração de lignina (KÖCHY; WILSON, 1997; GRIFFITHS, 2009; GINGERICH; ANDERSON, 2011). Além destes, outros autores consideram a lignina como o principal componente do tecido vegetal na determinação da taxa de decomposição do resíduo, tornando-se um indicador de degradabilidade devido à sua alta resistência à degradação microbiana e enzimática (PALM; SANCHEZ 1991; GESSNER; CHAUVET, 1994; PRESTON, 2000; ROYER; MINSHALL, 2003; BERG; MCGLAUGHERTY, 2003; LORANGER et al., 2002; TALBOT, 2012). O investimento energético para a decomposição da lignina é muito alto, tornando-se um elemento pouco desejável para os microorganismos como fonte de alimento, sendo preferencialmente utilizados os carboidratos solúveis e de baixo peso molecular, seguidos de compostos menos complexos como a celulose e hemicelulose, que contém uma qualidade nutricional intermediária, tornando a lignina uma fonte utilizada apenas por microorganismos muito especializados e de caráter altamente recalcitrante (LORANGER et al., 2002).

Sendo assim, o alto teor de lignina na *M. schottiana* também pode explicar a baixa perda de massa inicial do resíduo, ocorrido na primeira semana de experimento (Figura 10; Figura 11; Figura 12; Figura 13), sendo que a presença de grande quantidade deste composto na parece celular impede o acesso dos microorganismos aos nutrientes mais lábeis no interior da celular, que geralmente são decompostos ou lixiviados no período inicial da decomposição (ABELHO, 2001). Este comportamento é visível ao analisarmos a perda de massa inicial da *M. schottiana*, que perdeu 18% e 20% da sua massa na primeira semana de decomposição, na primeira e segunda campanha, respectivamente, enquanto a *B. brizantha* perdeu entre 29% e 33% de sua massa, na primeira e segunda campanha, respectivamente (Figura 10; Figura 11; Figura 12; Figura 13). A lixiviação geralmente ocorre entre o período de 24 h até o primeiro mês de decomposição, sendo mais freqüente entre as primeiras 48 h até 7 dias, podendo ser responsável pela perda de até 42% da massa inicial, que varia em função da composição química das folhas (ABELHO, 2001). Apesar das folhas verdes, coletadas antes de sua abscisão, serem geralmente caracterizadas por alta concentração de carboidratos solúveis acarretando em uma elevada perda de massa inicial, quando comparada às folhas senescentes, como é o caso das folhas utilizadas no presente trabalho, os valores de perda de massa inicial encontrados foram próximos aos valores geralmente relatados na literatura nas regiões tropicais, não se mostrando um fator interferente na análise (AERTS, 1996). Capps et al. (2011), por exemplo, em estudo desenvolvido em rios situados na floresta amazônica

utilizando folhas senescentes, encontrou uma perda inicial de massa no resíduo analisado de 33%, nos primeiros 7 dias de decomposição, próximo aos encontrados no presente estudo.

Em diversos estudos, a interação entre espécies com diferentes qualidades nutricionais no processo de decomposição vêm sendo estudada, a fim de se verificar a influência da diversidade na ciclagem de nutrientes (LECERF et al., 2007; HOOPER et al., 2005; GINGERICH; ANDERSON, 2011). No entanto, no presente estudo a influência da mistura das espécies na taxa de decomposição não foi observada, uma vez que a velocidade de decomposição das espécies no tratamento "mix" não diferiu da encontrada em suas respectivas espécies no tratamento isolado, em nenhuma das campanhas realizadas (Figura 10; Figura 11; Figura 12; Figura 13). Uma vez que há diversas possibilidades de interações entre disponibilidade e concentração de diversos nutrientes e produção de compostos inibidores entre diferentes espécies, não é surpreendente que diversos estudos tenham reportado uma grande variedade de resultados, que abrangem observações negativas, positivas ou sem efeito da interação entre as espécies (GESSNER et al., 2010; LECERF; RICHARDSON, 2010; BRUDER, et al., 2011; FERREIRA, et al., 2012).

Um dos parâmetros estabelecidos por Gessner et al. (2010) como pré-requisitos para que a influencia entre espécies possa ser observada é que a taxa de decomposição entre as espécies da mistura sejam significativamente distintas. Tal requisito foi cumprido pelo presente estudo, uma vez que as taxas de decomposição encontradas na *B. brizantha* e na *M. schottiana* foram significativamente distintas entre si (Tabela 2), no entanto, nenhum efeito foi observado. Estes resultados concordam com os resultados obtidos por Bruder et al. (2011), em que o balanço entre os efeitos positivos e negativos de uma espécie sob a outra resultou em um efeito nulo sob as taxas de decomposição. Ferreira et al. (2012) encontram os mesmos resultados ao avaliar a decomposição do material alóctone em rios situados regiões temperadas e tropicais, sugerindo que efeitos pronunciados na interação de espécies em rios são raros em curta escala temporal, concordando com os resultados obtidos no presente estudo. Além do balanço entre efeitos positivos e negativos dos diferentes resíduos foliares, outros dois mecanismos que podem justificar a falta da interação entre as espécies no processo de decomposição foram propostos por Gessner et al. (2010). O primeiro envolve o processo de transferência de nutrientes entre duas espécies vegetais realizada pela translocação de tais nutrientes pelas

hifas dos fungos que colonizam o resíduo. O segundo mecanismo sugere que os compostos mais decomponíveis podem ser lixiviados e carregados antes da assimilação microbiológica, eliminando possíveis efeitos quanto à capacidade de inibição ou a atratividade do resíduo, acarretando em um efeito menos pronunciado ou nulo entre a mistura (GESSNER et al., 2010). Sendo assim, devido ao efeito nulo entre as espécies encontradas no presente trabalho, a diferença entre as perdas de massa se mostram relacionadas apenas às características individuais de cada espécie.

A *M. schottiana*, além de maiores teores de lignina em seu tecido, possui também maior teor de fibras, quando comparada a *B. brizantha* confirmando a característica recalcitrante da *M. schottiana* com relação à gramínea (C4) (TALBOT, 2012) (Tabela 2). A lignina, junto com as fibras, são conhecidas por conferirem dureza à folha, resultando em uma barreira física contra a ação de microorganismos decompositores impedindo-os de terem acesso aos nutrientes presentes no tecido vegetal (QUINN et al., 2000; LI et al., 2009). Sendo assim, ao longo da decomposição, não foi encontrada diferença significativa entre o teor inicial e o final de lignina ($p>0,05$), levando-nos a crer que a decomposição deste composto é bem mais lenta do que a perda de massa total do resíduo, comprovando seu caráter recalcitrante (Figura 20). Ao longo da decomposição houve um enriquecimento relativo de átomos de ^{12}C em relação aos átomos de ^{13}C, decrescendo os valores de $\delta^{13}C$ de -13‰ no inicio do experimento a -17‰ ao final dele (Figura 18). De acordo com Benner et al., 1987, tal variação ocorre devido as diferentes proporções de compostos orgânicos e diferentes valores de $\delta^{13}C$ desses compostos, bem como à preferência dos microorganismos por determinados compostos como fonte de carbono. Componentes recalcitrantes, como a lignina, são empobrecidos em ^{13}C com relação ao tecido da planta (menores valores de $\delta^{13}C$), diferente dos compostos solúveis e polímeros, como os polissacarídeos (celulose e a hemicelulose), que são enriquecidos em ^{13}C (maiores valores de $\delta^{13}C$) e primeiramente consumidos no processo de decomposição. Sendo assim, na medida em que os compostos enriquecidos são consumidos, o resíduo torna-se cada vez mais empobrecido em ^{13}C, o que ocorreu provavelmente no resíduo da gramínea no presente estudo. No entanto, foi possível notar que este empobrecimento isotópico ocorreu apenas na *B. brizantha*, sendo que na *M. schottiana* os valores isotópicos de carbono permaneceram praticamente constantes ao longo da decomposição, nas duas campanhas. Uma possível explicação seria a influência da tirosina, importante precursor da lignina, para a formação de tal composto no tecido vegetal. Estudos mostram que a tirosina é um aminoácido empobrecido em ^{13}C e pouco eficiente na síntese de

lignina em coníferas e angiospermas, como a *M. schottiana*, contribuindo assim, para a formação de um resíduo menos empobrecido isotopicamente quando comparado ao da gramínea (BENNER et al., 1987; MACKO et al., 1987).

A lignina, além de conferir recalcitrância ao resíduo, pode ser responsável pelas diferenças nas dinâmicas de perda de nutrientes encontrada nas duas espécies, uma vez que pode interagir com outras moléculas e compostos (TALBOT, 2012). A *M. Schottiana*, por exemplo, apesar da maior concentração inicial de nitrogênio em seu tecido (>30 $mg.g^{-1}$) (Tabela 2), fato que em teoria representaria maior quantidade de nitrogênio para assimilação biológica, tornando o resíduo mais atrativo a estes microorganismos, não teve perdas significativas deste nutriente no período de seca, sendo que no período de chuva, quando tal perda foi significativa, esta ocorreu apenas ao final da decomposição, levando a crer que o nitrogênio pode ter sido incorporado pela lignina presente no tecido dificultando e/ou retardando sua decomposição (Figura 15). Craine et al., 2007 sugere que a menor perda de nitrogênio em resíduos ricos neste nutriente se deve à reações de condensação que este sofre dentro do tecido, sendo que moléculas ricas em nitrogênio podem se ligar à lignina, presente na parede celular, levando a uma inibição em sua decomposição. Talbot & Tresender (2012) encontraram aproximadamente 50% do nitrogênio inicial das espécies associados a componentes estruturais da célula. Já *B. Brizantha*, cuja concentração de lignina em seu tecido foi menor, teve perda significativa no teor de nitrogênio (Figura 15), que ocorreu na primeira semana de decomposição ($P<0,05$), provavelmente por este nutriente encontrar-se em formas mais lábeis, não ligados à lignina, tornando-o disponível para a assimilação microbiana. Esta perda de nitrogênio no período inicial na *B. brizantha*, por sua vez, pode estar relacionada tanto a um processo biológico, onde há um alto investimento dos microorganismos na assimilação de N lábil para seu estabelecimento inicial na folha, que ocorre principalmente durante as primeiras 24h, quanto a um processo físico, devido à fácil lixiviação de compostos solúveis ricos neste nutriente (CLAPCOTT et al., 2003). Já no período conseguinte, apesar da variação encontrada deste nutriente, a assimilação de N proveniente da folha parece diminuir, uma vez que neste período há um incremento de N no resíduo da *B. brizantha* nos rios florestados, mostrando uma possível influência de uma fonte externa de N (PARTON et al., 2007; CHEEVER et al.,2013) (Figura 13).

Observou-se um significativo enriquecimento de ^{15}N ($p<0,05$) (aumento dos valores de $\delta^{15}N$), na medida que a decomposição avançou (Figura 19), principalmente na *B.*

brizantha, cujo enriquecimento foi significativo em todos os rios avaliados, tanto na estação chuvosa quanto na seca. Já na *M. schottiana*, esse enriquecimento foi menos acentuado sendo significativo apenas no rio de leito rochoso da área florestada, na estação chuvosa, e rio da pastagem, na estação seca. Um dos processos possíveis que explica esse enriquecimento é a perda preferencial de compostos empobrecidos em ^{15}N, por meio da mineralização de compostos nitrogenados lábeis. Outro processo possível seria o enriquecimento em ^{15}N devido a presença de fungos decompositores, que costumam apresentar valores de $\delta^{15}N$ maiores que o substrato devido (HOGBERG, 1997).

Outro composto geralmente relacionado à lignina é a celulose. No entanto, ao contrário do que ocorre com a lignina, houve um decréscimo nos teores de celulose, que ocorrem de forma geral após 36 dias de composição (Figura 22.). Estas perdas foram mais acentuadas no detrito da *B. brizantha*, principalmente no rio de leito rochoso da área florestada no período de chuva, que apresentou perda superior a 10%. Este resultado é frequentemente relatado na literatura (SCHWEIZER, 1999; LORANGER et al., 2002; GOMA-TCHIMBAKALA; BERNHARD-REVERSAT, 2006) e são geralmente realizadas por fungos denominados *Hifomicetos*, abundantes em sistemas aquáticos. Estes fungos são capazes de produzir enzimas extracelulares que degradam constituintes químicos das folhas, como a celulose e a hemicelulose, compostos mais abundantes da parede celular, incorporando o carbono proveniente de tais compostos em sua biomassa. Sendo assim, tais fungos se mostram determinantes para a perda de massa do resíduo observada ao longo da decomposição, e principalmente para as perdas do conteúdo de celulose e carbono (BALDY et al., 1995; BRUDER et al., 2011; SALES et al., 2015). Alguns autores ainda relatam uma relação direta entre as concentrações de celulose nos tecido com a taxa de decomposição. Schweizer (1999), por exemplo, relata que a maior decomposição da gramínea utilizada em seu estudo com relação à espécie nativa pelo maior teor de celulose e menor de lignina em seu tecido, considerando a celulose uma fonte lábil de carbono. Sendo assim, a maior concentração de celulose na *B. brizantha*, pode explicar tanto a rápida decomposição desta espécie quanto suas maiores perdas de carbono, quando comparada à *M. schottiana*.

Neste sentido, tanto os teores de celulose quanto os de lignina irão determinar a perda de carbono no resíduo. Uma vez que 50% do detrito é composto por carbono, tais perdas seguem o mesmo padrão encontrado na perda de massa do detrito, confirmando a importância de tais compostos no processo de decomposição. Portanto, a perda de

carbono foi mais acentuada na gramínea (*B. brizantha)*, por conter menor teor de lignina e maior de celulose em seu tecido, com diferença significativa entre a concentração inicial e final de carbono ($p<0,05$). Na *M. schottiana*, por sua vez, esta perda foi menor e significativa apenas no período de chuva, sendo que na seca, com exceção do rio de pastagem, estes valores não foram diferentes ($p>0,05$) (Figura 14).

6. CONCLUSÃO

O processo de decomposição é determinado tanto por fatores externos, do meio ambiente, quanto pelas características químico-físicas específicas de cada espécie vegetal, sendo que o entendimento da relação entre eles é de grande importância para a determinação da ciclagem de nutrientes no sistema, principalmente com relação aos microorganismos envolvidos no processo de decomposição. A temperatura, frequentemente relatada na literatura como principal parâmetro externo regulador da decomposição, não se mostrou determinante no presente trabalho, contrariando a hipótese de que a taxa de decomposição das espécies seriam maiores no rio de pastagem, devido à sua maior temperatura. Neste sentido, a maior taxa de decomposição ocorreu no rio de leito rochoso situado na área de floresta, cuja temperatura da água foi menor do que a do rio da pastagem. Sendo assim, outros fatores se mostraram atuantes na determinação da perda de massa do detrito vegetal, como as características do substrato, que pode influenciar a composição e atividade da biomassa decompositora, e a concentração de nitrato na água, que foi significativamente maior neste rio, tornando-se uma possível fonte de nitrogênio para os microorganismos aquáticos que demandam deste nutriente.

Além dos fatores ambientais, as características do detrito também se mostraram determinantes no processo, sendo que a gramínea (*B. brizantha*), apesar de nutricionalmente pobre, com baixa concentração inicial de nitrogênio e alta razão C:N, foi a espécie que teve maior perda de massa nos três rios analisados, devido sua baixa concentração de lignina, composto mais recalcitrante encontrado no tecido vegetal. Este parâmetro contradiz a segunda hipótese inicialmente levantada, na qual era esperada menor taxa de decomposição para a referida espécie, com relação a planta C3 (*M. schottiana*). Neste caso, a lignina não influenciou apenas na velocidade de decomposição do resíduo, mas também na dinâmica de perdas dos demais nutrientes, uma vez que este composto pode interagir com demais constituintes celulares. Sendo assim, a interação entre quantidade de nutrientes e a forma na qual este estão disponíveis será determinante para definir a velocidade com que este resíduo será decomposto no meio ambiente.

De maneira geral, as gramíneas são pouco estudadas como importante fonte alóctone de energia por ser considerada uma fonte pobre em nutrientes, tornando-a menos palatável aos organismos decompositores, tendo, portanto pouca influencia sob a

ciclagem de nutrientes em sistemas lóticos. Porém, de acordo com os resultados obtidos, a presença de gramínea pode modificar significativamente a ciclagem nestes ambientes, devido sua alta taxa de decomposição. Uma vez que grande parte de área florestada vem sendo desmatada para implementação de pastagem, esta pesquisa mostra-se de grande relevância em estudos ambientais que envolvem mudança de uso do solo e seu consequente impacto nos recursos hídricos.

REFERENCIAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**, Boynton Beach, FL, v. 1, p. 656-680, 2001.

AERTS, R. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, p. 597-608, 1996.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: Structure and function of running waters. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2007.

ARDÓN, M.; PRINGLE, C. M. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? **Oecologia**, Berlin, v. 155, p. 311-323, 2008.

ARDÓN, M.; PRINGLE, C. M.; EGGERT, S. L. 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**, Washington, DC, v. 28, p. 440-453, 2009.

BALDY, V.; GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. **Oikos**, p. 93-102, 1995.

BARRIÈRE, Y.; GUILLET, C.; GOFFNER, D.; PICHON, M. Genetic variation and breeding strategies for improved cell wall digestibility in annual forage crops. A review. **Animal Research**, 52(3), 193-228, 2003.

BARLOCHER, F. Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In: GRAÇA, M.A.S.; BARLOCHER, F.; GESSENER, M. (Ed.). **Methods to study litter decomposition:** a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005. p. 37-42.

BASTOS NETO, A. T.; FISCH, S. T. V. Comunidade de palmeiras no entorno de escorregamentos no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia, SP. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 2, n. 2, p. 21-32, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2007.

BENNER, R.; FOGEL, M. L.; SPRAGUE, E. K.; HODSON, R. E. Depletion of 13C in lignin and its implications for stable carbon isotope studies. **Nature**, London, v. 329, 708-710, 1987.

BERG, B.; McCLAUGHERTY, C. **Plant Litter**. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2008. 338 p.

BERG B.; MCCLAUGHERTY C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer, Berlin, 2003.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C. de; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Forest region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, E. (Ed.). **Carbon sequestration in soil of Latin America**. New York: Howarth, 2006. Part II, cap. 15A, p. 305-348.

BOYERO, L.; PEARSON, R. G. Intraspecifc interference in a tropical stream shredder guild. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 57, p. 201-206, 2006.

BRUDER, A.; CHAUVET, E.; GESSNER, M. O. Litter diversity, fungal decomposers and litter decomposition under simulated stream intermittency. **Functional Ecology**, v. 25, n. 6, p. 1269-1277, 2011.

BUNN S. E.; DAVIES P. M.; KELLAWAY, D.M. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine and Freshwater Research**, 48, 173±179, 1997.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; WINNING, M. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 48, p. 619-635, 2003.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; MEDEIROS, A. O.; MORENO, P.; ROSA, C. A. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, p. 743-755, 2004.

CAPPS, K. A.; GRAÇA, M. A. S.; ENCALADA, A. C.; FLECKER, A. S. Leaf-litter decomposition across three flooding regimes in a seasonally flooded Amazonian watershed, **Journal of Tropical Ecology**, 27, 205– 210, 2011.

CASAS, J. J.; GESSNER, M. O. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 41: 781-793, 1999.

CHEEVER, B. M.; WEBSTER, J. R.; BILGER, E. E.; THOMAS, S. A. The relative importance of exogenous and substrate-derived nitrogen for microbial growth during leaf decomposition. **Ecology**, v. 94, n. 7, p. 1614-1625, 2013.

CLAPCOTT, J. E.; BARMUTA, L. A. Metabolic patch dynamics in small headwater streams: exploring spatial and temporal variability in benthic processes. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 55, p. 806–824, 2010.

CLAPCOTT, J. E.; BUNN, S. E. Can C4 plants contribute to the aquatic food webs of subtropical streams? **Freshwater Biology** 48:1105-1116, 2003.

COÛTEAUX, M. M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology and Evolution** 10, 63–66, 1995.

CRAINE, J. M.; MORROW, C.; FIERER, N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. **Ecology**, v. 88, n. 8, p. 2105-2113, 2007.

DANG, C. K.; SCHINDLER, M.; CHAUVET, E.; GESSNER, M. O. Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. **Ecology**, Brooklyn, v. 90, p. 122–131, 2009.

DAS, M.; ROYER, T. V.; LEFF, L. G. Diversity of fungi, bacteria, and actinomycetes on leaves decomposing in a stream. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 73, p. 756-767, 2007.

DAVID, J. F. The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: a reappraisal of common views. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 76, p. 109-118, 2014.

DESJARDINS, T.; ANDREUX, F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in Eastern Amazonia. **Geoderma**, 61:103-118, 1994.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agric. Ecosystem Environment**, 103:365-373, 2004.

DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T. P.; LOWRANCE, R. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 46, p. 261-277, 2010.

DRIEBE, E. M.; WHITMAN, T. G. Cottonwood hybridization affects tannin and nitrogen content of leaf litter and alters decomposition. **Oecologia**, Berlin, v. 123, p. 99-107, 2000.

ENRIQUEZ, S.; DUARTE, C. M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of C:N:P content. **Oecologia**, Berlin, v. 94, p. 457-471, 1993.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 108, p. 147-166, 1998.

FEARNSIDE, P. M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 16, p. 99-123, 2002.

FERREIRA, V.; CHAUVET, E. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, p. 551-564, 2011.

FERREIRA, V.; ENCALADA, A. C.; GRAÇA, M. A. S. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in Temperate and tropical streams. **Freshwater Science**, Washington, DC, v. 31, p. 945-962, 2012.

FERREIRA, V.; GULIS, V.; GRAÇA, M. A. S. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. **Oecologia,** Berlin, v. 149, p. 718–729, 2006.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, p. 193-207, 2002.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E.; BARROS, N. F. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1165-1179, 2008.

GAMA-RODRIGUES, A.C. & MAY, P. SAF e o planejamento do uso da terra: Experiência na região Norte Fluminense-RJ. In: MACÊDO, J.L.V.; WANDELLI, E.V. & SILVA J., J.P., eds. Sistemas agroflorestais: **Manejando a biodiversidade e compondo a paisagem rural**; Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, Manaus, 2001. Anais. Manaus, Embrapa Amazônia Ocidental, p.130-145, 2001.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, Copenhagen, v. 104, p. 230-246, 2004.

GERALDES, P.; PASCOAL, C.; CASSIO, F. Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition. **Fungal Ecology**, Amsterdam, v. 5, p. 734-740, 2012.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. **Ecology**, Brooklyn, v. 75, p.1807–1817, 1994.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, Copenhagen, v. 85, p. 377-384, 1999.

GESSNER, M. O.; GULIS, V.; KUEHN, K. A.; CHAUVET, E.; SUBERKROPP, K. Fungal decomposers of plant litter in aquatic ecosystems. In: KUBICEK, C. P.; DRUZHININA, I. S. (Ed.). **Environmental and microbial relationships**. Berlin: Springer, 2007. p. 301–324.

GESSNER, M. O.; SWAN, C. M.; DANG, C.K.; MCKIE, B.G.; BARDGETT, R.D.; WALL, D.H.; HAETTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, 2010

GINÉ-ROSIAS, M. F. G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção de fluxo contínuo**. 1979. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear em Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

GINGERICH, R. T.; ANDERSON, J. T. Litter decomposition in created and reference wetlands in West Virginia, USA. **Wetlands Ecology and Management**, v. 19, n. 5, p. 449-458, 2011.

GOERING, H. K.; VAN SOEST, P. J. **Forage fiber analyses** (apparatus, reagent, procedures and some applications). Washington, DC: USDA, ARS, 1970. (Agriculture Handbook, 379).

GOMA-TCHIMBAKALA, J.; BERNHARD-REVERSAT, F. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (Terminalia superba) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. **Forest Ecology and Management**, v. 229, n. 1, p. 304-313, 2006.

GONÇALVES, J. F.; FRANÇA, J. S.; MEDEIROS, A. O.; ROSA, C. A.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, 91(2), 2006. p.164-177.

GONZÁLES, J. M.; GRAÇA, M. A. S. Influence of detritus on the structure of the invertebrate community in a small Portuguese Stream. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 90, p. 534–545, 2005.

GRABBER, J. H.; RALPH, J.; LAPIERRE, C.; BARRIÈRE, Y. Genetic and molecular basis of grass cell-wall degradability. I. Lignin–cell wall matrix interactions. **Comptes rendus biologies**, 327(5), 455-465, 2004.

GRAÇA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 86, p. 383-393. 2001.

GRAÇA, M. A. S.; BARLOCHER, F.; GESSNER, M. **Methods of study litter decomposition**: a practical guide. Dordrecht: Springer, 2005. p. 37-42.

GRAÇA, M. A. S.; ZIMMER, M. Leaf toughness. In M. A. S. GRAÇA, F. BÄRLOCHER; M. O. GESSNER (Eds.), **Methods to study litter decomposition: A practical guide**. Dortrecht: Springer, (pp.109–113), 2005.

GREENWOOD, J. L.; ROSEMOND, A. D.; WALLACE, J. B.; CROSS, W. F.; WEYERS, H. S. Nutrients stimulate leaf breakdown rates and detritivore biomass: bottom-up effects via heterotrophic pathways. **Oecologia,** Berlin, v. 151, p. 637–649, 2007.

GRIFFITHS, N. A.; TANK, J. L.; ROYER, T. V.; ROSI-MARSHALL, E. J.; WHILES, M. R.; CHAMBERS, C. P.; FRAUENDORF, T. C.; EVANS-WHITE, M. A. Rapid decomposition of maize detritus in agricultural headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 133-142, 2009.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. 7. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. p. 149-209.

GUENDEHOU, G. H. S.; SABIN G. H.; LISKI J.; TUOMI, M.; MOUDACHIROU, M.; SINSIN, B.; MAKIPAA, R. Decomposition and changes in chemical composition of leaf litter of five dominant tree species in a West African tropical forest. **Tropical Ecology** 55: 207-220, 2014.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 48, p. 123–134, 2003.

HEPP, L.U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposic¸ ão foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botânica Brasil** 23, 407–413, 2009.

HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detrivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecology**, Brooklyn, v. 83, p. 1026-1038, 2002.

HILL, W. R.; ROBERTS, B. J.; FRANCOEUR, S. N.; FANTA S. E. Resource synergy in stream periphyton communities. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 99, p. 454–463, 2011.

HÖGBERG, P. Tansley Review No 95 - N-15 natural abundance in soil-plant systems. **New Phytologist**, Oxford, v. 137, p. 179-203, 1997.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? **Oecologia**, Berlin, v. 137, p. 578-586, 2003.

JOHNSON, R. C.; CARREIRO, M. M.; JIN, H.-S.; JACK, J. D. Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 13, p. 206–214, 2012.

JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar. São Paulo: FAPESP, 2004. 8 p. (2º Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional).

KOBAYASHI, S.; KAGAYA, T. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of Japanese headwater stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, DC, v. 23, p. 78-89, 2004.

KÖCHY, M.; WILSON, S. D. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie. **Ecology**, v. 78, n. 3, p. 732-739, 1997.

KRAUS, T. E. C.; DAHLGREN, R. A.; ZASOSKI, R. J. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems – A review. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 256, p. 41-66, 2003.

KRAUSS, G. J.; SOLE, M.; KRAUSS, G.; SCHLOSSER, D.; WESENBERG, D.; BARLOCHER, F. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v. 35, p. 620–651, 2011.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, p. 197-205, 2005.

LAITUNG, B.; CHAUVET, E. Vegetation diversity increases species richness of leafdecaying fungal communities in woodland streams. **Archiv für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 164, p. 217-235, 2005.

LAM, T. B. T.; IIYAMA, K.; STONE, B. A. Hot alkali-labile linkages in the walls of the forage grass Phalaris aquatica and Lolium perenne and their relation to in vitro wall digestibility. **Phytochemistry**, 64(2), 603-607, 2003.

LECERF, A.; RICHARDSON, J. S. Biodiversity-ecosystem function research: insights gained from streams. River Research and Applications, 26, 45–54, 2010.

LECERF, A.; RISNOVEANU, G.; POPESCU, C.; GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 219-227, 2007.

LEROY, C. J.; MARKS, J. C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 51, p. 605-617, 2006.

LI, A. O. Y.; NG, L. C. Y.; DUDGEON, D. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. **Aquatic Sciences**, v. 71, n. 1, p. 80-93, 2009.

LONGO, R. M.; ESPÍNDOLA, C. R. Alterações em características químicas de solos da região Amazônica pela introdução de pastagens. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 30, p. 71-80, 2000.

LORANGER G.; PONGE J. F.; IMBERT D.; LAVELLE P. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. **Biology and Fertility of Soil** (in press). 2002.

MACKO, S. A.;FOGEL, M. L.; HARE, P. E.; HOERING, T. C. "Isotopic fractionation of nitrogen and carbon in the synthesis of amino acids by microorganisms." Chemical Geology: Isotope Geoscience section 65.1: 79-92. 1987.

MANZONI, S.; TROFYMOW, J. A.; JACKSON, R. B.; PORPORATO, A. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. **Ecological Monographs**, 80(1), 89-106, 2010.

MAKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 14, p. S177-S199, 2004.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, DC, v. 21, p. 384-396, 2002.

MCCLAIN, M. E.; BILBY, R. E.; TRISKA, F. J. Nutrient cycles and responses to disturbance. In: NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E. (Ed.). **River ecology and management**: lessons from the Pacific coastal ecoregion. Dordrecht: Springer, 2001. p. 347-372.

MEDEIROS, A. O.; PASCOAL, C.; GRAÇA, M. A. S. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 54, p. 142-149, 2009.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Brooklyn, v. 63, p. 621–626, 1982.

MENNINGER, H. L.; PALMER, M. A. Herbs and grasses as an allochthonous resource in open-canopy headwater streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 52, p. 1689–1699, 2007.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Special Issue: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 32, p. 786-792, 2000.

MORETTI, M.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. **Limnologica**, Amsterdam, v. 37, p. 250-258, 2007.

MOULTON, T. P. Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams. **Aquatic Conservation**, Hoboken, v. 9, p. 573-578, 1999.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

NGAO, J.; COTRUFO, M. F. Carbon isotope discrimination during litter decomposition can be explained by selective use of substrate with differing δ 13 C. **Biogeosciences Discussions**, v. 8, n. 1, p. 51-82, 2011.

NIU, S. Q.; DUDGEON, D. The influence of flow and season upon leaf-litter breakdown in monsoonal Hong Kong streams. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 663, p. 205–215, 2011.

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, p. 801-811, 2005.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Washington, DC, v. 44, p. 322–331, 1963.

PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 23, p. 83-88, 1991.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRIE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C. et al. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science**, Washington, DC, v. 315, p. 361–364, 2007

PEREIRA, W. L. M.; VELOSO; C. A. C.; GAMA, J. R. N. F. Propriedades químicas de um Latossolo Amarelo cultivado com pastagens na Amazônia Oriental. Scientia Agricola, Piracicaba, v. 57, p. 531-537, 2000.

PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W.; WARD, G. M. Microbial and animal processing o detritus in a woodland stream. **Ecological Monographs**, Durham, v. 59, p. 21-39, 1989.

PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 4, p. 343–368, 1974.

PRESTON, C. M.; TROFYMOW, J. A.; FLANAGAN, L. B. Decomposition, δ13C, and the “lignin paradox”. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 86, n. Special Issue, p. 235-245, 2006.

QUINN, J. M., BURRELL, G. P.; PARKYN, S. M. Influences of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake by litter in a Waikato, New Zealand, pasture stream and streamside channels. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research** 34: 253 – 271, 2000.

RICHARDSON, J. S.; SHAUGHNESSY, C. R.; HARRISON, P. G. Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. **Archiv für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 159, p. 309–325, 2004.

ROBERTS, B. J.; MULHOLLAND, P. J.; HILL W. R. Multiple scales of temporal variability in ecosystem metabolism rates: results from 2 years of continuous monitoring in a forested headwater stream. **Ecosystems**, New York, v. 10, p. 588-606, 2007.

ROBINSON, C. T.; GESSNER, M. O. Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook. **Oecologia**, Berlin, v. 122, p. 258–263, 2000.

ROMANÍ, A. M.; GIORGI, A.; ACUNA, V.; SABATER, S. The influence of substratum type and nutrient supply on biofilm organic matter utilization in streams. **Limnology and Oceanography**, 49(5), 1713-1721, 2004.

ROMANÍ, A. M.; SABATER, S. Structure and activity of rock and sand biofilms in a Mediterranean stream. **Ecology**, 82**:**3232-3245, 2001.

ROYER T. V.; MINSHALL, G. W. Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, DC, v. 22, p. 352-358, 2003.

RUEDA-DELGADO, G.; WANTZEN, K. M.; TOLOSA, M. B. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, DC, v. 25, p. 233-249, 2006.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SALES, M. A.; GONÇALVES Jr, J. F.; DAHORA, J. S.; MEDEIROS, A. O. Influence of Leaf Quality in Microbial Decomposition in a Headwater Stream in the Brazilian Cerrado: a 1-Year Study. **Microbial ecology**, v. 69, n. 1, p. 84-94, 2015.

SCHESSL, M.; SILVA, W. L.; GOTTSBERGER, G. Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil. **Flora**, Jena, v. 203, p. 215-228, 2008.

SCHINDLER, M. H.; GESSNER, M. O. Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. **Ecology**, Brooklyn, v. 90, p. 1641–1649, 2009.

SCHWEIZER, M.; FEAR, J.; CADISCH, G. Isotopic (^{13}C) Fractionation During Plant Residue Decomposition and its Implications for Soil Organic Matter Studies. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 13, n. 13, p. 1284-1290, 1999.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 1966. 61 p.

SHAFTEL, R. S.; KING, R. S.; BACK, J. A. Alder cover drives nitrogen availability in Kenai lowland headwater streams, Alaska. **Biogeochemistry**, Heidelberg, v. 107, p. 135-148, 2012.

SILVA, C. J.; LOBO, F. A.; BLEICH, M. E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, p. 591-600, 2009.

SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 14, p. 799-801, 1969.

SOS MATA ATLANTICA – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlantica período 2014-2015**. São José dos Campos: INPE, 2015.

SUBERKROPP, K.; CHAUVET, E. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influence of water chemistry. **Ecology**, Brooklyn, v. 76, p. 1433-1445, 1995.

SUBERKROPP, K.; GULIS, V.; ROSEMOND, A. D.; BENSTEAD, J. P. Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results

of a 5-year continuous enrichment. **Limnology and Oceanography**, 55(1), 149-160, 2010.

SUNDARAPANDIAN, S. M.; SWAMY, P. S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 123, p. 231–244, 1999.

TALBOT, J. M.; TRESEDER, K. K. Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry-decay relationships. **Ecology**, 93(2), 345-354, 2012.

TALBOT, J. M.; YELLE, D. J.; NOWICK, J.; TRESEDER, K. K. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. **Biogeochemistry**, v. 108, n. 1-3, p. 279-295, 2012.

THOMAS, M. S.; NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. M.; VICTORIA, R. L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Heidelberg, v. 68, p. 135-151, 2004.

TRACY, B. F.; SANDERSON, M. A. Decomposition of forage species mixtures in pasture and potential effects on soil nitrogen availability. **Plant Management Network**, St. Paul, June 2007. doi:10.1094/FG-2007-0625-02-RS. Disponível em: <http://www.plantmanagementnetwork.org /fg/search/search_action.asp.> Acesso em: 08 abr. 2015.

TOUMA, B. R.; ENCALADA, A. C.; FORNELLS, N. P. Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. **International Review of Hydrobiology**, Berlin, v. 94, p. 357–371, 2009.

TOWNSEND, A. R.; CLEVELAND, C. C.; ASNER, G. P.; BUSTAMANTE, M. M. C. Controls over foliar N:P ratios in tropical rain forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 88, p. 107–118, 2007.

VALENTE, T. N. P.; LIMA, E. S.; HENRIQUES, L. T.; MACHADO NETO, O. R.; GOMES, D. I.; SAMAPIO, C. B.; COSTA, V. A. C. Anatomia de plantas forrageiras e a disponibilidade de nutrientes para ruminantes. **Veterinária e Zootecnia**, Botucatu, v. 18, p. 347-358, 2011.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, 2012, vol. 72, no. 3 (suppl.), p. 633-642, 2012.

WARNE, R.W.; PERSHALL, A.D.; WOLF, B.O. Linking precipitation and C3–C4 plant production to resource dynamics in higher-trophic-level consumers. **Ecology**, 91, 1628–1638, 2010.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F.; EHRMAN, T. P.; SCHAEFFER, M. A.; TANK, J. L.; HUTCHENS, J. J.; D`ANGELO, D. J. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 41, p. 687-705, 1999.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystem. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 567-594, 1986.

WEBSTER, J. R.; NEWBOLD, J. D.; THOMAS, S. A.; MULHOLLAND, P. J. Nutrient uptake and mineralization during leaf decay in streams-a model simulation. **Papers in Natural Resources**, 172, 2009.

WILSON, J. R. Cell wall characteristics in relation to forage digestion by ruminants. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 122, p. 173–182, 1994.