



**Universidade Federal de Minas Gerais**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia,**  
**Conservação e Manejo da Vida Silvestre**



**ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS**  
**RIPÁRIOS SOB DIFERENTES USOS DO SOLO**

**SIMONE KUSTER MITRE**

**Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Giani**

**Belo Horizonte – MG**

**Abril de 2016.**

**SIMONE KUSTER MITRE**

**ASPECTOS DA CICLAGEM DE NUTRIENTES EM ECOSISTEMAS  
RIPÁRIOS SOB DIFERENTES USOS DO SOLO**

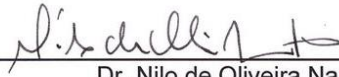
Tese de doutorado apresentada ao Departamento de Biologia Geral da Universidade Federal de Minas Gerais pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Ecossistemas.

**Belo Horizonte – MG**

**Abril de 2016.**

Tese defendida em 04/04/2016, e aprovada pela banca  
examinadora constituída pelos professores:



---

Dr. Nilo de Oliveira Nascimento



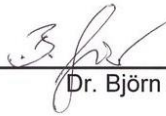
---

Dra. Iola Gonçalves Boechat



---

Dra. Maria Rita Scotti Muzzi



---

Dr. Björn Gücker



---

Dra. Alessandra Giani  
(Orientadora)

## AGRADECIMENTOS

Em especial agradeço aos meus pais (Luiz e Sandra) e à minha irmã (Letícia) por sempre acreditarem em mim e comemorarem minhas conquistas como se fossem únicas. Ao meu querido esposo e amigo Joner por estar sempre ao meu lado, incentivando e acreditando no meu trabalho, além de contribuir nas discussões de ideias. Com vocês tudo se torna possível e prazeroso!

À minha orientadora Dra. Alessandra Giani, por aceitar o desafio de me orientar, além de dar credibilidade e confiar no meu trabalho. Obrigada pela parceria!

À CEMIG pela concessão da bolsa de doutorado (2012/2013) e suporte financeiro para a realização do trabalho (Pand D 346).

À CAPES pela concessão de bolsa de doutorado (DS - 2014/2015) e a FAPEMIG pelo suporte financeiro ao projeto.

A todos os funcionários da Estação Ambiental de Peti por apoiarem e auxiliarem os trabalhos de campo. Em especial agradeço ao amigo Leotacílio Fonseca por ser exemplo de força em busca da conservação.

À CENIBRA por disponibilizar e autorizar acesso às áreas de plantio de Eucalipto.

Ao Dr. Luiz Antônio Martinelli (Zebu) pela colaboração, parceria e cordial acolhida em seu laboratório.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica – CENA/Esalq-USP pela parceria na execução das análises isotópicas e esclarecimento de dúvidas. Agradeço em especial a Silvia Mardegan pela amizade e hospitalidade.

Ao laboratório de Análise Instrumental do Departamento de Engenharia Sanitária - DESA da UFMG, em especial a Dra. Liséte Celina Lange e a Dra. Lucilaine Valéria de Souza Santos pelo suporte técnico na execução das análises químicas de carbono.

Ao professor Dr. Marcos Callisto e sua equipe pelo empréstimo de equipamentos de campo.

A todos os amigos do Laboratório de Ficologia que estiveram presente em cada fase da realização desde doutorado, seja nos trabalhos de campo, nas análises de laboratório, nos momentos de descontração e troca de ideias. Em especial agradeço à Valquíria, Pedro e João Vitor pelo suporte e dedicação nos trabalhos de campo e laboratório. E à Elenice por ser a grande “mãezona” de todos.

À minha amiga Maria Kolman por compartilhar minhas angústias, instigar meus pensamentos e sempre me fortalecer.

Aos amigos e professores do Programa de Pós-graduação ECMVS pela troca de conhecimento e, em especial aos secretários (Fred e Cris) por serem sempre solícitos e prestativos.

Aos membros da banca, por participarem da avaliação deste trabalho e pelas valiosas contribuições e sugestões.

“A mente que se abre a uma nova ideia  
jamais voltará ao seu tamanho original”  
(Albert Einstein)

Ao Cerrado, por sempre despertar em mim  
a curiosidade e desafiar minhas ideias.

## **RESUMO**

As Matas de Galeria desempenham função estratégica na manutenção e equilíbrio dos ambientes aquáticos. O volume e a qualidade da água de pequenos riachos são regulados pela interação entre fluxos hidrológicos, biológicos e geológicos. Em pequenos riachos, a principal fonte de matéria e energia é oriunda da vegetação ripária, sendo a decomposição dos detritos foliares alóctones o processo chave para a ciclagem de nutrientes. O processo de decomposição, em escala local, é regulado principalmente pela qualidade nutricional dos detritos foliares e pelas características da água, que podem influenciar na colonização dos decompositores e detritívoros. Pequenos riachos são mais sensíveis às mudanças ambientais e, assim podem ser considerados elementos relevantes para estudos sobre ciclagem de nutrientes. O presente estudo foi desenvolvido na Estação Ambiental de Peti, em Minas Gerais, onde foram selecionados dois riachos preservados e outros dois impactados, sendo um por plantios de eucalipto e outro por atividade mineradora. Os fluxos de nutrientes foram estimados através da deposição úmida, escoamento superficial, vazão na corrente de água e aporte de matéria orgânica. A decomposição de detritos foliares alóctones foi avaliada e os fluxos de nutrientes por meio do processo de decomposição foram estimados. A atividade mineradora alterou a qualidade da água do riacho impactado (Brucutu), aumentando a condutividade, o pH e as concentrações de nutrientes (amônio, carbono inorgânico e fósforo total). O plantio de eucalipto resultou em uma maior compactação do solo, aumento do volume do escoamento superficial e aumento da condutividade na água do riacho (Eucaliptal). Alterações no processamento de nitrogênio parecem ter ocorrido em ambos os riachos impactados, provavelmente devido à inibição do processo de nitrificação, afetado por substâncias alopáticas excretadas pelo eucalipto ou pelo elevado conteúdo de metais dissolvidos, modificando o desempenho da atividade microbiana. Os detritos foliares de

eucalipto foram decompostos mais rapidamente em relação aos detritos foliares de espécies nativas, quando incubados nos riachos preservados. Porém, o processo de decomposição foi mais lento quando os mesmos detritos foram incubados nos riachos impactados. A decomposição foi ainda mais lenta no riacho impactado pela atividade mineradora, sendo observada imobilização de nitrogênio. Este estudo permitiu concluir que as atividades antrópicas desenvolvidas na microbacia resultaram em alterações nos fluxos hidrológicos e biológicos de nutrientes, na qualidade da água dos riachos e no processamento dos nutrientes na água.

**Palavras-chave:** Mata de Galeria, pequenos riachos, fluxos biogeoquímicos, eucalipto, mineração.



## **ABSTRACT**

Gallery forests play a strategic role in maintaining the balance of aquatic environments. The volume and water quality of small streams are regulated by the interaction of hydrological, biological and geological flows. In small streams, the main sources of matter and energy come from the riparian vegetation, and the decomposition of allochthonous leaf litter is a key process in the nutrient cycling. The decomposition process in a local scale is mainly regulated by the quality of leaf litter and by the water characteristics, which may influence the colonization by decomposers and detritivorous. Small streams are more sensitive to environmental changes, thus their study is very relevant for the understanding of nutrient cycling. This work was developed at Peti Environmental Station in Minas Gerais state, where two preserved streams and two others, impacted either by eucalyptus plantations or by mining activities, were selected. Nutrient flows were estimated by wet deposition, runoff, water flow and input of organic matter. The dynamic decomposition of allochthonous leaf litter was evaluated and nutrient flows through the decomposition process were estimated. Mining activity changed the water quality in the Brucutu stream, increasing conductivity, pH and nutrient concentrations (ammonium, inorganic carbon and total phosphorus). Eucalyptus plantations resulted in soil compaction, increased runoff volume and conductivity in the Eucaliptal stream. Changes in nitrogen processing were observed in both streams, probably due to inhibition of the nitrification process, affected by allopathic substances released by the eucalyptus or by the high dissolved metals content in the mining areas, which altered the microbial activity performance. The eucalyptus leaf detritus had faster decomposition rate than the detritus of native species, and a slower decomposition process was observed when both detritus were incubated in impacted streams. The decomposition was even slower in the stream impacted by mining activity that showed

indications of nitrogen immobilization. From this study, we can conclude that anthropogenic activities in the watershed resulted in changes in the hydrological and biological fluxes of nutrients, in the stream water quality and in the nutrient processing in the water.

**Keywords:** gallery forest, small streams, biogeochemical flows, eucalyptus, mining.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Modelo hierárquico conceitual da dinâmica de decomposição da matéria orgânica alóctone em pequenos riachos (adaptado de Royer and Minshal 2003 e Graça <i>et al.</i> 2015). .....	25
Figura 2 – Vista aérea da Estação Ambiental de Peti, com destaque para os riachos. Fonte: Google Earth, acessado em 28 de fevereiro de 2016.....	30
Figura 3 – Collector for wet deposition (left) and runoff (right).....	49
Figure 4 – Rainfall events in each month (left), and monthly variation of accumulated precipitation and temperature (right) in the Peti Environmental Station, Brazil (January 12 to December 13).....	50
Figure 5 – Monthly variation and standard error of stream water characteristics (temperature, pH, DO and conductivity) in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013). .....	53
Figure 6 – Monthly variation and standard error of concentration of organic carbon (TOC), inorganic carbon (IC), reactive phosphorus (SRP) and total phosphorus (TP) in streams in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013). .....	54
Figure 7 – Monthly variation and standard error of concentration of inorganic nitrogen (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> and N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) in streams in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013). .....	55
Figure 8 – Monthly variation of runoff samples and standard error of concentration of total carbon (TC), inorganic carbon (IC), organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) in preserve areas (Doné and Usina) and eucalyptus plantation (Eucaliptal). .....	57
Figura 9 – Bolsas de decomposição incubadas no riacho da Usina (à esquerda) e no riacho do Eucaliptal (à direita). .....	80
Figura 10 – Variação mensal da serapilheira foliar através do aporte lateral e direto proveniente das Matas de Galeria preservada (Doné e Usina) e impactada (Eucaliptal). .....	86
Figura 11 – Variação do percentual de massa remanescente em função do tempo de incubação das amostras de mix de folhas de espécies de plantas da Mata de Galeria preservada e de folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado. ....	90

Figura 12 – Variação temporal em função do tempo de incubação das concentrações e do percentual remanescente de carbono e nitrogênio nos detritos foliares incubados separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado.....	92
Figure 13 – Collector for lateral litter input (left) and decomposition litterbags incubated in Brucutu stream (right).....	113
Figure 14 – Monthly variation of hydrological characteristics in the Brucutu stream. Bars represent standard errors. ....	114
Figure 15 – Monthly variation of abiotic characteristics in the Brucutu stream. Bars represent standard errors. ....	115
Figure 16 – Monthly variation of the nutrient concentration in the Brucutu stream. Bars represent standard errors. ....	117
Figure 17 – Percentage of remaining mass and dynamics of nutrient in function of the decomposition time, in the Brucutu stream. Bars represent standard errors. ....	119

## LISTA DE TABELAS

Table 1 – Physical and chemical characteristics of the soil of each gallery forest in two different depths. The remaining phosphorus is represented by P-rem; the sum of exchangeable bases by SB and the capacity of effective soil cation exchange by “T”. 51	
Table 2 – Average nutrient concentration for wet deposition during rainy and dry seasons. Standard error is expressed in parenthesis. ....	56
Table 3 – Annual fluxes of nutrients in different flow paths. ....	58
Tabela 4 – Valores médios das características dos riachos preservado (Usina) e impactado por plantios de eucalipto (Eucaliptal). O erro padrão da media está apresentado entre parênteses. Diferenças significativas entre os riachos estão representadas pelo símbolo *. ....	83
Tabela 5 – Caracterização inicial dos detritos constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente. Os valores entre parênteses representam o erro padrão da media. ....	87
Tabela 6 – Equação exponencial de decaimento de massa dos detritos foliares constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado, e seus respectivos coeficientes de decomposição (k) e tempo de meia vida estimado em dias. ....	88
Tabela 7 – Composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ em função do tempo de decomposição dos detritos constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado. O erro padrão da média está apresentado entre parênteses. ....	93
Table 8 – Isotopic variation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ as a function of the decomposition time of the detritus, incubated in the Brucutu stream impacted by mining activity. The mean standard error is shown in parentheses. ....	120

## ABREVIATÓES

DO ou DO → oxigênio dissolvido

P → fósforo

TP ou PT → fósforo total

SRP → fósforo reativo ou ortofosfato

N → nitrogênio

TDN → nitrogênio total dissolvido

DIN → nitrogênio inorgânico dissolvido

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> → íon amônio

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> → íon nitrato

N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> → íon nitrito

C → carbono

TC ou CT → carbono total

TOC ou COT → carbono orgânico total

IC ou CI → carbono inorgânico

δ<sup>13</sup>C e δ<sup>15</sup>N → representação da razão entre o isótopo mais pesado e o mais leve

P-rem → fósforo remanescente do solo

SB → saturação de bases do solo

T → capacidade efetiva de troca catiônica do solo

## SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xiii
ABREVIACÕES.....	xiv
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
Ecosistemas ripários.....	17
Fluxos hidrológicos de nutrientes.....	19
Dinâmica de decomposição.....	21
JUSTIFICATIVA.....	25
HIPÓTESES.....	26
OBJETIVO GERAL.....	26
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	27
ÁREA DE ESTUDO.....	28
REFERÊNCIAS.....	31
<b>Capítulo 1: Effects of land use in the nutrient balance of tropical riparian ecosystems.....</b>	<b>42</b>
ABSTRACT.....	42
1- INTRODUCTION.....	44
2- METHODOLOGY.....	46
2.1- <i>Soil and stream characterization</i> .....	46
2.2- <i>Hydrological flow paths contribution</i> .....	48
2.3- <i>Statistical analysis</i> .....	49
3- RESULTS.....	49
3.1- <i>Climate description</i> .....	49
3.2- <i>Characteristics of soil</i> .....	50
3.3- <i>Characteristics of streams</i> .....	51
3.5- <i>Flow paths and nutrient balance</i> .....	55
4- DISCUSSION.....	58
5- REFERENCES.....	65
<b>Capítulo 2: Efeitos do plantio de eucalipto no aporte de detritos foliares e na dinâmica de decomposição.....</b>	<b>73</b>
RESUMO.....	73
1- INTRODUÇÃO.....	75
2- METODOLOGIA.....	78
2.1- <i>Delineamento experimental e análises químicas</i> .....	78
2.2- <i>Caracterização física e química dos riachos</i> .....	80
2.3- <i>Análise estatística</i> .....	81
3- RESULTADOS.....	82
3.1- <i>Características dos riachos</i> .....	82
3.2- <i>Caracterização quantitativa e qualitativa da serapilheira foliar</i> .....	83
3.3- <i>Dinâmica de decomposição</i> .....	87
4- DISCUSSÃO.....	93
5- REFERÊNCIAS.....	100
<b>Capítulo 3: Decomposition in mining-impacted stream.....</b>	<b>108</b>
ABSTRACT.....	108
1- INTRODUCTION.....	109
2- METHODOLOGY.....	111

2.1- <i>Stream characterization</i> .....	111
2.2- <i>Allochthonous inputs and decomposition experiment</i> .....	112
2.3- <i>Statistical analysis</i> .....	113
3- RESULTS.....	114
3.1- <i>Stream water characteristics</i> .....	114
3.2- <i>Litter dynamics and decomposition</i> .....	118
4- DISCUSSION .....	120
5- REFERENCES.....	125
<b>CONCLUSÕES</b> .....	133
<b>ANEXO 1</b> .....	136
<b>ANEXO 2</b> .....	138



## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### *Ecossistemas ripários*

As microbacias são subunidades de menor área dentro de uma bacia hidrográfica e que apresentam maior sensibilidade aos efeitos das chuvas e do uso do solo (Lima and Zakia 2000). Esses efeitos são mais facilmente detectados em microbacias do que em bacias hidrográfica, pois nestas os efeitos são diluídos pelas características da rede de drenagem (Lima and Zakia 2000). Inseridos no contexto das microbacias encontram-se os pequenos riachos, que são importantes elementos da paisagem responsáveis por manterem constante conexão entre ambientes terrestres e grandes rios (Thomas *et al.* 2004). Os pequenos riachos são caracterizados como sendo sistemas geomorfologicamente abertos, mantidos pela troca de matéria e energia com os sistemas adjacentes (McClain *et al.* 2001). Assim como as microbacias, os pequenos riachos são mais sensíveis às mudanças no uso da terra do que os grandes rios (Thomas *et al.* 2004, Krusche *et al.* 2005, Baker *et al.* 2007, Richey *et al.* 2011, Valiela *et al.* 2013) e, por isso, suas características hidrológicas e químicas refletem as condições da microbacia (Richey *et al.* 1997, McClain and Elsenbeer 2001, Neill *et al.* 2011). Desta forma, a alta sensibilidade das microbacias e dos pequenos riachos torna essa escala de estudo mais adequada para avaliar a ciclagem de nutrientes em função das mudanças no uso da terra.

As formações florestais ribeirinhas são comumente encontradas na região tropical e estão intimamente associadas às linhas de drenagem de bacias hidrográficas. As Matas de Galeria acompanham córregos e pequenos riachos, formando corredores de mata fechada sobre o curso d'água (Ribeiro and Walter 1998). Esse tipo de vegetação possui grande importância para a manutenção e funcionamento dos ecossistemas lóticos, sendo responsável pela estabilização das margens e controle da erosão, além de atuar como uma zona tampão na retenção de sedimentos, produtos químicos e nutrientes (Lowrance *et al.*

1984, Barling and Moore 1994, Naiman and Decamps 1997, Brauman *et al.* 2007, Christensen *et al.* 2013). As Matas de Galeria são altamente heterogêneas e possuem ampla diversidade florística, desempenhando também importante papel como corredores ecológicos, possibilitando a troca gênica entre plantas por meio da polinização e dispersão (Rezende and Silva 1998, Felfili *et al.* 2001, Rodrigues and Nave 2009). Em virtude de suas características e relevante papel ecológico, as Matas de Galeria são consideradas área de preservação permanente pela legislação ambiental brasileira.

Os pequenos riachos são classificados como sistemas lóticos de baixa ordem (até 3ª ordem), por onde os nutrientes são deslocados à jusante em constante movimento unidirecional em forma de uma espiral através da corrente (Newbold *et al.* 1982, Elwood *et al.* 1983). E o volume e a qualidade da água de pequenos riachos são regulados pela interação entre os fluxos hidrológicos, geológicos e biológicos (Likens and Bormann 1974, McClain *et al.* 2001). O processo de erosão e a sedimentação são exemplos de fluxos geológicos (McClain *et al.* 2001) e a entrada de matéria orgânica alóctone oriunda da vegetação ripária é um importante fluxo de origem biológica (Vannote *et al.* 1980, McClain *et al.* 2001). A contribuição hidrológica pode ocorrer por várias vias e de forma simultânea, como por exemplo por deposição úmida, lixiviação do dossel, escoamento superficial do solo e percolação do lençol freático (McClain *et al.* 2001, Silva *et al.* 2011, Parron *et al.* 2011, Argerich *et al.* 2013). A constante troca de matéria e energia, na interface entre os pequenos riachos e os sistemas adjacentes, pode sofrer alterações em função das mudanças na cobertura do solo e uso da terra.

Apesar da importância das Matas de Galeria, estas áreas sofrem constantemente com as pressões das atividades antrópicas. Na América do Sul, a conversão de áreas naturais é intensa e está associada principalmente à expansão agrícola, intensificação da pecuária e urbanização descontrolada (Martinelli *et al.* 2006, Galloway *et al.* 2008, Austin

*et al.* 2013). Apesar de a região ser rica em recursos de água doce, apresenta sérios problemas de gestão, destacando-se a precariedade do saneamento básico e falta de tratamento de esgoto (Austin *et al.* 2013, Bustamante *et al.* 2015). Estudos desenvolvidos na América Latina têm discutido os efeitos das mudanças na cobertura vegetal e uso da terra sob a ciclagem de nutrientes em ambientes ribeirinhos, principalmente decorrentes do desmatamento e de queimadas (Biggs *et al.* 2004, Nardoto *et al.* 2006, Resende *et al.* 2011, Valiela *et al.* 2013), conversão das coberturas naturais por pastagens e áreas agrícolas (Neill *et al.* 2001, Krusche *et al.* 2005, Deegan *et al.* 2011, Markewitz *et al.* 2011, Neill *et al.* 2011, Richey *et al.* 2011, Silva *et al.* 2011, Thomas *et al.* 2004) e urbanização desordenada (Krusche *et al.* 2002, Daniel *et al.* 2002, Andrade *et al.* 2011). Embora ainda existam muitos desafios, os estudos que envolvam a quantificação dos fluxos de entrada e saída de nutrientes, assim como os processos internos de transporte e transformação, são essenciais para compreender a ciclagem de nutrientes, e especialmente as implicações das atividades antrópicas no funcionamento dos ecossistemas ribeirinhos. Além disso, os estudos sobre ciclagem de nutrientes são fundamentais para a elaboração e estabelecimento de planos de manejo que visem a restauração ecológica e, conseqüentemente, o bom funcionamento dos ecossistemas ripários.

### ***Fluxos hidrológicos de nutrientes***

Em termos gerais, os fluxos hidrológicos de entrada de nutrientes para os sistemas lóticos são mais numerosos e diversificados do que os fluxos de saída (McClain *et al.* 2001). Tanto a chuva quanto o lençol freático são importantes fontes de nutrientes para os sistemas lóticos de pequeno porte. Entretanto, enquanto o fluxo oriundo do lençol freático é uma fonte constante de nutrientes, a chuva e as diferentes vias hidrológicas derivadas dela estão fortemente associada aos padrões sazonais de precipitação (McClain

*et al.* 2001, Randall and Goss 2008, Parron *et al.* 2011, Silva *et al.* 2011). Portanto, durante o período sem ou com pouca precipitação, a contribuição do lençol freático torna-se significativamente mais importante.

Ao entrar no sistema, as chuvas sofrem fracionamento e desempenham importante função nos processos de permuta e transformação dos nutrientes em todo o sistema ripário (McClain *et al.* 2001, Parron *et al.* 2011). Quando a chuva ocorre sobre a cobertura florestal, como é o caso das Matas de Galeria, uma parte do volume é interceptada pelo dossel, constituindo uma importante via de fluxo de nutrientes denominada lixiviação do dossel ou *throughfall* (Golley *et al.* 1978, Nascimento 1992). Antes de a chuva atingir o solo a água escorre e lixivia os troncos das árvores formando outra via de fluxo hidrológico conhecido como *stemflow* e, em seguida, atravessa a serapilheira depositada sobre o solo formando o lixiviado de serapilheira ou *litter leachate*. Ao entrar em contato com o solo a água da chuva é fracionada em diferentes vias até alcançar o riacho, e uma delas é o escoamento superficial ou *runoff* (Dunne 1978). O escoamento superficial, normalmente, é responsável pelo maior carreamento de substâncias e sedimentos para os pequenos riachos e, por ser mais volumoso, é a via hidrológica responsável pela elevação da vazão dos corpos d'água em um curto espaço de tempo (Silveira 1993). Existem diferentes situações de formação do escoamento superficial, contudo, a mais comum ocorre quando o volume da chuva excede a taxa de infiltração do solo e o excesso de água escorre sobre a superfície do solo até alcançar os pequenos riachos.

De modo geral, os fluxos hidrológicos são influenciados pelas características climáticas, geológicas e da vegetação ripária (Dunne 1978). Mudanças na cobertura vegetal e uso do solo, como o desmatamento e as práticas de agricultura e pecuária, também podem influenciar no fracionamento da chuva e nos padrões de distribuição dos diferentes fluxos hidrológicos (McClain *et al.* 2001, Foley *et al.* 2005, Zimmermann *et*

*al.* 2006, Neill *et al.* 2011). A compactação do solo, resultado das atividades agropecuárias, pode intensificar a formação do escoamento superficial com consequências diretas no volume e na qualidade da água dos pequenos riachos (Reichardt and Timm 2004, Moraes *et al.* 2006, Silva *et al.* 2011). O desmatamento ou substituição da vegetação por plantios de espécies exóticas com, por exemplo, o eucalipto, altera os padrões naturais de fracionamento da chuva e formação dos fluxos hidrológicos derivados da precipitação. Pelo fato da água atuar nos processos de permuta e transformação dos nutrientes, a quantificação dos fluxos hidrológicos de entrada e saída de nutrientes em ecossistemas ripários são ferramentas ideais para estudos sobre ciclagem de nutrientes (Bormann and likens 1967, Mortatti and Pprobst 1998, Parron *et al.* 2011).

### ***Dinâmica de decomposição***

Aa Mata de Galeria formam corredores de mata fechada sobre os pequenos riachos, o que impede a entrada direta de luminosidade e, conseqüentemente, dificulta o crescimento significativos de algas e macrófitas nos pequenos riachos (Vannote *et al.* 1980). Portanto, a produtividade primária é baixa ou praticamente ausente nos ecossistemas lóticos de pequeno porte, e a matéria orgânica alóctone oriunda da vegetação ripária é a principal fonte de matéria e energia (Vannote *et al.* 1980). A matéria orgânica alóctone é constituída basicamente por serapilheira vegetal, e as folhas são a porção mais representativa em termos quantitativos e qualitativos (Benson and Pearson 1993, Abelho and Graça 1996 e 1998, Wantzen *et al.* 2008). As duas principais formas de entrada de detritos foliares para os pequenos riachos ocorrem através dos aportes lateral e direto, que variam em função do clima, tipo de solo, composição florística e estágio sucessional da mata (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008). Uma ampla variação temporal e espacial no aporte de detritos foliares para pequenos riachos pode ser observada tanto na região

tropical quanto temperada. No caso da região tropical, a diversidade e a heterogeneidade florística da vegetação ripária são mais elevadas (Wantzen 2003, Wittmann *et al.* 2004), resultando em uma maior variação na qualidade e quantidade do aporte de detritos foliares (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008). Estima-se que o aporte de detritos foliares para pequenos riachos compreende de 6 a 20% da serapilheira foliar total produzida pela vegetação ripária (Dosskey and Bertsch 1994, McClain and Richey 1996, Abelho and Graça 1998).

A decomposição dos detritos foliares alóctones é considerada o processo chave para a ciclagem de nutrientes em pequenos riachos, responsável pela liberação gradual de nutrientes para o sistema (Wallace *et al.* 1997). Uma combinação de processos físicos e biológicos, mediados por microrganismos e invertebrados detritívoros, está envolvido na dinâmica de decomposição (Gessner *et al.* 1999, Wantzen *et al.* 2008, Graça *et al.* 2015). A lixiviação, abrasão e fragmentação dos detritos por meio da ação da água são processos físicos responsáveis pela redução no tamanho das partículas e transformação química de compostos solúveis (Petersen and Cummins 1974, Webster and Benfield 1986, Wantzen *et al.* 2008). A atuação dos microrganismos e invertebrados detritívoros resulta na fragmentação dos detritos em matéria orgânica particulada grossa e fina, que são incorporadas pela cadeia trófica (Wallace and Webster 1996, Bärlocher 1992, Gessner *et al.* 1999; Graça *et al.* 2015). As características físicas e químicas dos detritos foliares são importantes reguladores da dinâmica de decomposição, pois estão intimamente relacionadas com a afinidade e atividade dos microrganismos e invertebrados detritívoros (Royer and Minshall 2003, Wantzen *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). Alta concentração de compostos estruturais, tais como lignina e celulose (Gessner and Chauvet 1994), baixa concentração de nitrogênio (Melillo *et al.* 1982), alta razão lignina:N e C:N (Enriquez *et al.* 1993) e concentração elevada de taninos (Driebe and Whitman 2000) caracterizam

um detritos mais recalcitrante e com menor palatabilidade, o que interfere na colonização e atividade dos microrganismos e detritívoros, resultando em uma decomposição mais lenta (Wantzen *et al.* 2002, Wantzen *et al.* 2008).

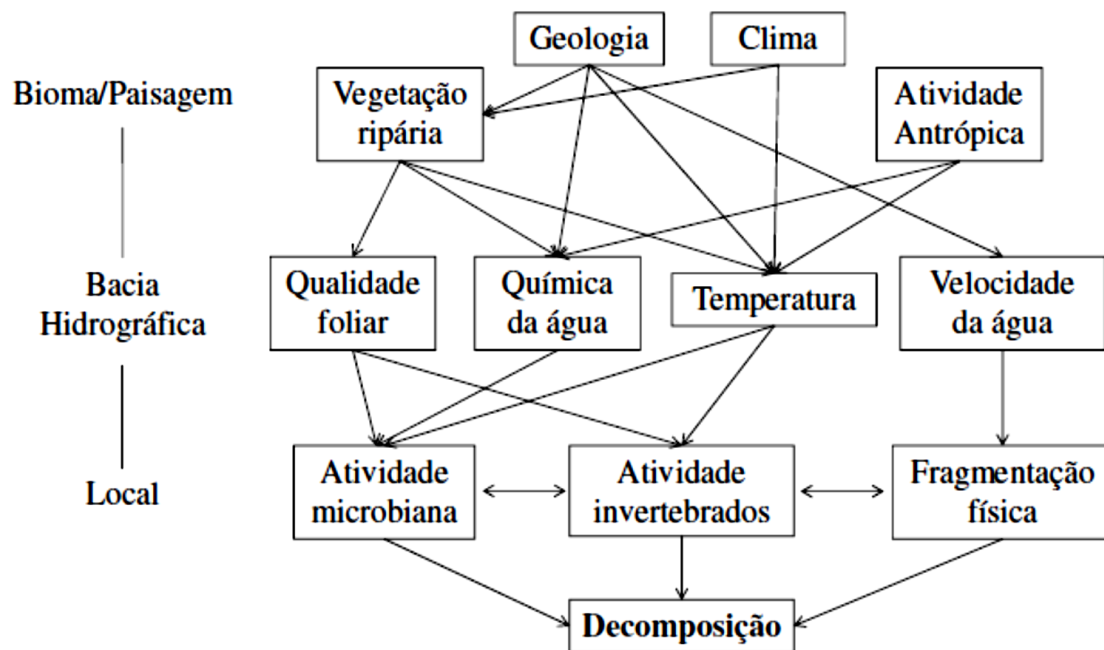
A dinâmica de decomposição ocorre em função do tempo e, devido à complexidade do processo, Royer and Minshall (2003) propuseram um modelo hierárquico conceitual que facilita o entendimento e a contribuição relativa de cada fator envolvido, considerando as diferentes escalas espaciais, seja local, regional ou global (Fig. 1). O processo inicial de decomposição é caracterizado pela associação entre o processo de lixiviação e atuação microbiana. De modo geral, o pico de lixiviação ocorre nos primeiros dias de incubação e atua sob os compostos mais solúveis como açúcares e aminoácidos (Wantzen *et al.* 2008). Embora os microrganismos estejam presentes praticamente durante todo o processo de decomposição, a maior atuação desse grupo ocorre na fase inicial do processo, pois são responsáveis por degradarem os compostos mais recalcitrantes e tornarem os detritos mais palatáveis para a atuação dos invertebrados detritívoros (Suberkropp 1992, Graça 1993, Gessner *et al.* 1999). É importante salientar que a atuação de cada grupo durante o processo de decomposição não ocorre de forma independente e delimitada temporalmente, além de variar amplamente entre os diferentes tipos de ecossistemas.

Existe uma ampla variação na dinâmica de decomposição de detritos foliares alóctones em pequenos riachos tropicais, que ocorre em função principalmente da alta heterogeneidade e diversidade florística da vegetação ripária (Mathuriau and Chauvet 2002, Abelho *et al.* 2005; Gonçalves *et al.* 2006, Wantzen *et al.* 2008, Ardón *et al.* 2009). Em escala local, a qualidade dos detritos foliares e as características dos pequenos riachos são os fatores que mais influenciam a dinâmica de decomposição na região tropical (Royer and Minshall 2003, Wantzen *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). A dinâmica de

decomposição em sistemas lóticos tem sido estudada desde a década de 70 (Young *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010) e mais recentemente na região tropical (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). Os avanços no conhecimento sobre a temática contrastam com a rápida conversão e uso da cobertura vegetal.

O desmatamento da vegetação ripária ou a substituição da cobertura vegetal por monoculturas e pastagens podem afetar diretamente o funcionamento dos pequenos riachos. Mudanças na quantidade e qualidade do aporte de matéria orgânica e nas características físicas e químicas da água podem resultar em alterações na estrutura e composição das comunidades de microrganismos e invertebrados detritívoros e, conseqüentemente, no processo de decomposição e ciclagem de nutrientes (Bärlocher 1992, Moulton 1999, Swan and Palmer 2006, Wantzen *et al.* 2008). Por exemplo, a conversão das Matas de Galeria por plantios de espécies exóticas, como o eucalipto, alterara a quantidade e a qualidade do aporte de matéria orgânica (Boyero *et al.* 2012, Correa-Araneda *et al.* 2015). Alterações nas características da água dos pequenos riachos, como o aumento na condutividade e nas concentrações de metais pesados decorrentes da atividade mineradora, podem afetar a estrutura e composição das comunidades de microrganismos e invertebrados detritívoros (Pond *et al.* 2008, Bernhardt and Palmer 2011, Bernhardt *et al.* 2012, Griffith *et al.* 2012, Hogsden and Harding 2013, Niyogi *et al.* 2013, Svitok *et al.* 2014).





**Figura 1** – Modelo hierárquico conceitual da dinâmica de decomposição da matéria orgânica alóctone em pequenos riachos (adaptado de Royer and Minshal 2003 e Graça *et al.* 2015).

## JUSTIFICATIVA

Ainda que as Matas de Galeria sejam consideradas áreas de preservação permanente, elas sofrem constantemente com os efeitos das mudanças da cobertura vegetal e do uso do solo. As mudanças ambientais resultam em alterações nos fluxos de nutrientes, na interface entre os sistemas terrestre e aquático, e na qualidade da água dos pequenos riachos. Considerando a rápida conversão das áreas naturais e a alta sensibilidade das microbacias e dos pequenos riachos, este estudo auxiliará no entendimento do balanço e da ciclagem de nutrientes em ecossistemas ripários, dando suporte para elaboração e estabelecimento de planos de manejo que visem a conservação e funcionamento ecológico das Matas de Galeria e dos recursos hídricos.

## **HIPÓTESES**

H1 – Em áreas impactadas o balanço de nutrientes sofre alteração em comparação com as áreas preservadas, em função dos maiores fluxos hidrológicos de nutrientes, devido à intensificação da lixiviação e à contribuição de fontes externas, como o uso de fertilizantes em áreas de plantios de eucalipto e o aporte de efluentes da mineradora.

H2 – O fluxo de nutrientes por vias biológicas, estimado através do aporte de serapilheira foliar, são menores em áreas impactadas por plantios de eucalipto em função da baixa diversidade florística e qualidade química dos detritos foliares, além das diferenças no padrão fenológico de queda de folhas.

H3 – O processo de decomposição sofre desaceleração em riachos impactados, devido, principalmente, as mudanças nas características químicas da água que afetam diretamente a estrutura e atividade dos decompositores e invertebrados detritívoros, que são os principais mediadores do processo.

## **OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral do presente estudo foi verificar os efeitos do plantio de eucalipto e da atividade mineradora no balanço de nutrientes em ecossistemas ripários, a partir da quantificação dos fluxos hidrológicos e biológicos de nutrientes. Deste modo, a tese foi subdividida em três capítulos, seguindo uma abordagem complementar. No primeiro capítulo foi caracterizada a água dos pequenos riachos preservados (Doné e Usina) e impactados (Eucaliptal e Brucutu), além de quantificados os fluxos hidrológicos de nutrientes (deposição úmida e escoamento superficial). No segundo e terceiro capítulos foram estimados os fluxos biológicos de nutrientes (aporte de matéria orgânica) e a dinâmica de decomposição dos detritos foliares alóctones em riachos preservados e impactados.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Verificar as diferenças entre os riachos preservados e os impactados por plantios de eucalipto e por atividade mineradora, através da análise das características físicas e químicas da água;
- Estimar a contribuição da deposição úmida como fonte de nutrientes para a área de estudo;
- Estimar o fluxo hidrológico de nutrientes por meio do escoamento superficial em Matas de Galeria preservadas e impactadas;
- Estimar os fluxos biológicos de nutrientes através do aporte de matéria orgânica (aporte direto e lateral) em Matas de Galeria preservadas e impactadas;
- Detectar diferenças na dinâmica de decomposição de detritos foliares alóctones, baseadas tanto na qualidade dos detritos, quanto nas características da água;
- Estimar a razão isotópica dos detritos foliares e avaliar o fracionamento isotópico durante o processo de decomposição, com o intuito de compreender melhor o processamento de carbono e nitrogênio.

## ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na Estação Ambiental de Peti (Fig. 2), localizada no município de São Gonçalo do Rio Abaixo em Minas Gerais, distante aproximadamente 100 Km de Belo Horizonte. Fundada em 1983 e gerenciada pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), sua criação teve como propósito a produção de energia. A Estação Ambiental de Peti possui uma área de 606 ha, caracterizada pela presença do rio Santa Bárbara, sub-bacia do rio Piracicaba, localizada no trecho médio da bacia do Rio Doce (Aquino and Pinto 2003). Nesta bacia hidrográfica está inserido o reservatório de Peti, que teve sua operação iniciada em 1946, possuindo duas unidades geradoras e potência declarada de 9400 kW.h<sup>-1</sup> (Cemig 2012). O reservatório possui 23 km de extensão com profundidade máxima de 22 m, apresentando 6776 km<sup>2</sup> de área inundada e volume de 42.5 milhões de m<sup>3</sup> (Cemig 2012).

A Estação Ambiental de PETI está situada em uma região de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica, marcada por um longo histórico de intervenção antrópica (IEF 2011, MMA 2012). Atualmente a região compreende apenas 11% da vegetação natural e dentre os fragmentos florestais destacam-se a presença de Floresta Estacional Semidecidual, principalmente nos topos de morro e margens dos cursos d'água em diferentes estágios de regeneração natural (Aquino and Pinto 2003, IEF 2011). A cobertura vegetal também é caracterizada pela ocorrência de vegetação do tipo candeial, campo rupestre sobre canga ferruginosa, pastagens e matas de capoeira (Aquino and Pinto 2003, IEF 2011). De acordo com a classificação climática de Koppen o clima típico da região é o subtropical úmido (Cwa), com verão quente e chuvoso de outubro a março, e inverno seco de abril a setembro (Alvares *et al.* 2013).

A região é caracterizada economicamente por atividades agropecuárias, predominada principalmente por pastagens. A ocorrência expressiva de plantios de

reflorestamento por eucalipto pode ser observada na porção nordeste da bacia, destinado à produção de celulose. A região também é marcada pela atividade mineradora para a extração de minério de ferro. De acordo com Aquino and Pinto (2003), o aumento das atividades humanas, de 1989 a 2000 resultou em redução de 40% da cobertura vegetal natural.

Quatro riachos de pequena ordem foram selecionados para o desenvolvimento do estudo (Fig. 2), sendo dois preservados e dois impactados, um por plantios de eucalipto e outro pela atividade mineradora. Os dois riachos preservados são conhecidos como Doné (19°53'37.5" S e 43°22'35" W) e Usina (19°52'53.3" S e 43°21'54.1" W) e estão localizados dentro da Estação Ambiental de Peti. A Mata de Galeria nesses riachos é caracterizada pela presença floresta ripária secundária, sendo que a área do riacho da Usina possui histórico de presença de pequenos sítios com agricultura familiar até a fundação de Peti na década de 80.

Um dos riachos impactados é denominado como riacho do Eucaliptal (19°53'47.7" S e 43°20'51.6" W) e está localizado fora dos limites de Peti. A vegetação ripária do riacho do Eucaliptal é caracterizada por uma faixa estreita (máximo 10 m) composta por mata impactada, com presença de indivíduos esparsos de eucalipto e cercado por plantios destinados à produção de celulose. A plantação é gerenciada pela Cenibra e está no primeiro ciclo de cultivo de indivíduos com idade média de quatro anos. A fertilização é realizada no início do plantio, com 100g de fertilizante NPK (6:30:6) por mudas e a manutenção é feita ao longo dos próximos dois anos com 400 Kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> NPK (06:10:29) (Cenibra 2014). A forma usual para a extração de madeira é realizada por um sistema de corte mecanizado obedecendo a uma idade média para colheita de sete anos (Cenibra 2014).

O riacho impactado pela atividade mineradora é conhecido como Brucutu (19°52'54.9" S e 43°22'35.7" W) e está localizado dentro da reserva. Esse riacho recebe constantemente fluxos de água oriundos da barragem de efluentes, que abrange todos os líquidos gerados pela mineradora (rejeito, drenagem de mina, água industrial e pluvial, óleos e graxas, esgoto sanitário). Antes de serem depositados na barragem de efluentes, estes são submetidos a diferentes tipos de tratamento e, em seguida, são direcionados para o córrego do Brucutu (SEMAD-MG 2012). A mina do Brucutu, gerenciada pela Vale, está localizada na Serra do Tamanduá e possui uma área lavrável de aproximadamente 984.6 ha (IEF 2011). As reservas são constituídas por itabiritos e hematitas, sendo beneficiados por via úmida e a seco, respectivamente (IEF 2011, SEMAD-MG 2012).



**Figura 2** – Vista aérea da Estação Ambiental de Peti, com destaque para os riachos.

Fonte: Google Earth, acessado em 28 de fevereiro de 2016.

## REFERÊNCIAS

- Abelho M (2001) From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World* 1, 656-680
- Abelho M, Cressa C, Graça MAS (2005) Microbial biomass respiration and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in tropical stream. *Biotropica* 37: 397-402
- Abelho M, Graça MAS (1996) Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195-204
- Abelho M, Graça MAS (1998) Litter in a first-order stream of temperate deciduous forest (Margaça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia* 386, 147-152
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes Gonçalves JL, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728
- Andrade TMB, Camargo PB, Silva DML, Piccolo MC, Vieira SA, Alves LF, Joly CA, Martinelli LA (2011) Dynamics of Dissolved Forms of Carbon and Inorganic Nitrogen in Small Watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. *Water Air and Soil Pollution* 214: 393-408
- Aquino LHM, Pinto SAF (2003) Caracterização de indicadores de erosão na bacia do rio santa bárbara, entorno imediato do reservatório de PETI (MG). *Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil*. 1255-1262
- Ardón M, Pringle CM, Eggert SL (2009) Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28, 440-453

Argerich A, Johnson SL, Sebestyen SD, Rhoades CC, Greathouse E, Knoepp JD, Adams MB, Likens GE, Campbell JL, McDowell WH, Scatena FN, Ice GG (2013) Trends in stream nitrogen concentrations for forested reference catchments across the USA. *Environmental Research Letters* 8: 1-8

Austin AT, Bustamante MMC, Nardoto GB, Mitre SK, Perez T, Ometto JPHB, Ascarrunz NL, Forti MC, Longo K, Gavito ME, Erich-Prast A, Martinelli LA (2013) Latin America's Nitrogen Challenge. *Science* 340: 149-149

Baker AR, Weston K, Kelly SD, Voss M, Streu P, Cape JN (2007) Dry and wet deposition of nutrients from the tropical Atlantic atmosphere: Links to primary productivity and nitrogen fixation. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 54(10): 1704-1720

Barling RD, Moore ID (1994) Role of buffer strips in management of waterway pollution - a review. *Environmental Management* 18(4): 543-558

Bärlocher F. (1992) Community organization. Bärlocher F. editor. In the Ecology of Aquatic Hyphomycetes. Berli., Germany: Springer-Verlag, p38-76

Benson LJ, Person RG (1993) Litter inputs to a tropical Australian upland rainforest stream. *Aus. J. Ecol.* 18: 377-383

Bernhardt ES, Lutz B, King RS *et al.* (2012) *Environmental Science and Technology* 46: 8112-8115

Bernhardt ES, Palmer MA (2011) The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 39-57

Biggs TW, Dunne T, Martinelli LA (2004) Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry* 68: 227-257



Bormann FH, Likens GE (1967) Nutrient Cycling. *Science* 155: 424-429

Boyero L, Barmuta LA, Ratnarajah L, Schmidt K, Pearson RG (2012) Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison *Freshwater Research* 33(4): 296-

Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA (2007) The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98

Bustamante MMC, Martinelli LA, Pérez T, Rasse R, Ometo JPHB, Siqueira FP, Lins SEM, Marquina S (2015) Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. *Environmental Research Letters* 10: 104-115

CEMIG (2012) <https://www.cemig.br/>. Accessed 10 August 2014.

Cenibra (2014) Cartilha de recomendações técnicas. Fomento Florestal Cenibra. <https://www.cenibra.com.br/>. Accessed 14 March 2015

Christensen JR, Nash MS, Neale A (2013) Identifying Riparian Buffer Effects on Stream Nitrogen in Southeastern Coastal Plain Watersheds. *Environmental Management* 52(5): 1161-1176

Correa-Araneda F, Boyero L, Figueroa R et al. (2015) Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on stream detritivore fitness and litter breakdown. *Aquat Sci* (2015) 77:197–205

Deegan LA, Neill C, Hauptert CL, Ballester MVR, Krusche AV, Victoria RL, Thomas SM, Moor E (2011) Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry* 105: 53-74

Daniel MHB, Montebelo AA, Bernardes MC, Ometto JPHB, Camargo PB, Krusche AV, Ballester MV, Victoria RL, Martinelli, L.A. (2002) Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small

streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 136:189-206

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

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

Dunne T (1978) Field Studies of Hillslope Flow Process. In: Kikby MJ (Ed.) Hillslope hydrology. Chichester: John Wiley, p.227-293

Elwood JW, Newbold JD, O'Neill RV, Van Winkle W (1983) Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. Fontaine TD, Bartell SM editors. *Dynamic of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science (Butterworth), Ann Arbor, Michigan, USA. Pp 3-27

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

Felfili JM, Mendonça RC, Walter BTM, Silva Júnior MC, Nóbrega MGG, Fagg CW, Sevilha AC, Silva MA (2001) Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. Ribeiro JF, Fonseca CEL, Souza-Filho JC. Editores. *Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados. P19.

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howard RW, Cowling EB, Cosby BJ (2008) The nitrogen cascade. *BioScience* 53(3): 342-356

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

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

Golley FB et al. (1978) Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. Tradução Eurípedes Malavolta. São Paulo: EPU/ Editora da Universidade de São Paulo, 1978. 256p

Gonçalves JF Jr, França JS, Callisto M (2006) Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazil breakdown an Headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 967-973

GOOGLE. Google Earth. Versão 7. 2016. Estação Ambiental de Peti. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2016.

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

Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C *et al.* (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review* 100: 1–12

Griffith MB, Norton SB, Alexander LC, Pollard AI, LeDuc SD (2012) The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the central Appalachians: a review. *Science of the Total Environment* 417: 1–12

Hogsdon KL, Harding JS (2013) Leaf breakdown, detrital resource, and food webs in streams affected by mine drainage. *Hydrobiologia* 716: 59–73

IEF (2014) Cobertura vegetal de Minas Gerais. <http://www.ief.mg.gov.br/>. Accessed 10 August 2014.

Krusche AV, Ballester MVR, Victoria RL, Bernardes MC, Leite NK, Hanada L, Victoria DdC, Toledo AM, Ometto JP, Moreira MZ, Gomes BM, Bolson MA, Gouveia Neto S, Bonelli N, Deegan L, Neill C, Thomas S, Aufdenkampe AK, Richey JE (2005) Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35(2): 197-205

- Krusche AV, Martinelli LA, Victoria RL, Bernardes M, de Camargo PB, Ballester MV, Trumbore SE (2002) Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin). *Water Research* 36(11): 2743-2752
- Likens GE, Bormann FH (1974) Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *Bioscience* 24(8): 447-456
- Lima WP, Zakia MJB (2009). Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues RR, Leitão-Filho HFL (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Ed. USP, 319p
- Lowrance R, Todd R, Fail J, Hendrickson O, Leonard R, Asmussen L (1984) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34(6): 374-377
- Markewitz D, Lamon EC, Bustamante MMC, Chaves J, Figueiredo RO, Johnson MS, Krusche A, Neill C, Silva JSO (2011) Discharge-calcium concentration relationships in streams of the Amazon and Cerrado of Brazil: soil or land use controlled. *Biogeochemistry* 105: 19-35
- Mathuriau C, Chauvet E (2002). Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 2, 384-396
- McClain ME, Bilby RE, Triska JF (2001) Nutrient cycles and responses to disturbance. Naiman RJ, Bilby. Editors. *River Ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*. Springer. Pp. 347-372
- McClain ME, Richey JE (1996) Regional-scale linkages of terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon basin: a conceptual model for organic matter. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, 111-125
- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626

MMA (2012) Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Ministério do Meio Ambiente. <http://www.mma.gov.br/>. Accessed 12 January 2015

Moraes JM, Schuler AE, Dunne T, Figueiredo RO, Victoria RL (2006) Water storage and runoff process in plinthic soils under forest and pasture in eastern amazonia. *Hydrological Process*, Bristol, v.20, p.2509-2526, 2006.

Mortatti J, Probst JL (1998) Hidrogeoquímica de bacias de drenagem. Piracicaba: CENA/USP, 232p.

Moulton TP (1999) Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams. *Aquatic Conservation: Mar. Freshwater Ecosystems* 9: 573-578

Naiman RJ, Décamps H (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28: 621-658

Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA (2006) Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22: 191-201

Nascimento NMP (1992) Intercepção de chuva pela vegetação do Cerrado. Brasília, Universidade de Brasília. Dissertação de Mestrado. 103p

Neill C, Chaves JE, Biggs T, Deegan LA, Elsenbeer H, Figueiredo RO, Germer S, Johnson MS, Lehmann J, Markewitz D, Piccolo MC (2011) Runoff sources and land cover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds. *Biogeochemistry* 105: 7-18

Neill C, Deegan LA, Thomas SM, Cerri CC (2001) Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian Streams. *Ecological Applications* 11(6): 1817-1828

- Newbold JD, O'Neill RV, Elwood JW, Van Winkle W. 1982. Nutrient spirating in stream: Implications for nutrient limitations and invertebrate activity. *The American Naturalist* 120: 628-652
- Niyogi DK, Harding JS, Simon KS (2013) Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. *Ecological Indicators* 24, 510-517
- Parron LM, Bustamante MMC, Markewitz D (2011) Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry* 105: 89-104
- Petersen RC, Cummins KW (1974) Leaf pack processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368
- Pond GJ, Passmore ME, Borsuk FA, Reynolds L, Rose CJ (2008) Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *J. N. Am. Benth. Soc.* 27, 717-737
- Reichardt K, Timm LC (2004) Solo, Planta e Atmosfera: Conceitos, Processos e Aplicações. Barueri: Editora Manole, 2004. 478p.
- Resende JCF, Markewitz D, Klink CA, Bustamante MMC, Davidson EA (2011) Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. *Biogeochemistry* 105: 105-118
- Rezende DVS, Silva JE (1998) Importância das Matas de Galeria no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. Ribeiro JF, Fonseca CEL, Sousa-Silva JC Editores. Cerrado: Matas de Galeria. Planaltina-DF: Embrapa.
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998). Sana SM and Almeida SP. Editors. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina-DF, Embrapa CPAC, p. 89-166
- Richey JE, Ballester MV, Davidson EA, Johnson MS, Krusche AV (2011) Land-Water interactions in the amazon. *Biogeochemistry* 105: 1-5

Richey JE, Wilhelm SR, McClain ME, Victoria LR, Melack JM, Lima CA (1997) Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthropogenic change. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 49: 98-110

Rodrigues RR, Nave AG (2009) Heterogeneidade florística das Matas de Galeria. Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas de Galeria do oeste do estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues RR, Leitão HFF (editores) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Ed. USP, Fapesp, p. 109-123

Royer TV, Minshall GW (2003) Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *J. N. Am. Benth. Soc.* 22(3): 352-358

SEMAD-MG 2012 <http://www.meioambiente.mg.gov.br/>. Accessed in 23 January 2014.

Silva JSO, Bustamante MMC, Markewitz D, Krusche AV, Ferreira LG (2011) Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry* 105: 75-88

Silveira ALL (1993) Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: Tucci, CEM (Org.) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Ed. da Universidade: ABRH: EDUSP, 1993. p.35-51.

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

Svitok M, Novikmec M, Bitusik P *et al.* (2014) Benthic Communities of Low-Order Streams Affected by Acid Mine Drainages: A Case Study from Central Europe. *Water* 6, 1312-1338

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

- Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entekin SA, Stephen MJ (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 29, 118-146
- Thomas SM, Neill C, Deegan LA, Krusche AV, Ballester VM, Victoria RL (2004) Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68: 135-151
- Valiela I, Barth-Jensen C, Stone T, Crusius J, Fox S, Bartholomew M (2013) Deforestation of watersheds of Panama: nutrient retention and export to streams. *Biogeochemistry* 115: 299-315
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR (1997) Multiple trophic levels for a forested stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104
- Wallace JB, Webster JR (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139
- Wantzen K. M (2003) Cerrado Streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the tertiary shields of South America. *Amazoniana* 17, 485-502
- Wantzen KM, Yule CM, Mathooko JM, Pringle CM (2008) Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, London.
- Wantzen MK, Ramírez A, Winemiller KO (2002) New vistas in Neotropical stream ecology – Preface. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 61-65
- Webster JR, Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17, 567-594



Wittmann F, Junk WJ, Piedade MTF (2004). The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management* 196: 199-212

Zimmermann B, Elsenbeer H, Moraes JM (2006) The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management, Amsterdam*, 222: 29-38

Young RG, Matthaei CD, Townsend CR (2008) Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society* 27:605-625

## **Capítulo 1: Effects of land use in the nutrient balance of tropical riparian ecosystems**

### **ABSTRACT**

Water quality and volume of small streams are mainly regulated by interactions between hydrological, geological and biological processes. In tropical regions, small streams are frequently surrounded by gallery forests that play a key role in substance retention and stream maintenance. However, these forests have been drastically reduced by anthropogenic activities. The objective of the study was quantify C, N and P fluxes in different hydrological compartments (wet deposition, runoff and stream output) through the monthly collections (September 2012 to December 2013). Four small streams located in the “Peti Environmental Station” (Brazil) was selected for the study: two located in preserved forested areas (Doné and Usina streams), one in a eucalyptus plantation (Eucaliptal stream) and one under in the iron ore mining region (Brucutu stream). We also evaluated the nutrient balance to identify the influences of different impacts. The Brucutu stream has different water quality in relation to other streams, characterized by a basic water (7.05 – 7.80 pH) and high conductivity and concentration of dissolved nutrient (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, IC and TP). The eucalyptus plantation has different soil characteristics (higher content of clay and P concentration), the area presented increases in runoff volume and the stream has elevated conductivity. Changes in N-processing were observed in both impacted streams, probably due to inhibition of the nitrification process, which can be affected by allelopathic substances (eucalypt) or ionic and osmoregulatory stress. Nutrient fluxes estimated by wet deposition were higher than the runoff and water output estimated for each stream, except for Brucutu stream, which has higher nutrient fluxes in water output. In general, rainfall was the main driver of nutrient transfer between terrestrial and aquatic systems and runoff reflected the watershed conditions. Differences

observed between fluxes of wet deposition, runoff and water output emphasized the importance of the vegetation as a buffering zone.

**Keywords (4-6 words):** nutrient cycling, watershed, gallery forest, runoff, wet deposition

## 1- INTRODUCTION

Gallery forests are typically found in tropical regions, where they run alongside small streams forming corridors (Ribeiro and Walter 2008). This vegetation provide important ecosystems services for lotic systems, like stabilization of the stream banks, water protection, control of soil erosion, acting as a buffer zone, sediment filter and retention of chemicals and nutrients (Lowrance *et al.* 1984; Barling and Moore 1994; Naiman and Decamps 1997; Brauman *et al.* 2007; Christensen *et al.* 2013). Because the gallery forests play an important role in the biogeochemical of small streams, they are considered permanent preservation area by the Brazilian environmental legislation.

Small streams are considered as an open system that maintains constant exchange of nutrients with the adjacent ecosystems (McClain *et al.* 2001). They represent significant environmental connectors responsible for maintaining a link between terrestrial environments and large rivers (Thomas *et al.* 2004). The physical and chemical characteristics of small streams reflect the watershed conditions and provide information about nutrient cycling (Richey *et al.* 1997; McClain and Elsenbeer 2001; Neill *et al.* 2011), especially because they are more sensitive to land-use changes than large rivers (Thomas *et al.* 2004; Krusche *et al.* 2005; Baker *et al.* 2007; Richey *et al.* 2011; Valiela *et al.* 2013).

The water volume and quality of small streams are regulated by the interaction among the hydrological, geological and biological pathways (Likens and Bormann 1974; McClain *et al.* 2001). The riparian vegetation is an important biological input of allochthonous organic matter (Vannote *et al.* 1980; McClain *et al.* 2001) and the erosion process is an example of a geological source (McClain *et al.* 2001). The hydrological contribution, as transport of nutrients into the riparian ecosystem, can be observed under different forms, like groundwater discharge, wet deposition, litter leachate, throughfall

and surface runoff (McClain *et al.* 2001; Silva *et al.* 2011; Parron *et al.* 2011; Argerich *et al.* 2013). Nutrient flow paths can be changed by land use. For example, deforestation of riparian areas and agriculture practices increase stream discharge, erosion, sedimentation and runoff (Foley *et al.* 2005; Neill *et al.* 2011). Moreover, the substitution of riparian vegetation by exotic species, such as *Eucalyptus*, alters the partitioning of rainy and the quality and quantity of allochthonous input of leaf litter to streams (Boyero *et al.* 2012; Correa-Araneda *et al.* 2015).

The rainfall and therefore the deposition are significant nutrient input sources in the hydrological flow path, playing an important role in nutrient transfer in riparian environment, regulating the transport, uptake and retention processes (Randall and Goss 2008; Parron *et al.* 2011). When enter the system the rainfall suffers partitioning, which includes cycling between organic and inorganic forms, and chemical compounds suffer transformations due to leaching and biological processes (McClain *et al.* 2001). Land-use changes can influence rainfall partitioning and hydrological flow paths can alter their spatial patterns (McClain *et al.* 2001; Foley *et al.* 2005; Zimmermann *et al.* 2006). Land-use practices alone are responsible for 35% of the world total anthropogenic emissions since 1850 (Foley *et al.* 2005). Usually, in the absence of human activities the nitrogen atmospheric deposition would be around 0.5 KgN.y<sup>-1</sup>, however, the prediction for 2050 is that the deposition will reach values of 200 TgN.y<sup>-1</sup> (Galloway *et al.* 2008).

Despite the importance of gallery forests for the functioning of aquatic ecosystems, these areas suffer from constant anthropogenic pressures. In South America, the conversion of natural areas is quite intense and stands out against the expansion of agriculture, the intensification of livestock activities and the uncontrolled urbanization (Martinelli *et al.* 2006; Galloway *et al.* 2008; Austin *et al.* 2013). Even though this region is rich in freshwater resources, it shows serious management problems, particularly

related to the lack of proper sewage treatments (Austin *et al.* 2013; Bustamante *et al.* 2015).

Several studies developed in South America have reported the effects of land-use changes in the nutrient balance of the riparian environments, especially in function of deforestation and burning (Biggs *et al.* 2004; Resende *et al.* 2011; Valiela *et al.* 2013), conversion of natural covers into grasslands and agricultural areas (Neill *et al.* 2001; Krusche *et al.* 2005; Deegan *et al.* 2011; Markewitz *et al.* 2011; Neill *et al.* 2011; Richey *et al.* 2011; Silva *et al.* 2011; Thomas *et al.* 2004) and uncontrolled urbanization (Krusche *et al.* 2002; Daniel *et al.* 2002; Andrade *et al.* 2011). There are still many challenges for the management of riparian ecosystems, and the quantification of nutrient balance and the internal processes are important instruments to understand the nutrient cycling. Expand knowledge about nutrient cycling especially in areas exposed to recent impacts it is essential, because it produces early information that support management plans of riparian areas. In this context, this study provides information about the effects of mining activity and eucalyptus plantations in the hydrological flow paths of riparian environments. The objectives of this study were to (1) quantify the nutrient fluxes of wet deposition, runoff and stream water output (2) and estimate differences in nutrient balance in areas impacted by iron ore mining and eucalyptus plantation.

## **2- METHODOLOGY**

### ***2.1- Soil and stream characterization***

Samples of deformed soils were collected randomly at three points with hand stainless steel cylinders in each gallery forest and in the eucalyptus plantation at two depths (5 and 10 cm). Soil samples were air-dried for texture determination and sub-samples were sieved using a 2 mm mesh for chemical analysis according to Silva (2009).

Soil texture was determined based on content of sand, silt and clay; pH was measured in soil-H<sub>2</sub>O (1:2.5); phosphorus and potassium by extraction with Mehlich-1; calcium, magnesium and aluminum by extraction with 1 mol.L<sup>-1</sup> KCl; carbon and nitrogen content by dry combustion elemental analyzer (Carlo Erba, Shimadzu CHN-1110).

In each stream was delimited three points equidistant from a stretch of 50 m comprise three replicate by area. Measurements in situ and sample collection were performed monthly from September 2012 to December 2013. Water temperature, pH, electrical conductivity and dissolved oxygen (DO) were measured using a 556 YSI multi-parameter probe. A digital flow meter (Global Water, FP102/201) was used to register the stream velocity. The height and width of the stream were measured with a graduated scale in centimeters to calculate the discharge. Water samples were collected in each stream using polyethylene bottles and were stored in a cooler until return to the laboratory. Unfiltered samples were used for total phosphorus and sub-samples were filtered throughout glass fiber filters (GF1 - 0.7 µm pore diameter, Macherey and Nagel). All samples were frozen at -20 °C for further chemical analyses. The analytical methods were based on APHA (2005) and ions content were determined by colorimetric methods (PerkinElmer, Lambda 25 spectrophotometer): orthophosphate (SRP) and total phosphorus (TP) by reaction with ascorbic acid and molybdate, after alkaline persulfate digestion for TP; ammonium (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) by reaction with phenol nitroprusside; nitrite (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) and nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) by nitrate reduction method with sulfanilic acid and naphthylamine. These methodologies allow the detection of low ion concentrations ( $\geq 0.05 \mu\text{g.L}^{-1}$  for N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>,  $0.1 \mu\text{g.L}^{-1}$  for N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,  $0.01 \mu\text{g.L}^{-1}$  for N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and  $0.005 \mu\text{g.L}^{-1}$  for SRP and TP). Total dissolved nitrogen (TDN), total carbon (TC) and fractions of organic (TOC) and inorganic carbon (IC) were quantified in a Shimadzu TOC-V<sub>CPN</sub> (detection limit  $\geq 1\text{mg.L}^{-1}$ ) according to APHA (2005). The nutrient fluxes in the stream

output were estimated by multiply the discharge by the concentration of each ion and were expressed in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ .

## ***2.2- Hydrological flow paths contribution***

Wet deposition and runoff samples were collected monthly from October 2012 to December 2013. Collectors for wet deposition were made with high density polyethylene bottles (5 L) coupled to a funnel ( $0.016 \text{ m}^2$ ) covered by a nylon mesh (0.4 mm) to prevent entry of insects or debris, and fed through a looped tubing to avoid evaporation (Fig. 3). Two collectors for wet deposition were installed at the highest points of the Peti reserve in open areas above the canopy of trees. Collectors for runoff were prepared with a rectangle fence of wood (1 x 2 m) coupled to a trough of polyvinyl chloride (PVC). These collectors were installed in a sloped area, in order to channel the water sample into a bottle positioned vertically below the collector and connected by a hose (Fig. 3). Three collectors for runoff were installed in each gallery forest and in the eucalyptus plantation. All bottles were black painted and shielded with white paint for prevent the entry of light and thus algae growth. The same analytical method described before was used for quantify ion concentration and C and N fractions. Runoff samples resulted in high interference, and so it was not possible to measure the concentrations of TP, SRP and DIN. The concentration of P was not measured in wet deposition because normally the amount of phosphorus is very low or almost absent (Markewitz *et al.* 2006; Nardoto *et al.* 2006; Parron *et al.* 2011; Resende *et al.* 2011). The total volume of each bottle was measured, and then was multiplied for the nutrient concentration and the area of each collector for calculating nutrient fluxes. The results were extrapolated to the gallery forest and expressed in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$ .





**Figure 3** – Collector for wet deposition (left) and runoff (right).

### ***2.3- Statistical analysis***

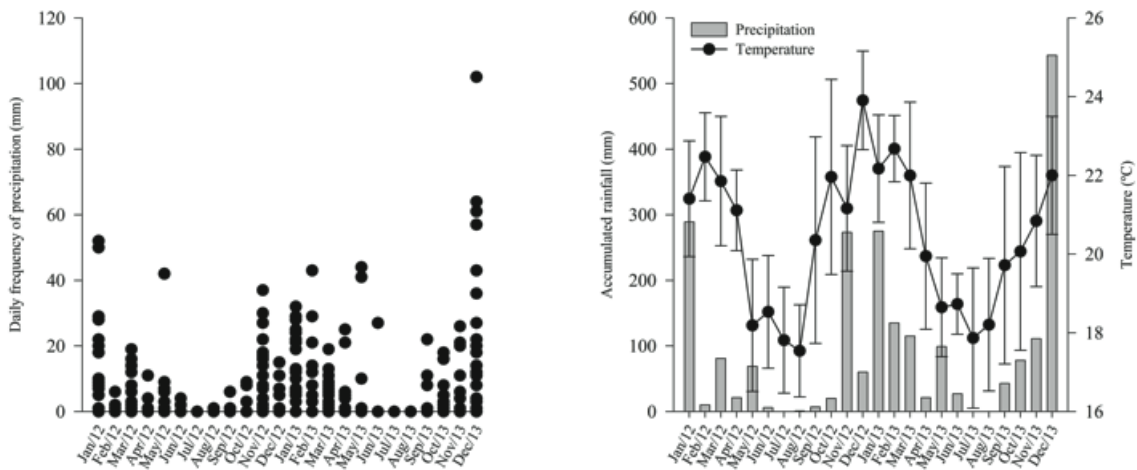
All analyses were performed by the statistical program R 3.1.0 (R Development Core Team 2011), using  $p < 0.05$  to indicate significant effects. Each variable was analyzed using generalized linear model (GLM) in order to identify differences among areas and seasons in all compartments (soil, stream output, wet deposition and runoff). The most appropriate distribution and heteroscedasticity were considered, based on the analysis of residuals. Based on accumulated rainfall during 2012 and 2013, the sampling periods were divided into a distinct dry (May to August), wet (November to February), and transition (March to April and September to October) seasons for statistical analysis.

## **3- RESULTS**

### ***3.1- Climate description***

The annual precipitation at the study site was 837 mm in 2012 and 1495 mm in 2013 (Fig. 4). Rainfall events above 20 mm corresponded to 14% and 30% in 2012 and 2013, respectively. The only month that showed rainfall events exceeding 60 mm during this period was December/13 (Fig. 4). The rainy season (October to March) comprises more than 80% of total annual rainfall in both years. Temperature varied seasonally and

presented average monthly temperature equal to 20.5 °C (Fig. 4). Mean temperature during the dry period was 22 °C, which was about 3 °C below the rainy season.



**Figure 4** – Rainfall events in each month (left), and monthly variation of accumulated precipitation and temperature (right) in the Peti Environmental Station, Brazil (January 12 to December 13).

### 3.2- Characteristics of soil

All areas had acid soils and similar content of C and N, and showed no significant differences between depths (Table 1). The preserved areas (gallery forest of Doné and Usina) were most similar, presenting sandy soils and small variations in relation to nutrient concentration. While the gallery forest of Brucutu stream presents silty soil and low concentration of K and  $Al^{3+}$ . The area of eucalyptus plantation has clayey soils and highest content of P,  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ , besides higher sum of exchangeable bases and soil cation exchange.

**Table 1** – Physical and chemical characteristics of the soil of each gallery forest in two different depths. The remaining phosphorus is represented by P-rem; the sum of exchangeable bases by SB and the capacity of effective soil cation exchange by “T”.

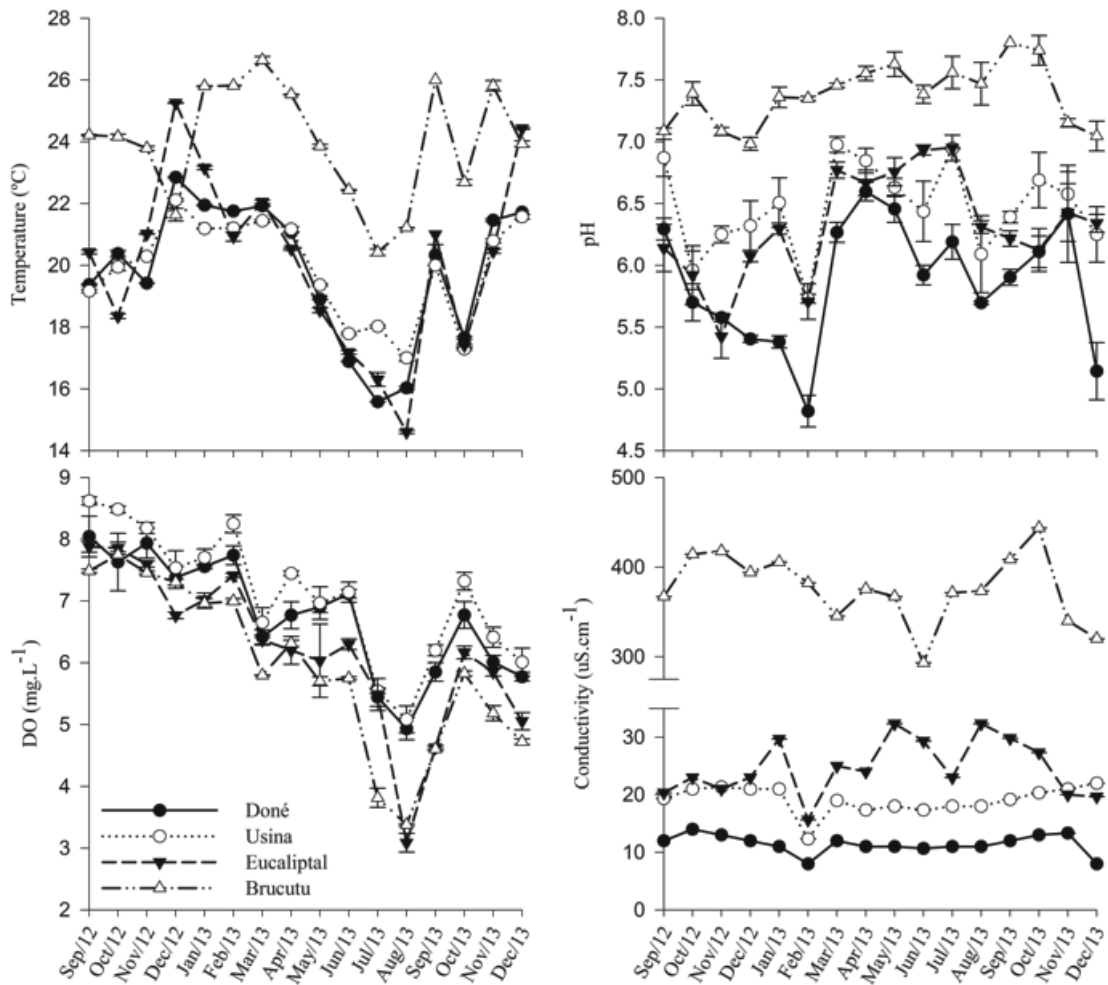
Site	Doné		Usina		Eucaliptal		Brucutu	
	5 cm	10 cm	5 cm	10 cm	5 cm	10 cm	5 cm	10 cm
Sand (%)	72	67	70	71	40	42	66	66
Silt (%)	8	12	7	8	7	5	20	21
Clay (%)	20	21	23	21	53	53	14	13
pH	5.58	3.98	4.60	4.17	5.14	4.81	4.64	4.70
C (%)	2.00	1.72	2.57	1.40	2.05	2.16	2.20	1.69
N (%)	0.10	0.10	0.15	0.10	0.13	0.14	0.14	0.16
P (mg.dm <sup>-3</sup> )	2.4	2.4	3.4	3.1	12.3	11.0	2.6	2.3
P-rem (mg.L <sup>-1</sup> )	25.7	22.4	26.5	25.5	21.6	20.0	29.5	26.3
K (mg.dm <sup>-3</sup> )	64	44	83	69	39	31	27	29
Ca <sup>2+</sup> (cmol.dm <sup>-3</sup> )	0.41	0.35	1.42	0.98	2.76	1.92	0.66	0.43
Mg <sup>2+</sup> (cmol.dm <sup>-3</sup> )	0.22	0.15	0.27	0.21	0.79	0.52	0.49	0.39
Al <sup>3+</sup> (cmol.dm <sup>-3</sup> )	2.40	2.10	1.10	1.10	0.60	0.80	0.70	0.70
SB (cmol.dm <sup>-3</sup> )	0.79	0.61	1.90	1.37	3.65	2.52	1.22	0.89
T	3.19	2.71	3.00	2.47	4.25	3.32	1.92	1.59

### *3.3- Characteristics of streams*

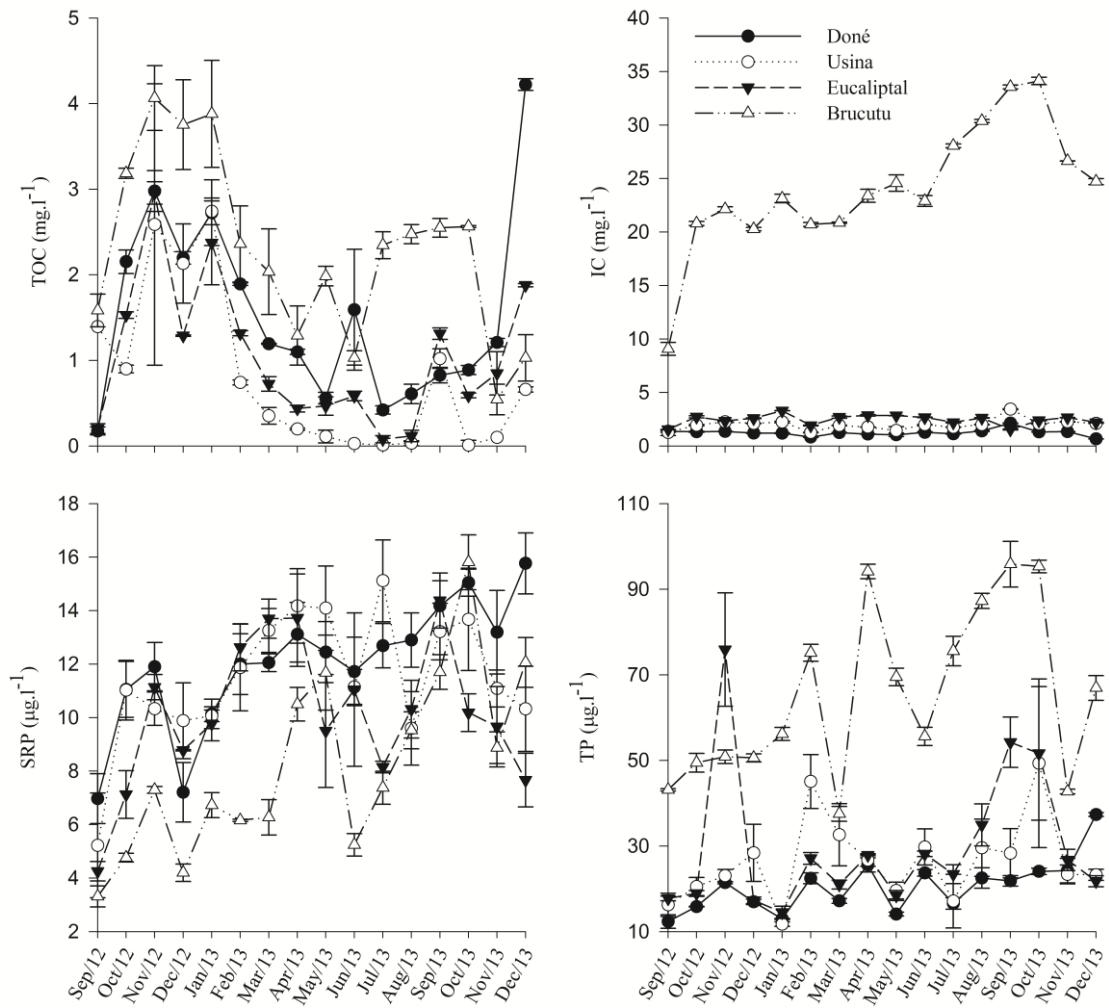
Most significant differences were detected when impacted streams (Eucaliptal and Brucutu) were compared with preserved streams (Doné and Usina). As expected, the preserved streams (Doné and Usina) showed no significant differences between them, presenting low conductivity and ion concentration (Fig. 5, 6 and 7). Significant difference

between preserved streams was detected only for the concentration of  $\text{N-NO}_3^-$ , which was two times lower in Doné stream (Figure 7). The Brucutu stream showed significantly elevated mean temperature ( $F = 56, p < 0.001$ ) and more alkaline water ( $F = 120, p < 0.001$ ). The conductivity of Brucutu stream was 15-34 times higher and Eucaliptal stream was about 24-56% higher than preserved streams ( $F = 7842, p < 0.001$ ). Higher carbon concentrations were observed in Brucutu stream (Fig. 6), in particular for IC, which was 10-19 times higher than the other streams ( $F = 1529, p < 0.001$ ). In the Brucutu stream the TP content was also about 2-3 times higher ( $F = 61, p < 0.001$ ), but the concentration of SRP was significant lower ( $F = 16, p < 0.001$ ) (Fig. 6). Eucaliptal and Brucutu streams showed concentration of  $\text{N-NO}_3^-$  significantly higher than preserved streams, around 7-25 times (Fig. 7).

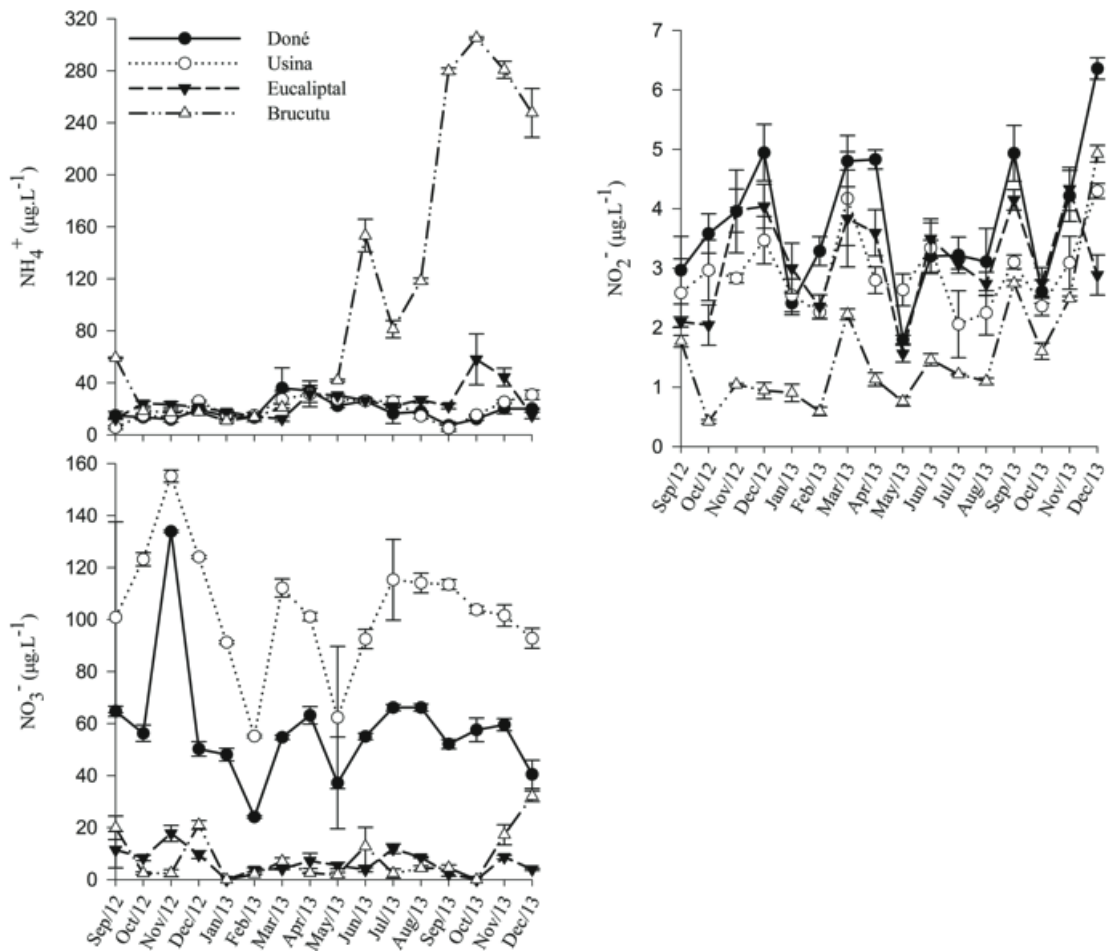
Influence of seasonality was observed for some variables ( $p < 0.001$ ). Temperature, conductivity and DO were lower during dry season in all streams, but in the same period it was observed higher pH values (Fig. 5). Eucaliptal stream was the only that presented lower conductivity during the rainy season (Fig. 5). Concentration of TOC and  $\text{N-NO}_2^-$  varied seasonally and presented significantly higher values during the rainy season (Fig. 6 and 7).



**Figure 5** – Monthly variation and standard error of stream water characteristics (temperature, pH, DO and conductivity) in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013).



**Figure 6** – Monthly variation and standard error of concentration of organic carbon (TOC), inorganic carbon (IC), reactive phosphorus (SRP) and total phosphorus (TP) in streams in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013).



**Figure 7** – Monthly variation and standard error of concentration of inorganic nitrogen ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  and  $\text{N-NO}_3^-$ ) in streams in the Peti Environmental Station, Brazil (September 2012 to December 2013).

### 3.5- Flow paths and nutrient balance

Considering the wet deposition, the organic carbon corresponded to 96% of the total carbon present in this compartment and the concentration of  $\text{N-NO}_3^-$  was the most representative fraction of inorganic nitrogen (Table 2). Despite the concentration of most nutrients have been higher during the rainy season, significant differences between seasons was observed just for TOC, TC, IC and TN (Table 2). The concentrations of TC and TN were about five and six times higher during the dry season, respectively.

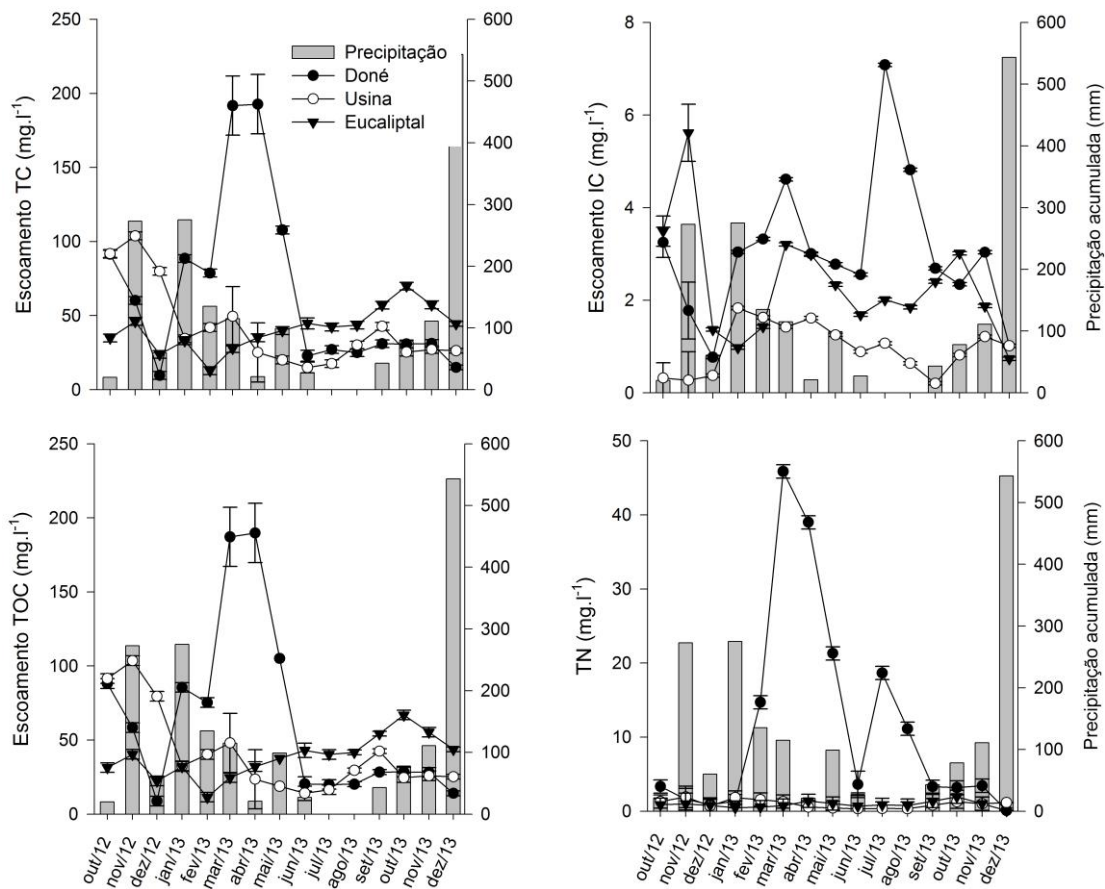
**Table 2** – Average nutrient concentration for wet deposition during rainy and dry seasons. Standard error is expressed in parenthesis.

Variables	Rainy	Dry
TOC (mg.L <sup>-1</sup> ) *	9.919 (1.998)	48.371 (21.741)
TC (mg.L <sup>-1</sup> ) *	10.296 (1.982)	48.938 (21.758)
IC (mg.L <sup>-1</sup> ) *	0.376 (0.038)	0.573 (0.115)
TN (mg.L <sup>-1</sup> ) *	0.215 (0.046)	1.247 (0.670)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	11.64 (3.637)	3.88 (0.062)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	0.86 (0.132)	1.50 (0.384)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μg.L <sup>-1</sup> )	79.38 (33.404)	125.90 (55.938)

The symbol \* represents significant differences between seasons

In runoff compartment, the organic carbon was also the most representative carbon fraction, and the highest concentrations were measured in gallery forest of Doné streams (Fig. 8). The TN concentration was also higher in the gallery forest of Doné stream in comparison of Usina and Eucalipital, which showed similar concentrations. No significant seasonal variation was detected for nutrient concentration in the runoff samples. Concentrations of phosphorus and inorganic fractions of nitrogen were not detected by the methodology adopted due to the low concentrations or, most probably, to interferences from other compounds. It was not possible to collect runoff samples in the gallery forest of Brucutu stream because of the low slope of the land, which prevented the storage of water sample in the collectors.





**Figure 8** – Monthly variation of runoff samples and standard error of concentration of total carbon (TC), inorganic carbon (IC), organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) in preserve areas (Doné and Usina) and eucalyptus plantation (Eucaliptal).

Nutrient concentration measured in each compartments and in streams resulted in different nutrient fluxes (Table 3). Wet deposition showed highest nutrient fluxes in comparison with other compartments. However, Brucutu stream showed the highest export of nutrients in water output than other streams and wet deposition. In general, contrasting the fluxes between riparian zones and streams, it was possible to observe that the export of nutrients in water output was higher than in runoff. Except for Doné riparian

area, which showed an opposite relationship in the nutrient fluxes, presenting higher fluxes in runoff than in water output.

**Table 3** – Annual fluxes of nutrients in different flow paths.

Fluxes (kg.ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> )	Wet	Runoff			Stream output			
	deposition	Dn	Us	Ec	Dn	Us	Ec	Br
TOC	195.49	5.38	0.42	1.61	3.03	7.10	4.45	3599.4
TC	203.78	5.78	0.43	1.70	5.48	23.36	14.89	41418.5
IC	8.28	0.40	0.01	0.09	2.45	17.37	10.43	37819.1
TN	3.81	0.65	0.02	0.03	-	-	-	-
TP	-	-	-	-	0.04	0.23	0.13	102.64
SRP	-	-	-	-	0.02	0.10	0.04	12.91
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.16	-	-	-	0.04	0.17	0.11	174.44
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.02	-	-	-	0.01	0.03	0.01	2.48
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.15	-	-	-	0.11	0.88	0.02	11.45

#### 4- DISCUSSION

Small streams are more sensitive to land-use changes than larger rivers and the stream water characteristics reflect the conditions of the riparian environment. Therefore, conversion of natural cover can be affects stream chemistry with potential effects on ecosystem function. Previous studies have shown that preserved small streams in tropical region had acid water and low ion concentration and, consequently, low conductivity level (Markevitz *et al.* 2006, Silva *et al.* 2011) as observed in preserved streams of this study (Doné and Usina streams). The main characteristics related to the changes in land cover detected in this present study were conductivity, nitrogen and carbon

concentrations, which were higher in streams impacted by eucalyptus plantations and iron ore mining. Normally, streams located in rural or urban areas presented higher conductivity and DIN concentration forms due to leaching of fertilizer and untreated sewage discharge, respectively (Andrade *et al.* 2011; Silva *et al.* 2011). Furthermore, increases in conductivity and concentration of DIN, sulfate and metal were also observed in streams disturbed by mine activity (Atanackovic *et al.* 2013; Hopkins *et al.* 2013; Muruven and Tekere 2013; Svitok *et al.* 2014). Therefore, increases in nutrient concentration and conductivity in small streams can be a consequence from leaching of surface exposure and transport of particles and substances from surround areas (Neill *et al.* 2006; Simmons *et al.* 2008; Silva *et al.* 2011; Berkowitz *et al.* 2014).

The continuous soil management and use of fertilizers in cultivated areas promotes soil compaction, reduction of water infiltration and increase nutrient concentration in the soil (Moraes *et al.* 2006; Pires *et al.* 2006; Germer *et al.* 2010; Silva *et al.* 2011). The higher concentrations of P, Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> in the soil of eucalyptus plantation of this study are the results of use of phosphate fertilizer. Despite the use of fertilizers, the N concentration did not change significantly and other ions were reduced, emphasizing the high capacity of eucalyptus in the nutrient absorption (Vezzani *et al.* 2001). The soil characteristics in eucalyptus plantation, as a higher content of clay and nutrient concentration, promote the transport of substances and particulate matter into the streams, resulting in higher conductivity and TP concentration in stream water. Allelopathic substances released by eucalyptus can also be transported to the stream, which can inhibit the nitrification process (Rice 1992; Ferreira and Aquila 2000). Differences in the proportion of dissolved inorganic forms of nitrogen in the Eucaliptal stream suggest microbial inhibition in the ammonium oxidation process to nitrate.

The gallery forest of Brucutu stream is considered preserved and the soil showed similar characteristics to the soils of preserved areas (Doné and Usina). Therefore, alterations in the water of Brucutu stream are directly related to the mining activity. The effluent inputs from the mining activity was responsible for changing the water chemistry, turning the stream more alkaline and increasing the conductivity and nutrient concentration in comparison to preserved streams. In the case of Brucutu stream, the soil disturbance and particulate matter movement may explain the higher carbon concentration, both organic and inorganic. The higher conductivity and inorganic nitrogen concentration corroborates with other studies conducted in small streams under different mining types (Hogsden and Harding 2013; Hopkins *et al.* 2013; Muruven and Tekere 2013; Niyogi *et al.* 2013; Svitok *et al.* 2014). High levels of conductivity, as detected in Brucutu stream, can induce ionic and osmoregulatory stress in aquatic organisms and affect the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates, which play key role in-stream nutrient process (Pond *et al.* 2008; Bernhardt and Palmer 2011; Bernhardt *et al.* 2012; Griffith *et al.* 2012; Svitok *et al.* 2014). Therefore, the conditions found in the Brucutu stream can change the internal nutrient cycling because it directly affects the aquatic community, which is responsible for the decomposition processes of organic matter and nutrient mineralization. Higher concentration of  $\text{N-NH}_4^+$  in contrast to low concentration of  $\text{N-NO}_3^-$  and  $\text{N-NO}_2^-$  in the Brucutu stream could be explained by nitrification inhibition, probably due to the changes in the microbial community.

During the rainy season all streams presented higher values of nutrients and DO, and lower pH values. In tropical regions, differences observed between seasons can be directly related to rainfall, which at the beginning of the season acts as an important carrier of nutrients and enhances the water oxygenation. Silva *et al.* (2011) also detected, in the Cerrado region (Brazilian savannah), seasonal variation in preserved and rural

streams that showed higher values of alkalinity and nutrient concentration in the rainy season. Increase in nutrient concentration may be an indication of surface leaching of the soil organic matter, since the water circulation into the ecosystem is larger during the rainy period (Forti *et al.* 2000; Silva *et al.* 2011; Pandey *et al.* 2014). However, lower concentrations of nutrients in streams of these same regions can also be observed during the more advanced rainy season, mainly due to the dilution caused by the large amount of rain, which can reduce the observed effects of land use in the water chemical quality (Markewitz *et al.* 2001; Markewitz *et al.* 2006).

Nutrient concentration in the wet deposition may vary temporally and spatially, since nutrients can be transported over long distances in the atmosphere (Pandey *et al.* 2014). However, in preserved areas the concentration of nutrients is in general lower and can increase due to modifications in land use (Resende *et al.* 2011; Macinnis-Ng *et al.* 2012; Pandey *et al.* 2014). Fire, agriculture and mine activity are considered important factors related to increased input of nutrients in the atmosphere (Resende *et al.* 2011; Valiela *et al.* 2013; Pandey *et al.* 2014). In this study, the estimated carbon input by wet deposition was about four times higher compared to other reported studies (Lilienfein and Wilcke 2005; Markewitz *et al.* 2006). Markewitz *et al.* (2004) reported high TOC deposition for the Amazon region, with values similar to the presented here. In our case, the higher nutrient input by wet deposition can be explained by the mining activity, which causes soil disturbance, increasing the amount of particulate matter in the atmosphere. The amount of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> was the most representative fraction of inorganic nitrogen in the atmospheric deposition compartment, which was also reported by other studies carried out in the tropical region (Valiela *et al.* 2013; Pandey *et al.* 2014). Parron *et al.* (2011) also reported that the amount of inorganic nitrogen exceeded the organic fraction, but the

total nitrogen they quantified was about three times higher than our values, due to the constant fires that occurred in the region.

The amount of nutrients exported through runoff can result from a combination of factors, such as atmospheric deposition and local changes in the land use (Pandey *et al.* 2014). Furthermore, agriculture can contribute as an additional supplement of nutrients and hydrological factors can influence their circulation and transport (Parron *et al.* 2011; Silva *et al.* 2011; Pandey *et al.* 2014). The higher nutrients concentrations observed in the runoff compartment of the Doné riparian forest can be associated with a higher quality of soil and quantity of organic matter deposited on the soil surface. The gallery forests of the Eucalipital and Usina streams showed lower concentration of nutrients in the runoff than the preserved area of the Doné stream. This difference may be associated with increased soil compaction caused by agricultural practices that reduce water infiltration into the soil (Moraes *et al.* 2006; Germer *et al.* 2010; Silva *et al.* 2011). In general however, several studies have shown that deforestation and the establishment of pastures or agricultural areas tend to increase the surface nutrient export (Pedron *et al.* 2004; Biggs *et al.* 2004; Spera *et al.* 2006).

A large variation of inorganic N loading in streams was observed in this study, ranging from 0.14 to 188.37 kg.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup>, as expected in research works developed throughout a gradient of preserved and impacted ecosystems. For example, studies developed in preserved small streams and second growth forest watersheds showed values between 0.11 and 5.32 kg.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> (Groffman *et al.* 2004; Simmons *et al.* 2008; Berkowitz *et al.* 2014), similar to the present study estimated fluxes for preserved areas covered by secondary forest (0.15 to 1.08 kg.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup>). Berkowitz *et al.* (2014) reported fluxes of DIN above 50 kg.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> in areas altered by recent mining activity and Simmons *et al.* (2008) showed that C loading was about 2.5 times higher than adjacent preserved

streams. Similar tendency was detected by other studies, which reported that TP fluxes tend to increase in function of impacts, ranging from 80 in preserved areas to 318 kg.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> in mining watersheds (Simmons *et al.* 2008; Berkowitz *et al.* 2014). All nutrient fluxes in the Brucutu stream output were higher than the fluxes estimated in wet deposition, suggesting that the effluent dam is responsible for the high N-fluxes and increases in C and P loading can be the result of exposure and mineral leaching from the surface.

Rainfall can be considered an important source of nutrients and plays an important role in nutrient transport among different environments and the gallery forests take part in the retention of compounds and substances (Parron *et al.* 2011). Nutrient fluxes in the wet deposition were higher than the fluxes in the other compartments estimated in this study, confirming the importance of riparian vegetation as a buffering zone. Studies developed in the tropical regions emphasize the conservative role played by the gallery forests considering the differences detected in nutrient concentrations between the compartments (Davidson *et al.* 2004; Markewitz *et al.* 2006; Parron *et al.* 2011; Resende *et al.* 2011; Valiela *et al.* 2013). Deforestation, changes in land cover and mining effluents can modify the nutrient cycling, resulting in changes in the water quality of small streams.

In tropical regions, the riparian environments have been altered due to the intensification of human activities during the last decades. This study provides informations about the impact of eucalyptus plantation and mine activity in the nutrient balance and water quality of small streams. The differences detected among nutrient fluxes quantified in each compartment (wet deposition, runoff and stream output) emphasized the importance of riparian vegetation in nutrient retention. The results showed that the mining activity was able to alter the water quality of the small stream, changing the pH and increasing the conductivity and nutrient concentration (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, IC

and TP). Cultivation and management of eucalyptus, even at an early stage, can also affect the water quality of small streams and change the nutrient transport between the riparian vegetation and the aquatic ecosystem. Riparian environments under the influence of eucalyptus plantation showed higher soil compaction, increased volume of runoff samples and increase of water conductivity. Changes in nitrogen processing can be observed in both impacted streams, probably due to the inhibition of the nitrification process, which can be affected by allelopathic substances excreted by eucalyptus or by high dissolved metals content, which can modify the performance of bacterial activity. These results provide useful data to support management plans and restoration of degraded areas.



## 5- REFERENCES

Andrade TMB, Camargo PB, Silva DML, Piccolo MC, Vieira SA, Alves LF, Joly CA, Martinelli LA (2011) Dynamics of Dissolved Forms of Carbon and Inorganic Nitrogen in Small Watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. *Water Air and Soil Pollution* 214: 393-408

APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation 20th ed. Washington.

Argerich A, Johnson SL, Sebestyen SD, Rhoades CC, Greathouse E, Knoepp JD, Adams MB, Likens GE, Campbell JL, McDowell WH, Scatena FN, Ice GG (2013) Trends in stream nitrogen concentrations for forested reference catchments across the USA. *Environmental Research Letters* 8: 1-8

Atanackovic N, Dragisic V, Stojkovic J, Pasic P, Zivanovic V (2013) Hydrochemical characteristics of mine waters from abandoned mining sites in Serbia and their impact on surface water quality. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 7615-7626

Austin AT, Bustamante MMC, Nardoto GB, Mitre SK, Perez T, Ometto JPHB, Ascarrunz NL, Forti MC, Longo K, Gavito ME, Erich-Prast A, Martinelli LA (2013) Latin America's Nitrogen Challenge. *Science* 340: 149-149

Baker AR, Weston K, Kelly SD, Voss M, Streu P, Cape JN (2007) Dry and wet deposition of nutrients from the tropical Atlantic atmosphere: Links to primary productivity and nitrogen fixation. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 54(10): 1704-1720

Barling RD, Moore ID (1994) Role of buffer strips in management of waterway pollution - a review. *Environmental Management* 18(4): 543-558

- Berkowitz JF, Summers EA, Noble CV, White JR, DeLaune RD (2014) Investigation of biogeochemical functional proxies in headwater streams across a range of channel and catchment alterations. *Environmental Management* 53: 534-548
- Bernhardt ES, Lutz B, King RS *et al.* (2012) *Environmental Science and Technology* 46: 8112-8115
- Bernhardt ES, Palmer MA (2011) The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 39-57
- Biggs TW, Dunne T, Martinelli LA (2004) Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry* 68: 227-257
- Boyero L, Barmuta LA, Ratnarajah L, Schmidt K, Pearson RG (2012) Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison *Freshwater Research* 33(4): 296-
- Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA (2007) The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98
- Correa-Araneda F, Boyero L, Figueroa R *et al.* (2015) Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on stream detritivore fitness and litter breakdown. *Aquat Sci* (2015) 77:197–205
- Christensen JR, Nash MS, Neale A (2013) Identifying Riparian Buffer Effects on Stream Nitrogen in Southeastern Coastal Plain Watersheds. *Environmental Management* 52(5): 1161-1176
- Daniel MHB, Montebelo AA, Bernardes MC, Ometto JPHB, Camargo PB, Krusche AV, Ballester MV, Victoria RL, Martinelli, L.A. (2002) Effects of urban sewage on dissolved

oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 136:189-206

Davidson EA, Neill C, Krusche AV, Ballester VVR, Markewitz D, Figueiredo RD (2004) Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. In: DeFries RS, Asner GP, Houghton RA (eds) *Ecosystems and Land Use Change*. Geophysical Monograph Series, vol. 153, pp 147-158

Deegan LA, Neill C, Hauptert CL, Ballester MVR, Krusche AV, Victoria RL, Thomas SM, Moor E (2011) Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry* 105: 53-74

Ferreira AG, Aquila MEA (2000) Alelopatia: uma área emergente da fisiologia. *Revista Brasileira de Fisiologia vegetal* 12: 175-204.

Forti MC, Boulet R, Melfi AJ, Neal C (2000) Hydrogeochemistry of a small catchment in Northeastern Amazonia: A comparison between natural with deforested parts of the catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Water Air and Soil Pollution* 118: 263-279

Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howard RW, Cowling EB, Cosby BJ (2008) The nitrogen cascade. *BioScience* 53(3): 342-356

Griffith MB, Norton SB, Alexander LC, Pollard AI, LeDuc SD (2012) The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the central Appalachians: a review. *Science of the Total Environment* 417: 1–12

Groffman PM, Law NL, Belt KT, Band LE, Fisher GT (2004) Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems* 7: 393-403.

Hopkins RL, Altier BM, Haselman D, Merry AD, White JJ (2013) Exploring the legacy effects of surface coal mining on stream chemistry. *Hydrobiologia* 713: 87-95

Krusche AV, Ballester MVR, Victoria RL, Bernardes MC, Leite NK, Hanada L, Victoria DdC, Toledo AM, Ometto JP, Moreira MZ, Gomes BM, Bolson MA, Gouveia Neto S, Bonelli N, Deegan L, Neill C, Thomas S, Aufdenkampe AK, Richey JE (2005) Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazonica* 35(2): 197-205

Krusche AV, Martinelli LA, Victoria RL, Bernardes M, de Camargo PB, Ballester MV, Trumbore SE (2002) Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin). *Water Research* 36(11): 2743-2752

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

Lilienfein J, Wilcke W (2005) Water and element input into native, agri- and silvicultural ecosystems of the Brazilian savanna. *Biogeochemistry* 72: 409-411

Lowrance R, Todd R, Fail J, Hendrickson O, Leonard R, Asmussen L (1984) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34(6): 374-377

Macinnis-Ng CMO, Flores EE, Mueller H, Schwendenmann L (2012) Rainfall partitioning into throughfall and stemflow and associated nutrient fluxes: land use impacts in a lower montane tropical region of Panama. *Biogeochemistry* 111: 661-676

Markewitz D, Davidson E, Moutinho P, Nepstad D (2004) Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications* 14(4): S177-S199

Markewitz D, Davidson EA, Figueiredo RO, Victoria RL, Krusche AV (2001) Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. *Nature* 410: 802-805

Markewitz D, Lamon EC, Bustamante MMC, Chaves J, Figueiredo RO, Johnson MS, Krusche A, Neill C, Silva JSO (2011) Discharge-calcium concentration relationships in streams of the Amazon and Cerrado of Brazil: soil or land use controlled. *Biogeochemistry* 105: 19-35

Markewitz D, Resende JCF, Parron L, Bustamante MMC, Klink CA, Figueiredo RO, Davidson EA (2006) Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian cerrado. *Hydrological Processes* 20(12): 2615-2639

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

Moraes JM, Schuler AE, Dunne T, Figueiredo RO, Victoria RL (2006) Water storage and runoff process in plinthic soils under forest and pasture in eastern amazonia. *Hydrological Process*, Bristol, v.20, p.2509-2526

Muruven DN, Tekere M (2013) An Evaluation of the Cumulative Surface Water Pollution on Selected Areas within the Consolidated Main Reef Area, Roodepoort, South Africa. *Air, Soil and Water Research* 6: 121-130

Naiman RJ, Décamps H (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28: 621-658

Nardoto GB, Bustamante MMC, Pinto AS, Klink CA (2006) Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22: 191-201

Neill C, Chaves JE, Biggs T, Deegan LA, Elsenbeer H, Figueiredo RO, Germer S, Johnson MS, Lehmann J, Markewitz D, Piccolo MC (2011) Runoff sources and land

cover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds. *Biogeochemistry* 105: 7-18

Neill C, Deegan LA, Thomas SM, Cerri CC (2001) Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian Streams. *Ecological Applications* 11(6): 1817-1828

Pandey J, Pandey U, Singh AV (2014) Impact of changing atmospheric deposition chemistry on carbon and nutrient loading to Ganga River: integrating land-atmosphere-water components to uncover cross-domain carbon linkages. *Biogeochemistry* 119: 179-198

Parron LM, Bustamante MMC, Markewitz D (2011) Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry* 105: 89-104

Pond GJ, Passmore ME, Borsuk FA, Reynolds L, Rose CJ (2008) Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *J. N. Am. Benth. Soc.* 27, 717-737

R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Resende JCF, Markewitz D, Klink CA, Bustamante MMC, Davidson EA (2011) Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning. *Biogeochemistry* 105: 105-118

Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Sana SM and Almeida SP. Editors. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina-DF, Embrapa CPAC, p. 89-166

Rice EL (1992) Allelopathy effects on nitrogen cycling. In: Rizvi SJH, Rizvi H (Eds) *Allelopathy: Basic and applied aspects*. Springer Netherlands, London, pp 31-58

- Richey JE, Ballester MV, Davidson EA, Johnson MS, Krusche AV (2011) Land-Water interactions in the amazon. *Biogeochemistry* 105: 1-5
- Richey JE, Wilhelm SR, McClain ME, Victoria LR, Melack JM, Lima CA (1997) Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthropogenic change. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 49: 98-110
- Silva FC (2009) Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2nd ed. EMBRAPA, Brasília, Brasil
- Silva JSO, Bustamante MMC, Markewitz D, Krusche AV, Ferreira LG (2011) Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry* 105: 75-88
- Simmons JA, Currie WS, Eshleman KN, Kuers K, Monteleone S, Negley TL, Pohlad BR, Thomas CL (2008) Forest to reclaimed mine land use change leads to altered ecosystem structure and function. *Ecological Application* 18: 104-118
- Svitok M, Novikmec M, Bitusik P *et al.* (2014) Benthic Communities of Low-Order Streams Affected by Acid Mine Drainages: A Case Study from Central Europe. *Water* 6, 1312-1338
- Thomas SM, Neill C, Deegan LA, Krusche AV, Ballester VM, Victoria RL (2004) Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68: 135-151
- Valiela I, Barth-Jensen C, Stone T, Crusius J, Fox S, Bartholomew M (2013) Deforestation of watersheds of Panama: nutrient retention and export to streams. *Biogeochemistry* 115: 299-315
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137

Zimmermann B, Elsenbeer H, Moraes JM (2006) The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 222: 29-38



## **Capítulo 2: Efeitos do plantio de eucalipto no aporte de detritos foliares e na dinâmica de decomposição**

### **RESUMO**

A produtividade primária em pequenos riachos é baixa ou praticamente ausente, sendo os detritos foliares alóctones a principal fonte de matéria e energia e a decomposição o processo chave para a ciclagem de nutrientes em ecossistemas lóticos de pequeno porte. Diversos fatores combinados estão envolvidos no processo de decomposição e a importância relativa de cada um varia em função da escala do estudo. Em escala local, as características do riacho e a qualidade dos detritos são os principais fatores reguladores do processo de decomposição. Esse estudo foi desenvolvido na Estação Ambiental de Peti, onde foram selecionados um riacho preservado e outro impactado por plantios de eucalipto. O aporte total de folhas foi quantificado através do aporte lateral e direto e os detritos de folhas de espécies nativas e de folhas de eucalipto foram incubados separadamente e simultaneamente em ambos os riachos. Embora os detritos de eucalipto contenham concentrações mais baixas de nitrogênio e maior razão C:N, estes foram decompostos mais rapidamente em relação ao mix de folhas. O processo de decomposição de ambos os detritos tenha sido mais lento quando incubados no riacho impactado, entretanto, o fluxo de carbono foi maior. A decomposição dos detritos de eucalipto resultou em maiores fluxos de carbono em relação ao mix de folhas tanto quando incubados no riacho preservado quanto no riacho impactado. Quando ao fluxo de nitrogênio, não foi possível observar variação significativa entre os detritos ou entre os riachos. Os resultados obtidos mostraram que as mudanças ambientais não alteram apenas a quantidade e a qualidade do aporte de matéria orgânica, mas também a ciclagem de nutrientes mediada pelo processo de decomposição.

**Palavras-chave:** fluxo de nutrientes, serapilheira, Mata de Galeria, pequenos riachos, perda de massa.

## 1- INTRODUÇÃO

A Mata de Galeria é uma vegetação que acompanha pequenos riachos, formando corredores de mata fechada que dificulta a entrada direta de luminosidade, resultando em uma produtividade primária baixa ou ausente nestes riachos (Vannote *et al.* 1980). A contribuição da vegetação ripária, por meio do aporte de detritos vegetais, é a principal fonte de matéria e energia para os pequenos riachos (Vannote *et al.* 1980, Dobson and Frid 1998), sendo as folhas a porção mais representativa em termos quantitativos e qualitativos (Benson and Pearson 1993, Abelho and Graça 1996 e 1998, Wantzen *et al.* 2008). A quantidade e a qualidade do aporte de detritos foliares oriundos da vegetação ripária dependem de diversos fatores, tais como o clima, tipo de solo, composição florística e estágio sucessional da mata (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008). A contribuição da vegetação ripária pode variar amplamente em termos quantitativos, representando cerca de 6 a 20% da produção anual de serapilheira foliar, e essa variação ocorre principalmente devido aos diferentes tipos de formação e composição vegetal (Dosskey and Bertsch 1994, McClain and Richey 1996, Abelho and Graça 1998). O aporte de folhas é deslocado para os pequenos riachos basicamente de duas formas: o direto, que depende do tipo de vegetação; e o lateral, que é afetado, além do tipo de vegetação, pela inclinação do terreno, vento, escoamento superficial e modificações antrópicas (Wantzen *et al.* 2008).

A decomposição da matéria orgânica alóctone, constituída principalmente por folhas, é o processo chave para a ciclagem de nutrientes em sistemas lóticos de pequeno porte (Vannote *et al.* 1980). Uma combinação de fatores bióticos e abióticos está envolvida no processo de decomposição dos detritos foliares, mediado principalmente por microrganismos e invertebrados detritívoros (Gessner *et al.* 1999, Wantzen *et al.* 2008, Graça *et al.* 2015). A lixiviação, abrasão e fragmentação do detrito pela ação da

água são processos físicos responsáveis pela redução no tamanho das partículas e transformação química de compostos solúveis (Petersen and Cummins 1974, Webster and Benfield 1986, Wantzen *et al.* 2008). A atuação dos microrganismos e invertebrados detritívoros resulta na conversão dos detritos em matéria orgânica particulada grossa e fina, além de serem os responsáveis pelas transferências entre os níveis tróficos (Wallace and Webster 1996, Bärlocher 1992, Gessner *et al.* 1999, Graça *et al.* 2015).

Estudos tem mostrado uma ampla variação na velocidade de decomposição dos detritos foliares em pequenos riachos tropicais, principalmente em função da alta heterogeneidade e diversidade florística da vegetação (Mathuriau and Chauvet 2002, Abelho *et al.* 2005, Gonçalves *et al.* 2006, Wantzen *et al.* 2008, Ardón *et al.* 2009). Em escala local, a qualidade dos detritos foliares e as características dos pequenos riachos são considerados os fatores que mais influenciam a dinâmica de decomposição na região tropical (Royer and Minshall 2003, Wantzen *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). Diversas características dos detritos foliares estão associadas com a velocidade de decomposição, como por exemplo, a concentração de compostos estruturais, principalmente lignina e celulose (Gessner and Chauvet 1994); conteúdo de nitrogênio (Melillo *et al.* 1982); razão C:P e C:N (Enriquez *et al.* 1993) e concentrações de polifenóis (Ostrofsky 1997, Driebe and Whitman 2000). No caso das espécies de eucalipto, a alta concentração de polifenóis e a presença de óleos nas folhas podem inibir a atividade microbiana e, conseqüentemente, retardar o processo de decomposição (Bunn 1988, Boulton and Boon 1991, Canhoto *et al.* 2002).

Distúrbios na vegetação ripária como o desmatamento ou a substituição da cobertura vegetal por monoculturas e pastagens podem afetar diretamente o funcionamento dos pequenos riachos. Mudanças na quantidade e na qualidade do aporte de matéria orgânica e alterações nas características físicas e químicas da água podem

provocar sérias consequências na estrutura e composição das comunidades de microrganismos e invertebrados detritívoros (Bärlocher 1992, Moulton 1999, Swan and Palmer 2006, Wantzen *et al.* 2008). O rápido crescimento das áreas reflorestadas por eucalipto tem sido um grande problema de modificação da cobertura vegetal. Os plantios de eucalipto são destinados principalmente à indústria de papel, celulose e carvão, sendo que as maiores áreas plantadas estão localizadas na Índia e no Brasil, seguida pela Península Ibérica, China e África do Sul (FAO 2015). No Brasil, os plantios de eucalipto correspondem 0.8% do território nacional, concentrados na região sudeste (FAO 2015). Estudos têm reportado que os plantios de eucalipto têm alterado drasticamente o funcionamento dos ambientes ripários e os seus processos ecossistêmicos (Abelho and Graça 1996, Graça *et al.* 2002, Ferreira *et al.* 2015).

O papel da matéria orgânica alóctone para os ecossistemas lóticos e sua dinâmica de decomposição tem sido amplamente estudado desde a década de 70 na região temperada (Young *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). Na região tropical os estudos são mais recentes e tem aumentado significativamente, embora os primeiros estudos tivessem uma abordagem mais comparativa com a região temperada (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008, Tank *et al.* 2010). Estudos mais recentes buscam compreender os efeitos das mudanças na cobertura vegetal e do uso do solo, bem como as implicações das mudanças climáticas, sobre a dinâmica de decomposição da matéria orgânica (Graça *et al.* 2002, Tank *et al.* 2010, Boyero *et al.* 2011). Considerando a rápida conversão de áreas naturais e o aumento de áreas destinadas ao plantio de eucalipto, os principais objetivos desse estudo foram: (1) verificar diferenças na quantidade e qualidade do aporte de detritos foliares para os pequenos riachos, (2) detectar diferenças na dinâmica de decomposição entre detritos distintos (mix de folhas de espécies nativas e folhas de eucalipto) e entre diferentes

riachos (preservado e impactado por plantios de eucalipto) fundamentados, principalmente, na variação das características químicas.

## **2- METODOLOGIA**

### ***2.1- Delineamento experimental e análises químicas***

O aporte de matéria orgânica foi estimado através do aporte direto e lateral nas Matas de Galeria preservadas dos riachos do Doné e da Usina, e na Mata de Galeria impactada por plantios de eucalipto. O aporte direto foi quantificado através de três coletores confeccionados com redes de náilon (100 x 120 cm de área e malha de 10 mm) instaladas acima do córrego e abrangendo toda a sua largura. O aporte lateral foi quantificado a partir de cinco coletores de náilon (malha de 10 mm) com abertura retangular (50 x 20 cm), instalados paralelamente às margens do córrego. As coletas foram realizadas mensalmente de Outubro/12 a Dezembro/13 e a porção foliar das amostras foi triada e submetida à secagem em estufa à 60 °C até a obtenção de peso constante.

As amostras destinadas ao experimento de decomposição foram obtidas a partir da serapilheira foliar produzida pela Mata de Galeria do Doné e pelo plantio de eucalipto, constituindo amostras compostas por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto, respectivamente. A coleta de serapilheira foliar foi realizada mensalmente (Outubro/12 a Dezembro/13) através de 10 redes de náilon com 1 m<sup>2</sup> de área e suspensas a 1 m do solo (malha com 10 mm de diâmetro) distribuídas aleatoriamente em cada área. Após a triagem da porção foliar as amostras foram secas ao ar em temperatura ambiente, até atingirem um peso constante. O experimento de decomposição consistiu na confecção de bolsas de náilon (20 x 20 cm de dimensão e malha de 10 mm) contendo aproximadamente 10 g de material foliar, incluindo um código de identificação

alfanumérico (Fig. 9). As amostras foliares foram umedecidas anteriormente com água destilada por 24h com o intuito de tornar as folhas mais maleáveis, evitando assim o desgaste físico dos detritos durante o preparo das bolsas de decomposição e instalação do experimento. Como esse procedimento poderia interferir no processo de decomposição em decorrência da lixiviação inicial dos detritos, este foi considerado como tempo zero para os cálculos dos coeficientes de decomposição e dinâmica de perda de massa em função do tempo de incubação.

Amostras de mix de folhas de espécies nativas e de folhas de eucalipto foram incubadas separada e simultaneamente no riacho preservado da Usina e no riacho impactado pelo plantio de eucalipto. Cada riacho foi subdividido em quatro pontos equidistantes em um trecho de 50 m, representando quatro réplicas experimentais. Em cada ponto de cada riacho foram incubadas duas sequências contendo cinco bolsas de decomposição, sendo uma sequência composta por mix de folhas de espécies nativas e outra por folhas de eucalipto (Fig. 9). A incubação dos detritos foliares iniciou-se em julho/2013 e uma bolsa de cada sequência em cada ponto dos riachos foi retirada simultaneamente, em intervalos de 30 dias de incubação, até completarem 150 dias. As bolsas de decomposição foram armazenadas em sacos plásticos e acondicionadas em caixas térmicas até o transporte ao laboratório. O procedimento em laboratório consistiu em lavagem das amostras de forma cuidadosa em água destilada corrente e, em seguida, as amostras foram secas em estufa a 60°C até obtenção de peso constante.



**Figura 9** – Bolsas de decomposição incubadas no riacho da Usina (à esquerda) e no riacho do Eucaliptal (à direita).

Após a secagem, as amostras foram trituradas em moinho de Willye até obtenção de um pó fino, para posterior caracterização química segundo metodologia descrita em Nadelhoffer and Fry (1994). Sub amostras contendo cerca de 3 mg ( $\pm 0.12$ ) foram seladas em cápsula de estanho, para determinação de carbono e nitrogênio por combustão seca em analisador elementar Carlo Erba (Shimadzu CHN-1110), acoplado à um espectrômetro de massa (IRMS Delta Plus; Finnigan Mat, San Jose, CA, EUA), para a determinação da razão isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ . O padrão internacional de referência utilizado foi o PDB (Pee dee Belmite) para o  $\delta^{13}\text{C}$  e nitrogênio atmosférico para o  $\delta^{15}\text{N}$ . Folhas de cana-de-açúcar foram utilizadas como padrão interno de referência.

## ***2.2- Caracterização física e química dos riachos***

Simultaneamente ao experimento de decomposição e em cada ponto de incubação foram coletadas amostras de água dos riachos da Usina e do Eucaliptal e mensurados alguns parâmetros *in situ* (temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH) com o auxílio de uma sonda multiparâmetro (556 YSI). Um medidor de fluxo digital (Global Water, FP 102/201) foi utilizado para registrar a velocidade da corrente de água. As



amostras coletadas foram submetidas à filtração a vácuo, utilizando filtros de fibra de vidro (GF1 - 0.7 µm de tamanho de poro) e uma alíquota de amostra não filtrada foi utilizada para a análise de fósforo total (PT). As concentrações dos nutrientes analisados foram estimadas a partir de análises colorimétricas em espectrofotômetro (PerkinElmer, Lambda 25), adotando os seguintes métodos (APHA 2005): ortofosfato (SRP) e PT por meio da reação com ácido ascórbico e molibdato, antecedida por uma digestão alcalina com persulfato para PT; amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) por reação com nitroprussiato de fenol; nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pelo método de redução com ácido sulfanílico e naftilamina. As concentrações de carbono total (CT) e as frações orgânicas (COT) e inorgânicas de carbono (CI) foram quantificadas em um analisador de carbono orgânico (Shimadzu TOC-V<sub>CPN</sub>).

### ***2.3- Análise estatística***

Os coeficientes de decomposição foram calculados pelo modelo de decaimento exponencial ( $W_t = W_0 e^{-kt}$ ) proposto por Olson (1963) através da massa remanescente em função do tempo de incubação, sendo que t representa o tempo de incubação em dias,  $W_t$  a massa em gramas do detrito em função do tempo de incubação,  $W_0$  a massa inicial e k o coeficiente de decomposição.

Todas as análises foram realizadas pelo programa estatístico R 3.1.0 (R Development Core Team 2011), utilizando como indicativo de significância  $p \leq 0,05$ . As variáveis foram analisadas através do modelo linear generalizado (GLM), a fim de identificar as diferenças entre os riachos e os detritos foliares. A heterocedasticidade e a distribuição dos dados mais apropriada foram consideradas com base na análise de resíduos.

### **3- RESULTADOS**

#### ***3.1- Características dos riachos***

Ambos os riachos onde foram instalados os experimentos de decomposição apresentaram pH ácido, temperatura média em torno de 19°C e concentração de nutrientes similar (Tabela 4). Porém, em comparação com o riacho da Usina, o riacho do Eucaliptal apresentou velocidade cerca de duas vezes maior, condutividade 30% mais elevada e OD 20% menor. Embora a concentração de fósforo não tenha variado significativamente entre os riachos, a concentração média de  $\text{N-NO}_3^-$  foi 15 vezes maior no riacho da Usina, enquanto que no riacho do Eucaliptal foi detectado concentração média de  $\text{N-NH}_4^+$  cerca de 60% maior. Os valores de fósforo não foram significativamente diferentes.

**Tabela 4** – Valores médios das características dos riachos preservado (Usina) e impactado por plantios de eucalipto (Eucaliptal). O erro padrão da media está apresentado entre parênteses. Diferenças significativas entre os riachos estão representadas pelo símbolo \*.

<b>Parâmetro</b>	<b>Preservado</b>	<b>Impactado</b>	<b>Significância</b>
T°C	19.11 (0.053)	19.04 (0.070)	
pH	6.49 (0.166)	6.39 (0.116)	
Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) *	19.75 (0.001)	25.36 (0.003)	F = 11.788, p = 0.002
OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) *	6.09 (0.145)	5.05 (0.127)	F = 11.683, p = 0.002
Velocidade ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) *	0.058 (0.015)	0.133 (0.023)	F = 8.366, p = 0.008
PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28.50 (6.983)	35.46 (5.397)	
SRP ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12.17 (1.360)	10.06 (0.923)	
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2.86 (0.297)	3.32 (0.234)	
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) *	106.84 (5.086)	7.07 (0.845)	F = 1321.2, p < 0.001
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) *	19.46 (2.304)	31.43 (5.812)	F = 5.925, p = 0.020
CT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2.543 (0.054)	3.076 (0.094)	
COT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0.306 (0.038)	0.804 (0.079)	
CIT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2.276 (0.026)	2.272 (0.036)	

### ***3.2- Caracterização quantitativa e qualitativa da serapilheira foliar***

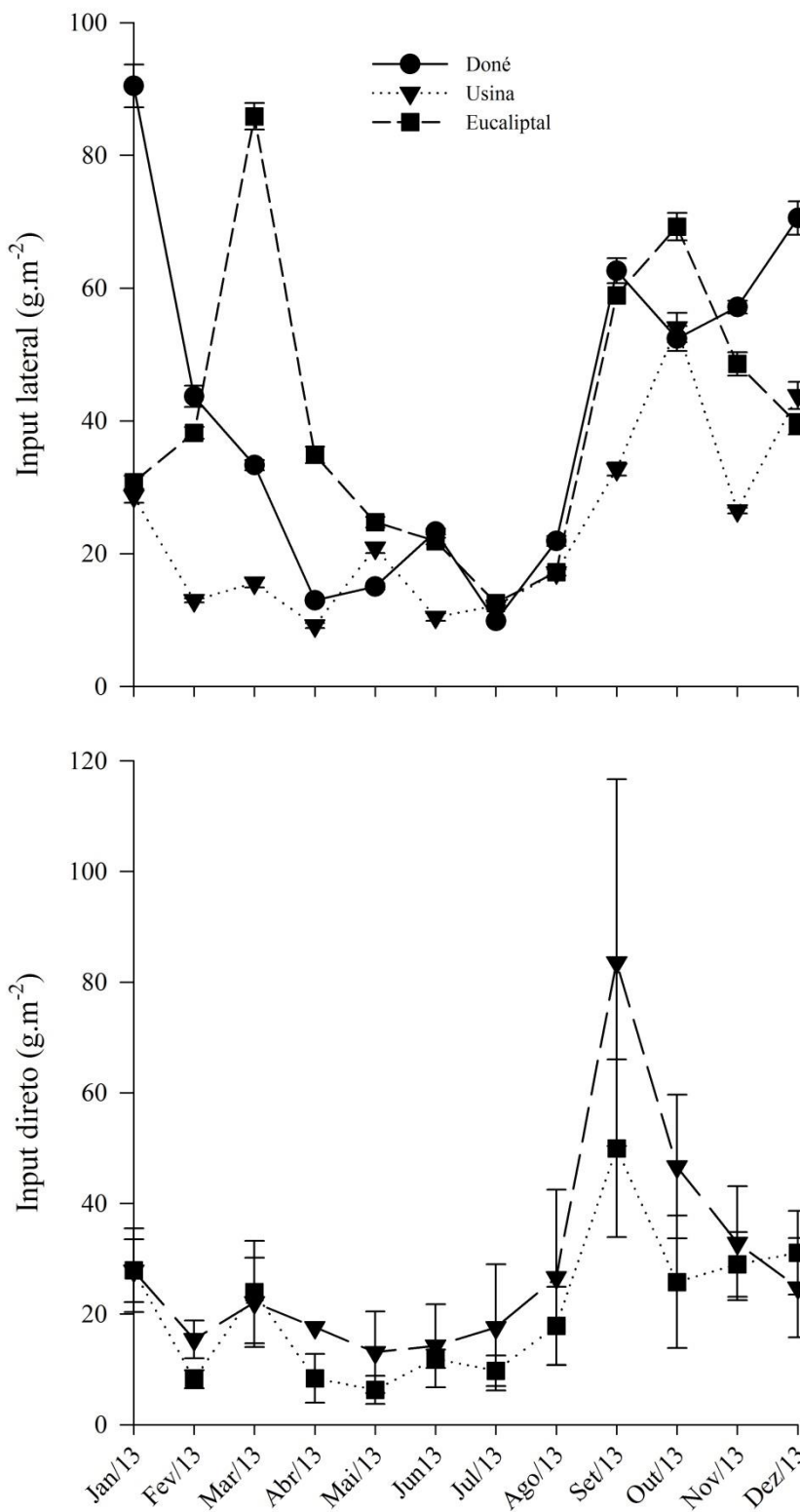
As folhas foram a fração mais representativa, compreendendo cerca de 70% do aporte de matéria orgânica para os riachos. O aporte lateral anual de folhas foi maior na Mata de Galeria impactada pelo plantio de eucalipto ( $874 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ), seguido pelas Matas de Galeria do Doné ( $701 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) e da Usina ( $372 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ). O menor aporte de folhas via aporte lateral, tanto nas Matas de Galeria preservadas (Doné e Usina) quanto na área impactada

pelos plantios de eucalipto, foi observado durante o pico da estação seca (junho, julho e agosto) (Fig. 10). A concentração de carbono não variou significativamente entre as áreas (51.04%, EP = 0.266), mas a concentração de nitrogênio foi significativamente menor nas Matas de Galeria do Doné e da Usina (1.54%, EP = 0.023, F = 14.749, p < 00.1) em relação à área impactada por plantios de eucalipto (1.91%, EP = 0.187). As diferenças quantitativas e qualitativas no aporte lateral de folhas resultaram em fluxos de nutrientes distintos. O fluxo de carbono via aporte lateral de folhas foi estimado em 446 g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para a área impactada pelo plantio de eucalipto, 358 e 190 g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para as Matas de Galeria do Doné e da Usina, respectivamente. O fluxo de nitrogênio foi estimado em 17 g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> para a área impactada por eucalipto, enquanto que para as Matas de Galeria do Doné e da Usina foi de 11 e g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>.

O aporte direto de folhas foi quantificado na Mata de Galeria da Usina e na área impactada por plantios de eucalipto, sendo que ambos apresentaram variação temporal semelhante com maior aporte nos meses de setembro e outubro. O aporte direto de folhas foi semelhante para ambas as áreas, estimados em 346 para a Mata de Galeria da Usina e 372 g.m<sup>-2</sup> para a mata impactada (Fig. 10). O aporte direto não variou significativamente entre as áreas em relação à qualidade química, apresentando concentração média de nitrogênio de 1.46% (EP = 0.03) e carbono igual a 51.34% (EP = 0.34). Os fluxos de nutrientes via aporte direto foram semelhantes para ambas as áreas, estimados em 180 gC.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 5 gN.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>.

A caracterização isotópica da serapilheira foliar e do aporte lateral e direto, tanto das Matas de Galeria preservadas quanto da área impactada por plantio de eucalipto, resultou em valores de  $\delta^{13}\text{C}$  variando de -28.6‰ a -32.3‰. A serapilheira constituída por mix de folhas de espécies nativas apresentou valores negativos de  $\delta^{15}\text{N}$  variando de -0.92‰ a -0.17‰, enquanto que as folhas de eucalipto variaram de 2.31‰ a 2.75‰. As

amostras da Mata de Galeria do Doné e da Usina apresentaram valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variando de -1.83‰ a 1.99‰ para o aporte lateral, e os valores do aporte direto da Mata de Galeria da Usina variaram de -0.44‰ a 1.09‰. Na área impactada por plantio de eucalipto foram estimados valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variando de 0.23 a 2.26‰ para o aporte lateral e direto de folhas.



**Figura 10** – Variação mensal da serapilheira foliar através do aporte lateral e direto proveniente das Matas de Galeria preservada (Doné e Usina) e impactada (Eucaliptal).

### 3.3- Dinâmica de decomposição

Os detritos constituídos por mix de folhas de espécies nativas não diferiram significativamente dos detritos constituídos por folhas de eucalipto quanto à concentração de carbono ( $p > 0.1$ ). Cerca de 53% da massa de ambos os detritos são constituídos por carbono (Tabela 5). Contudo, o mix de folhas apresentou teor de nitrogênio significativamente maior (1.60%) do que as folhas de eucalipto (1.06%) ( $F = 28.562$ ,  $p < 0.001$ ). As diferenças entre os detritos quanto à concentração de nitrogênio resultaram em razões C:N distintas, estimadas em 34 para o mix de folhas e 52 para as folhas de eucalipto (Tabela 5).

**Tabela 5** – Caracterização inicial dos detritos constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente. Os valores entre parênteses representam o erro padrão da media.

Parâmetros	Mix de Folhas	Folhas de Eucalipto
C (%)	52.99 (0.37)	54.78 (0.89)
N (%)	1.60 (0.09)	1.06 (0.04)
C:N	34 (1.62)	52 (2.05)
$\delta^{15}\text{C}$	-30.77 (0.23)	-30.34 (0.09)
$\delta^{15}\text{N}$	-0.63 (0.10)	2.49 (0.05)

O processo de decomposição dos detritos compostos por folhas de espécies nativas foi mais lento do que para os detritos de folhas de eucalipto, tanto no riacho preservado quanto no riacho impactado (Tabela 6), pois quanto menor o valor do

coeficiente de decomposição (k), mais lento é o processo de decomposição. Comparando os experimentos nos dois riachos, observa-se que a decomposição de ambos os tipos de detritos foi mais lenta no riacho impactado. Para a decomposição de 50% da massa dos detritos compostos por mix de folhas foram necessários 347 e 693 dias quando incubados no riacho preservado e impactado, respectivamente. Enquanto que o tempo de meia vida para os detritos de eucalipto incubados no riacho preservado foi de 139 dias e no riacho impactado foi de 173 dias.

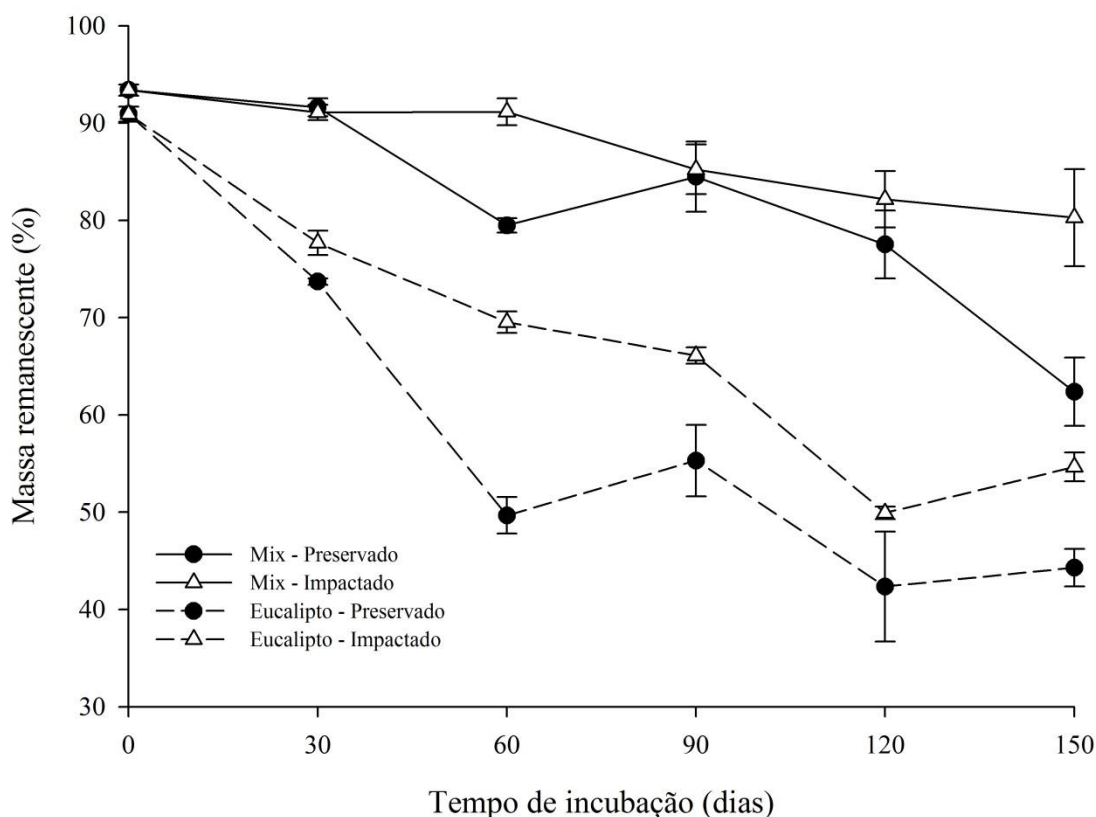
**Tabela 6** – Equação exponencial de decaimento de massa dos detritos foliares constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado, e seus respectivos coeficientes de decomposição (k) e tempo de meia vida estimado em dias.

<b>Detritos</b>	<b>Riacho</b>	<b>Equação</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>K</b>	<b>T<sub>50%</sub></b>
Mix	Preservado	$y=96.284e^{-0,002x}$	0.801	0.002	347
Mix	Impactado	$y=94.872e^{-0,001x}$	0.945	0.001	693
Eucalipto	Preservado	$y=82.782e^{-0,005x}$	0.832	0.005	139
Eucalipto	Impactado	$y=88.345e^{-0,004x}$	0.898	0.004	173

O processo inicial de preparação das amostras, referente ao tempo zero, resultou em uma perda de massa de cerca de 7 a 9% para ambos os tipos de detritos, nos dois experimentos (Fig. 11). As curvas de dinâmica de perda de massa mostraram que os detritos constituídos por mix de folhas perdem massa mais lentamente do que as folhas de eucalipto, e quando os detritos foram incubados no riacho preservados o processo de decomposição foi mais acelerado (Fig. 11). Nos primeiros 30 dias de incubação a perda de massa dos detritos constituídos por mix de folhas nativas foi insignificante e



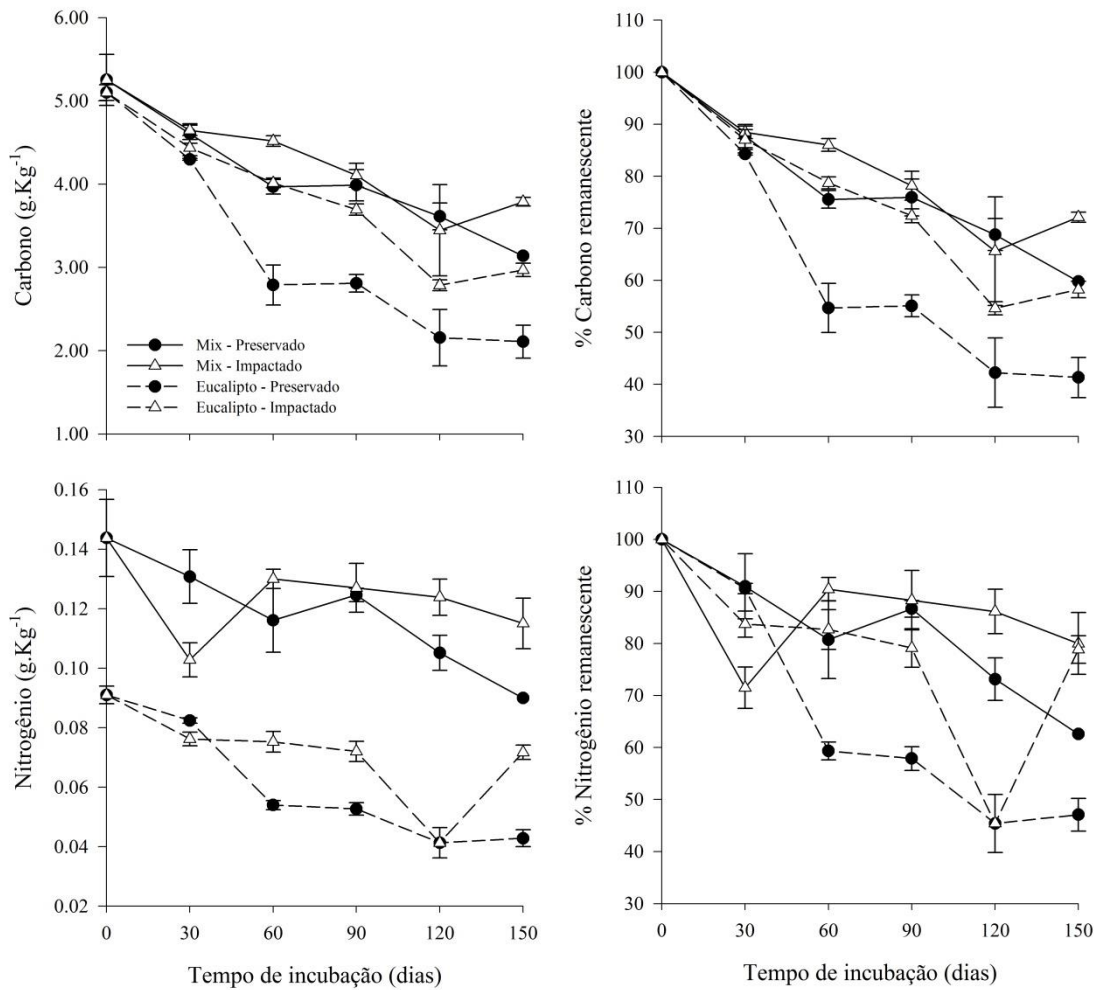
semelhante nos dois experimentos, com redução de 2% (EP = 0.923) em relação à massa inicial. Posteriormente, a dinâmica de perda de massa foi significativamente diferente, apresentando massa remanescente ao final do experimento em torno de 62% (EP = 3.506) com incubação no riacho preservado e de 80% (EP = 5.0) no riacho impactado. A perda de massa dos detritos constituídos por folhas de eucalipto também apresentou dinâmica semelhante no primeiro mês de incubação em ambos os riachos, com uma perda média de 15% (EP = 1.250). A massa remanescente dos detritos de folhas de eucalipto após 150 dias de incubação foi estimada em 44% (EP = 1.924) quando incubados no riacho preservado e 55% (EP = 1.496) no riacho impactado.



**Figura 11** – Variação do percentual de massa remanescente em função do tempo de incubação das amostras de mix de folhas de espécies de plantas da Mata de Galeria preservada e de folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado.

A dinâmica de carbono foi semelhante à perda de massa dos detritos, apresentando perdas mais acentuadas após 30 dias de incubação nos dois experimentos (Fig. 12). Quando os detritos foram incubados no riacho preservado, a dinâmica de perda de nitrogênio também foi semelhante à perda de massa dos detritos em função do tempo de incubação (Fig. 12). A dinâmica de nitrogênio foi diferente quando os detritos foram incubados no riacho impactado (Fig. 12). A variação na concentração de nitrogênio indicou que as perdas de massa dos detritos foram mais acentuadas do que as perdas de

nitrogênio, principalmente após o primeiro mês de incubação. Depois de 30 dias foi observado um aumento acentuado no percentual de nitrogênio de 72% para 91% nos detritos constituídos por mix de folhas, seguido por pequenas variações até o final no experimento, atingindo massa remanescente estimada em 80%. Do trigésimo até o nonagésimo dia de incubação a variação no percentual de nitrogênio foi baixa no detrito de eucalipto, estimada em cerca de 80% do valor inicial. Após 90 dias de incubação os detritos de eucalipto apresentaram queda abrupta no percentual de conteúdo de nitrogênio, atingindo valores de 45%, seguida por um aumento acentuado com um percentual remanescente de 79% ao final do experimento. Os fluxos de nutrientes via decomposição variaram em função do tipo de detritos e do riacho. O fluxo de carbono via decomposição dos detritos constituídos por mix de folhas foram estimados em 151 e 182  $\text{gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , quando incubados no riacho preservado e impactado, respectivamente. O fluxo de nitrogênio via decomposição dos detritos de mix de folhas foi semelhante para ambos os riachos, estimado em  $3.8 \text{ gN.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ . A decomposição das folhas de eucalipto resultou em uma variação mais ampla nos fluxos de nutrientes, quando incubados no riacho preservado os fluxos foram estimados em  $213 \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e  $3.4 \text{ gN.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , enquanto que quando os detritos foram incubados no riacho impactado, os fluxos foram estimados em  $263 \text{ gC.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e  $2.4 \text{ gN.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ .



**Figura 12** – Variação temporal em função do tempo de incubação das concentrações e do percentual remanescente de carbono e nitrogênio nos detritos foliares incubados separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado.

O processo de decomposição dos detritos foliares não apresentou variação significativa quanto aos valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (-31.6 a -29.6‰), mas apresentou variação nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  em função do tempo de incubação (Tabela 7). O mix de folhas incubado no riacho preservado não apresentou um padrão definido em relação à variação isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$ , contudo, quando incubada no riacho impactado foi possível observar um enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$ . As folhas de eucalipto apresentaram

enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  quando incubadas tanto no riacho preservado quanto no impactado.

**Tabela 7** – Composição isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  em função do tempo de decomposição dos detritos constituídos por mix de folhas de espécies nativas e por folhas de eucalipto incubadas separadamente e simultaneamente em um riacho preservado e outro impactado. O erro padrão da média está apresentado entre parênteses.

Incubação (dias)	Preservado		Impactado	
	Mix de folhas		Folhas de Eucalipto	
0	-0.78 (0.111)		2.52 (0.037)	
30	-0.04 (0.057)	-0.57 (0.323)	3.06 (0.275)	2.51 (0.275)
60	-0.68 (0.243)	-0.40 (0.133)	2.94 (0.101)	2.92 (0.134)
90	0.46 (0.250)	-0.30 (0.077)	2.80 (0.059)	3.03 (0.052)
120	-0.22 (0.142)	-0.01 (0.318)	2.76 (0.072)	3.30 (0.171)
150	-0.72 (0.142)	0.09 (0.174)	2.60 (0.170)	2.99 (0.081)

#### 4- DISCUSSÃO

Estudos têm mostrado que a produção anual de serapilheira foliar apresenta ampla variação nos ecossistemas brasileiros, apresentando valores estimados entre 280 a 760  $\text{Kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Delitti 1984, Cuevas and Medina 1986, Luizão 1989, Veneklaas 1991, Pagano and Durigan 2009). Nas florestas ripárias brasileiras é possível observar diferenças entre o padrão de produção de serapilheira, podendo ocorrer picos tanto no inverno (dias mais curtos e baixa precipitação), como no caso de Floresta Estacional Semidecidual e fitofisionomias florestais do Cerrado, quanto no verão (temperaturas mais elevadas e maior precipitação), como no caso da Floresta Atlântica (Pagano and Durigan 2009). Na

Austrália, alguns trabalhos indicaram que a produção de serapilheira foliar em florestas nativas de eucalipto concentra-se no verão, com produção anual variando de 192 a 591 g.m<sup>-2</sup> (Ashton 1975, Attiwill *et al.* 1978, Birk 1979, Pressland 1982, Lamb 1985). A produção de serapilheira foliar estimada nesse estudo, tanto na Mata de Galeria preservada do Doné quanto no plantio de eucalipto, corrobora com os valores encontrados nos estudos descritos anteriormente. A Mata de Galeria do Doné apresentou maior produção de serapilheira foliar no final do período chuvoso até o auge da estação seca, o que pode ser explicada pelo fato de a área de estudo estar localizada em uma região de transição entre a Floresta Atlântica e o Cerrado. Já a vegetação constituída por eucalipto produziu folhas durante todo o ano, sem um padrão bem definido.

O aporte anual de folhas estimado para as florestas ripárias tropicais varia de 356 a 498 g.m<sup>-2</sup>, com os maiores valores encontrados, em geral, no período de seca ou de menor precipitação (Cressa and Weibezahn 1976, Benson and Pearson 1993). Enquanto que nas florestas australianas de eucalipto o aporte é maior durante o verão, apresentando valor médio anual de 441 g.m<sup>-2</sup> (Campbell *et al.* 1992). Gonçalves *et al.* (2006) observaram um aporte mensal médio (vertical e direto) no Cerrado de 39 g.m<sup>-2</sup>, com uma menor contribuição em julho e agosto, meses que representam o pico da estação seca. O aporte de folhas estimado por esse estudo foi superior ao descrito por outros estudos, tanto para a Mata de Galeria preservada quanto para a área impactada por eucalipto, e uma menor contribuição foi observada durante o pico da estação seca, como encontrado por Gonçalves *et al.* (2006).

Em ecossistemas florestais, a qualidade química da serapilheira foliar está fortemente associada com o tipo de solo e a disponibilidade de nutrientes (Jordan and Herrera 1981, Pagano and Durigan 2009). As concentrações de carbono e nitrogênio mensuradas na serapilheira foliar e no aporte nas Matas de Galeria preservadas desse

estudo (Doné e Usina) confirmam os resultados observados por outros estudos desenvolvidos em florestas ripárias tropicais. De modo geral o carbono é o principal componente da biomassa das folhas, apresentando concentrações em torno de 50%, e nas florestas brasileiras a concentrações de nitrogênio nas folhas varia em geral de 0.7 a 2.2% (Carpanezzi 1980, Delitti 1984, Cuevas and Medina 1986, Luizão 1989, Veneklaas 1991, Pagano and Durigan 2009).

A alta diversidade de espécies arbóreas na região tropical resulta em uma grande variedade de detritos foliares que, conseqüentemente, exibem diferentes taxas de decomposição (Wantzen *et al.* 2008). Além de existirem poucos estudos na região tropical onde o gênero *Eucalyptus* é considerado exótico, os estudos sobre dinâmica de decomposição utilizando detritos de eucalipto ainda são controversos. No entanto, a maioria dos estudos tem observado que as folhas de eucalipto se decompõem mais lentamente do que os detritos de espécies nativas, apresentando taxas de decomposição variando de 0.003 a 0.017 (Cortes *et al.* 1994, Abelho and Graça 1996, Canhoto and Graça 1996, Molinero *et al.* 1996, Graça *et al.* 2002, Hepp *et al.* 2009, Ferreira *et al.* 2015). Apesar das folhas de eucalipto apresentarem menor concentração de nitrogênio e maior razão C:N no presente estudo, os detritos se decompuseram mais rapidamente do que o mix de folhas de espécies nativas. Gonçalves *et al.* (2012) também observaram uma decomposição mais acelerada de detritos de eucalipto em um estudo desenvolvido no Brasil, apresentando taxas de decomposição maiores ( $k = 0.045$ ) em relação à espécie nativa estudada ( $k = 0.020$ ). Em estudos realizados na Austrália, de onde o eucalipto é originário, as taxas de decomposição foram ligeiramente maiores, variando de 0.01 a 0.05, do que as taxas estimadas pelo presente estudo (Campbell *et al.* 1992, Campbell and Fuchshuber 1995). Inicialmente acreditava-se que a colonização dos detritos de eucalipto por fungos era dificultada em função das suas características, como a alta concentração

de polifenóis e a presença de diversos tipos de óleos (Graça *et al.* 2002). Contudo, estudos posteriores, desenvolvidos na Austrália e na Península Ibérica, relataram a colonização de diversas espécies de eucalipto por hifomicetos aquáticos (Bärlocher *et al.* 1995, Canhoto and Graça 1996, Chauvet *et al.* 1997). Gonçalves *et al.* (2012) não observaram distinção quanto a preferência dos invertebrados detritívoros em relação às folhas de espécies nativas ou de eucalipto, e sugeriram que a alta concentração de polifenóis presente nas folhas de eucalipto pode até favorecer a colonização dos fungos. Embora os macroinvertebrados não tenham sido analisados no presente estudos, esses foram observados associados aos detritos de eucalipto nos diferentes intervalos de decomposição, reforçando a ideia de que as características das folhas de eucalipto e o fato de ser uma espécie exótica não impede a colonização por macroinvertebrados.

O processo de decomposição de ambos os detritos (mix de folhas de espécies nativas e folhas de eucalipto) foi mais lento no riacho impactado por plantios de eucalipto. Estudos abordando os efeitos dos plantios de eucalipto sobre a dinâmica de decomposição em pequenos riachos têm apresentado resultados controversos. Pozo *et al.* (1997) não detectaram uma interferência significativa do tipo da vegetação ripária, seja composta por floresta decídua ou plantios de eucalipto, sobre a dinâmica de decomposição. Entretanto, Abelho e Graça (1996) e Ferreira *et al.* (2015) observaram uma decomposição mais lenta em riachos sob influência de plantios de eucalipto, assim como observado por esse estudo. Riachos impactados tendem a apresentar um aumento na velocidade da corrente de água e essa característica pode acelerar a perda de massa em função da intensificação dos processos de abrasão e lixiviação (Rueda-Delgado *et al.* 2006, Fonseca *et al.* 2013). Contudo, embora o riacho impactado pelo plantio de eucalipto tenha apresentado velocidade média maior do que o riacho preservado, essa característica não resultou na aceleração do processo de decomposição. De modo geral, os riachos impactados por



plantios de eucalipto podem apresentar mudanças nas características físicas e químicas da água, no aporte de matéria orgânica, na estrutura e composição da comunidade de microrganismos e invertebrados detritívoros e, conseqüentemente, na dinâmica de decomposição (Abelho and Graça 1996, Graça *et al.* 2002, Ferreira *et al.* 2015). Abelho e Graça (1996) e Ferreira *et al.* (2015) observaram uma decomposição mais lenta dos detritos foliares quando incubados em riachos impactados por plantios de eucalipto em comparação com riachos de florestas decíduas temperadas, e essa diferença foi associada a uma menor abundância e diversidade de invertebrados detritívoros. De acordo com Graça *et al.* 2002, a redução na riqueza de fungos também pode estar relacionada com a decomposição mais lenta dos detritos foliares.

A serapilheira foliar e o aporte de matéria orgânica refletem diretamente a composição da comunidade florística. Considerando a caracterização isotópica, tanto as Matas de Galeria preservada quanto a área impactada por plantios de eucalipto são constituídas predominantemente por espécies vegetais de metabolismo C<sub>3</sub>. Assim como observado por esse estudo, uma comunidade vegetal composta em sua maioria por espécies do tipo C<sub>3</sub> apresentam valores de  $\delta^{13}\text{C}$  variando de -24 a -38‰ (Martinelli *et al.* 2009). Estudos têm mostrado que folhas de ecossistemas florestais brasileiros apresentam valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  variando de -30.8 a -32.8‰ (Kapos *et al.* 1993, Martinelli *et al.* 1994 e 1998, Ometto *et al.* 2006). A interpretação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  é relativamente simples, pois as plantas terrestres possuem apenas uma única fonte de carbono e o metabolismo fotossintético é que determinará os valores finais de  $\delta^{13}\text{C}$  (Martinelli *et al.* 2009).

No caso dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , a interpretação é mais complexa, sendo necessário considerar as diferentes fontes naturais de nitrogênio e a fisiologia de cada espécie vegetal, além das possíveis interferências antrópicas, como o uso de fertilizantes. Folhas

de espécies arbóreas da vegetação brasileira apresentam uma variação mais acentuada nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , variando de -15.1 a 12.3‰ (Bustamante *et al.* 2004, Ometto *et al.* 2006, Nardoto *et al.* 2008, Martinelli *et al.* 2009), além de apresentarem pequenas diferenças entre as formações savânicas (-2 a 0‰) e as florestais (5 a 7‰) (Martinelli *et al.* 2009). Neste trabalho, os valores encontrados para a serapilheira foliar e os inputs das áreas preservadas se assemelharam aos valores encontrados para o Cerrado, enquanto que na área impactada por plantios de eucalipto os valores  $\delta^{15}\text{N}$  foram mais elevados e próximos dos encontrados para ecossistemas florestais. Os menores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  na área preservada retrata uma maior diversidade florística, com participação significativa de espécies fixadoras de nitrogênio. Enquanto que no plantio de eucalipto a fonte de nitrogênio é proveniente de fertilizantes, refletindo nos valores isotópicos de  $\delta^{15}\text{N}$ .

Em pequenos riachos, as principais fontes de carbono são oriundas da matéria orgânica alóctone, enquanto que o nitrogênio é oriundo principalmente do processo de decomposição da matéria orgânica. Os isótopos estáveis têm sido amplamente utilizados em estudos ecológicos que visam compreender a dinâmica de matéria orgânica e identificar as interferências antrópicas na qualidade da água e no processamento de nutrientes (Ehleringer *et al.* 2000, Lerch *et al.* 2011). O maior fracionamento isotópico de carbono ocorre durante a fixação biológica via fotossíntese e os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  são utilizados principalmente para definir a fonte de carbono. Esse é um dos fatores de não ter sido observada variação nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  em função do tempo de decomposição. No caso do nitrogênio, o enriquecimento isotópico ocorre em nível trófico, e os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  nos diferentes compartimentos do sistema aquático auxiliam a entender como está a disponibilidade de N, bem como as suas taxas de transformação. As mudanças nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  durante o processo de decomposição ocorreram em decorrência da biomassa microbiana associada aos detritos, assim como observado em estudos que

avaliaram a dinâmica de decomposição da matéria orgânica do solo (Dijkstra *et al.* 2006, Lerch *et al.* 2011). Portanto, o enriquecimento isotópico observado em função do tempo de decomposição ocorreu em função da própria biomassa microbiana, pois como os microrganismos são os mediadores do processo de mineralização, a biomassa microbiana passa a ficar mais enriquecida do que o substrato (detritos).

## 5- REFERÊNCIAS

- Abelho M, Graça MAS (1996) Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrates community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195-204
- Abelho M, Graça MAS (1998) Litter in a first-order stream of temperate deciduous forest (Margaça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia* 386: 147-152
- Abelho M, Graça MAS (2006) Effects of nutrient enrichment on decomposition and fungal colonization of sweet chestnut leaves in an Iberian stream (Central Portugal). *Hydrobiologia* 560:1-13
- Abelho M (2001) From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World* 1: 656-680
- Abelho M, Cressa C, Graça MAS (2005) Microbial biomass respiration and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in tropical stream. *Biotropica* 37: 397-402
- APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation 20<sup>th</sup> ed. Washington.
- Ardón M, Pringle CM, Eggert SL (2009) Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28: 440-453
- Ashton DH (1975) Studies of litter in *Eucalyptus regnans* forests. *Aust. J. Bot.* 23: 413-433
- Attiwill PM, Guthrie HB, Leuning R (1978) Nutrient cycling in a *Eucalyptus obliqua* (L'Hérit.) forest. I. Litter production and nutrient return. *Aust. J. Bot.* 26: 79-91

- Bärlocher F (1992) Community organization. Bärlocher F. editor. In the Ecology of Aquatic Hyphomycetes. Berli., Germany: Springer-Verlag, p38-76.
- Bärlocher F, Canhoto C, Graça MAS (1995) Fungal colonization of alder and eucalypt leaves in two streams in central Portugal. Arch. Hydrobiol. 133: 457-470
- Benson LJ, Person RG (1993) Litter inputs to a tropical Australian upland rainforest stream. Aus. J. Ecol. 18: 377-383
- Birk EM (1979) Overstorey and understorey litter fall in a eucalypt forest: spatial and temporal variability. Aust. J. Bot. 27: 145-156
- Boulton AJ, Boon PI (1991) A review of methodology used to measured leaf litter decomposition in lotic environmental: time on turn over an old leaf? Mar. Freshwater Res. 42: 1-42
- Boyero *et al.* (2011) A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. Ecology Letters 14(3): 289-294
- Bunn SE (1988) Processing of leaf litter in two northern jarrah forest streams, Western Australia: II. The role of macroinvertebrates and the influence of soluble polyphenols and inorganic sediment. Hydrobiologia 162: 211-223
- Bustamante MMC, Martinelli LA, Silva DA, Camargo PB, Klink CA, Domingues TF, Santos RV (2004) 15N Natural abundance in woody plants and soils of the savannas in Central Brazil (Cerrado). Ecological Applications 14: 200-213
- Campbell IC, Fuchshuber L (1995) Polyphenols, condensed tannins, and processing rates of tropical and temperate leaves in an Australian stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 14: 174-182

- Campbell IC, James KR, Hart BT, Devereaux A (1992) Allochthonous coarse particulate organic material in forest and pasture reaches of two south-eastern Australian streams. I. Litter accession. *Freshwater Biol.* 27: 341-352
- Canhoto C, Graça MAS (1996) Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* 333: 79-85
- Canhoto C, Bärlocher F, Graça MAS (2002) The effects of *Eucalyptus globulus* oils on fungal enzymatic activity. *Arch. Hydrobiol.* 154: 121-132
- Carpanezzi AA (1980) Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de eucalipto no interior do Estado de São Paulo. 1980. 107f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Chauvet E, Fabre E, Elozegui A, Pozo J (1997) The impact of eucalypt on the leaf-associated aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Can. J. Bot.* 75: 880-887
- Cortes RMV, Graça MAS, Monzón A (1994) Replacement of alder by eucalypt along two streams with different characteristics: differences on decay rates and consequences to the system functioning. *Verh.Int. Verein. Limnol.* 25:1697-1702
- Cressa C, Weibezahn FH (1976) Materia vegetal aloctona de origen ribereño como alimento potencial para invertebrados benticos en un rio tropical. *Acta Biol. Venezolana* 9: 135-164
- Cuevas E, Medina E (1986) Nutrient dynamics within Amazonian forest ecosystems. In: nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. *Decologia* 68: 446-472
- Dobson M, Frid C (1998) *Ecology of Aquatic Systems*. Longman, Essex.
- Dosskey MG, Bertsch PM (1994) Forest sources and pathways of organic matter transport to a blackwater stream: A hydrological approach. *Biogeochemistry* 24: 1-19

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

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

FAO- Global Forest Resources Assessment. <<http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>>. Accessed in July 2015.

Ferreira V, Larrañaga A, Gulis V, Basaguren A, Elozegi A, Graça MAS, Pozo J (2015) The effects of eucalyptus plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecology and Management* 335: 129-138

Fonseca ALS, Bianchini IJr, Pimenta CMM, Soares CBP, Mangiavacchi N (2013) The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia* 703: 59-67

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

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

Gonçalves JFJr, Rezende RS, Martins NM, Gregório RS (2012) Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology (Print)* 37: 807-815

Gonçalves JFJr, França JS, Callisto M (2006) Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazil breakdown Headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 967-973

Graça MAS, Pozo J, Canhoto C, Elozegi A (2002) Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *Sci. World J.* 2: 1173-1185

Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C *et al.* (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review* 100: 1–12

- Hepp LU, Santos S (2009) Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 305-318
- Jordan H, Herrera R (1981) Tropical rain forests: are nutrients really critical? *American Naturalist*, Chicago 117(2): 167-180
- Kapos V et al. (1993) Partial-Derivative-C-13 as an Indicator of Edge Effects in Tropical Rain-Forest Reserves. *Journal of Ecology* 81(3): 425-432
- Lamb RJ (1985) Litter fall and nutrient turnover in two eucalypt woodlands. *Aust. J. Bot.* 33: 1-14
- Luizão FJ (1989) Litter production and mineral element input to the forest floor in a central Amazonian forest. *Geol. J.* 19: 407- 417
- Martinelli LA, Victoria RL, Forsberg BR *et al.* (1994) Isotopic composition of major carbon reservoirs in the Amazon floodplain. *International Journal of Ecology and Environmental Science* 20: 31-46
- Martinelli LA, Almeida S, Brown IF *et al* (1998) Stable carbon isotope ratio of tree leaves, boles and fine litter in a tropical forest in Rondonia, Brazil. *Oecologia* 114(2): 170-179
- Martinelli LA, Ometto JPHB, Ferraz ES, Victoria RL, Camargo PB, Moreira MZ (2009) Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. *Oficina de textos*, São Paulo. 144p.
- Mathuriau C, Chauvet E (2002). Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 2: 384-396
- McClain ME, Richey JE (1996) Regional-scale linkages of terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon basin: a conceptual model for organic matter. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113: 111–125.



- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626
- Molinero J, Pozo J, Gonzalez E (1996) Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwater Biol.* 36: 745-756
- Moulton TP (1999) Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams. *Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.* 9: 573-578
- Nardoto GB *et al.* (2008) Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. *Ecosystems*.
- Olson JS (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 321-331
- Ometto JPHB *et al.* (2006) The stable carbon and nitrogen isotopic composition vegetation in tropical forest of the Amazon Basin, Brazil. *Biogeochemistry* 7: 251-274
- Ostrofsky ML (1997) Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society* 16 (4): 750-759
- Pagano SN, Durigan G (2009) Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas de Galeria do oeste do estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues RR, Leitão HFF (editores) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Ed. USP, Fapesp, p. 109-123
- Petersen RC, Cummins KW (1974) Leaf pack processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368
- Pozo J, González E, Díez JR, Molinero J, Elósegui A (1997) Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 602-611
- Pressland AJ (1982) Litter production and decomposition from an overstorey of *Eucalyptus* spp. on two catchments in the New England region of New South Wales. *Aust. J. Ecol.* 7: 171-180

R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Royer TV, Minshall GW (2001) Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a headwater stream. *Freshwater Biology* 46: 603-610

Royer TV, Minshall GW (2003) Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *J. N. Am. Benth. Soc.* 22(3): 352-358

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

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

Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entekin SA, Stephen MJ (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 29: 118-146

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137

Veneklaas EJ (1991) Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forest, Colombia. *Journal of Tropical Ecology* 7: 319-336

Wallace JB, Webster JR (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Anna Rev. Emomd.* 41:115-139

Wantzen KM, Yule CM, Mathooko JM, Pringle CM (2008) Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, London.

Webster JR, Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594

Young RG, Matthaei CD, Townsend CR (2008) Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society* 27:605-625

### **Capítulo 3: Decomposition in mining-impacted stream**

#### **ABSTRACT**

Headwater streams provide essential ecological functions, like maintaining a constant connection between terrestrial ecosystems and large rivers. In small streams, primary productivity is in general considered absent or low and the main sources of matter and energy come from the riparian vegetation, and the decomposition of leaf detritus is considered the key process for nutrient cycling, supporting trophic interactions. A combination of biotic and abiotic factors is involved in the decomposition process, but at the local scale, the water characteristics and quality of leaf litter are the most important factors that regulate the colonization and activity of microorganisms and detritivorous, which are the main mediators of the decomposition process. This study was developed in a small stream impacted by mining (Brucutu stream), located in the Peti Environmental Station, Southeastern of Brazil. The total leaf litter contribution was quantified through the lateral and direct inputs to the streams, and collected monthly. The leaf litter detritus was incubated in the stream for 150 days. The results obtained from lateral ( $710 \text{ g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ ) and direct ( $456 \text{ g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ ) leaf litter inputs to the stream were consistent to other studies developed in tropical forests. The decomposition process in the Brucutu stream was slow ( $k = 0.0013$ ) and resulting in low nutrient flows. Nitrogen immobilization was observed and may be related to the fact that most inorganic nitrogen supply was under ammonium form, while the concentrations of nitrite and nitrate were low in the Brucutu stream. The mining activity altered the water characteristics and the decomposition process, probably by modifying the structure and activity of microorganisms and detritivorous.

**Keywords (5 words):** allochthonous, breakdown, N-immobilization, litter inputs, nutrient dynamics

## 1- INTRODUCTION

Small streams are considered important elements of the landscape and are responsible for connecting terrestrial ecosystems and larger rivers (Thomas *et al.* 2004; Graça *et al.* 2015). In small forest streams, the primary productivity is reduced or almost absent due to the limitation of solar irradiation (Vannote *et al.* 1980; Abelho 2001). However, the riparian vegetation plays an important role providing organic matter to the small streams, and the leaves represent the most significant input portion (Vannote *et al.* 1980; Wantzen *et al.* 2008). Leaf litter inputs are basically composed of direct and lateral transport, which depend of different characteristics of the riparian vegetation and streams such as climate, soil type, species composition and successional stage of the forest (Abelho 2001, Wantzen *et al.* 2008).

The decomposition of allochthonous organic matter is a key process that provides nutrient resources and supports the trophic interactions in the streams (Webster and Benfield 1986; Abelho 2001; Graça *et al.* 2015). The decomposition dynamics involves different abiotic and biotic players that act in combination to release nutrients to the aquatic ecosystem (Gessner *et al.* 1999; Royer and Minshall 2003; Wantzen *et al.* 2008; Graça *et al.* 2015). Water flow velocity and dissolved nutrient concentration are examples of regulators of the decomposition process, especially because affect the performance of decomposers and detritivorous (Webster and Benfield 1986; Gessner and Chauvet 1994; Suberkropp and Chauvet 1995; Hieber and Gessner 2002; Mathuriau and Chauvet 2002; Wantzen and Wagner 2006). The relative importance of each factor may show a wide variation depending on the scale of study (Tank *et al.* 2010; Graça *et al.* 2015).

The tropical riparian vegetation is highly diversified, consisting of leaf litter with diverse physical and chemical proprieties, which result on different decomposition rates (Barthlott *et al.* 1996; Wantzen *et al.* 2008; Ardón *et al.* 2009). Impacts in the riparian

zones may result in alterations in the functioning of the aquatic ecosystems, affecting the nutrient dynamics, the local communities or the input of organic matter. In the last years, the riparian vegetation has been suffering from landscape transformation, mainly due to expansion of agriculture, livestock, urbanization, industrialization, or mining. Recent studies in tropical regions have tried to understand the decomposition and nutrient cycling dynamics in function of land use and nutrient enrichment (Abelho *et al.* 2010; Silva *et al.* 2011; Niyogi *et al.* 2013; Masese *et al.* 2014; Silva-Junior *et al.* 2014; Tanaka *et al.* 2015).

The loss of natural areas as a result of mining activity has been a big problem in Brazil. The Brazilian mining industry plays a key role in the national economy, since Brazil is the second largest producer of iron ore (DNPM 2012; USGS 2015). The main mineral extracted in Brazil is iron ore, which the country holds 11% of world reserves (DNPM 2012; USGS 2015). The state of Minas Gerais, located in Southeastern Brazil, is responsible for 53% of the national mineral production (DNPM 2014). The central region of Minas Gerais, known as “Quadrilátero Ferrífero - QF” (“Ferriferous Quadrangle”), is a region of intensive iron ore mining (Roeser and Roeser 2010). According to Diniz *et al.* (2014), the mined area in the QF tripled in size from 1985 to 2011, and currently covers an area of 11,968 ha (increase growth of 313 ha.y<sup>-1</sup>). The forest area suppressed by the mining activity in this region is estimated in 3,263 ha (Diniz *et al.* 2014).

Mining is one of the human activities that most severely transforms the landscape, as well as affect the adjacent environments with noise, air and water pollution. Environmental consequences may be drastic or irreversible in some cases. The mining activity has been expanding rather fast in the tropical region, which increases the need of understanding, for example, how nutrient cycling is altered in headwater systems, in order to provide insights for conservation and remediation actions. The decomposition of allochthonous leaf litter is the key process for nutrient cycling in small streams, having a

central role for the maintenance of the trophic interactions. The present study was developed in a small stream (Brucutu stream, MG, Brazil) located in a tropical forest and suffering from mining impact of iron ore. This work aimed to (1) quantify the leaf litter and the nutrient inputs to the stream; (2) identify changes in the stream characteristics as a consequence of mining activity; and (3) explain the effect of impact factors on slowing the leaf decomposition rates.

## **2- METHODOLOGY**

### ***2.1- Stream characterization***

The Brucutu stream (19°52'57 "S and 43°22'42" W), located in the Ecological Station of Peti, was sampled monthly in 2013. Several parameters were measured to describe the hydrological, physical and chemical characteristics of these environments. Stream depth and width were measured with a graduated scale. Water flow was measured with a flowmeter (Global Water, FP102/201), and the discharge was calculated based in the cross-section area and velocity data. Water temperature, conductivity, pH, and dissolved oxygen (DO) were determined with a multiparameter probe (YSI 556). Water samples were collected in polyethylene bottles for nutrient analyses. Sub-samples were filtered (GF1-glass fiber filters, 0.7  $\mu\text{m}$ ) for quantification of inorganic and organic carbon, the inorganic fractions of nitrogen and orthophosphate. Unfiltered sub-samples were submitted to alkaline persulfate digestion for determination of total phosphorus (TP). The analytical methods were based on APHA (2005) and nutrient concentrations were measured by colorimetric methods (PerkinElmer, Lambda 25 spectrophotometer). The quantification of ammonium ( $\text{N-NH}_4^+$ ) was performed by reaction with phenol nitroprusside; nitrite ( $\text{N-NO}_2^-$ ) and nitrate ( $\text{N-NO}_3^-$ ) by nitrate reduction method with sulfanilic acid and naphthylamine; orthophosphate (SRP) and total phosphorus (TP) by

reaction with ascorbic acid and molybdate, after alkaline persulfate digestion for TP. The total carbon (TC) and fractions of organic (TOC) and inorganic carbon (IC) were quantified in a Shimadzu TOC-V<sub>CPN</sub> according to APHA (2005).

## ***2.2- Allochthonous inputs and decomposition experiment***

Litter inputs (lateral and direct) were collected monthly in 2013 to estimate the contribution of allochthonous leaf litter to the Brucutu stream, following methodology described by Graça *et al.* 2005. In order to intercept the lateral leaf litter contribution, five boxes made in nylon (mesh size of 10 mm) with an opening of 20 x 50 cm were positioned under the ground, in the stream banks (Fig. 13). Five nylon nets (1.5 x 1 m, mesh size of 10 mm) were assembled over the stream, in order to intercept the direct leaf litter inputs. After sampling, the leaves were air-dried and weighed to constant weight.

Leaves in good condition were selected from the direct input samples, to set up the decomposition experiments. For the experiments, litterbags (20 x 20 cm, 10 mm mesh) containing approximately 5 g of leaves were prepared (Fig. 13). Prior to incubation, the leaves were moistened with distilled water for 24 hours to avoid the physical stress during the preparation of the litterbags. The Brucutu stream was divided into four equidistant points, and a set containing six litterbags was incubated in each point. The experiments were performed during the transition between dry and rainy season, beginning in July 2013. From each of the four sets, one litterbag was removed after 0, 30, 60, 90, 120 and 150 days. In the laboratory, the detritus remaining in each litterbag were carefully washed in distilled water.

All leaves and detritus were oven-dried at 60°C until constant weight and then were processed in a Willye mill to obtain a fine powder for further chemical characterization (Nadelhoffer and Fry 1994). Sub-samples, containing approximately 3 mg ( $\pm 0,12$ ) of this material, were placed in a tin capsule for determination of carbon and



nitrogen by dry combustion elemental analyzer Carlo Erba (Shimadzu CHN-1110) coupled to a mass spectrometer (IRMS Delta Plus; Finnigan Matt, San Jose, CA, USA) for the determination of isotopic ratio of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ . The BDB (Pee dee Belmite) and N atmospheric were used as international reference standard for  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ , respectively. Leaves of sugarcane were used as internal reference standard.



**Figure 13** – Collector for lateral litter input (left) and decomposition litterbags incubated in Brucutu stream (right).

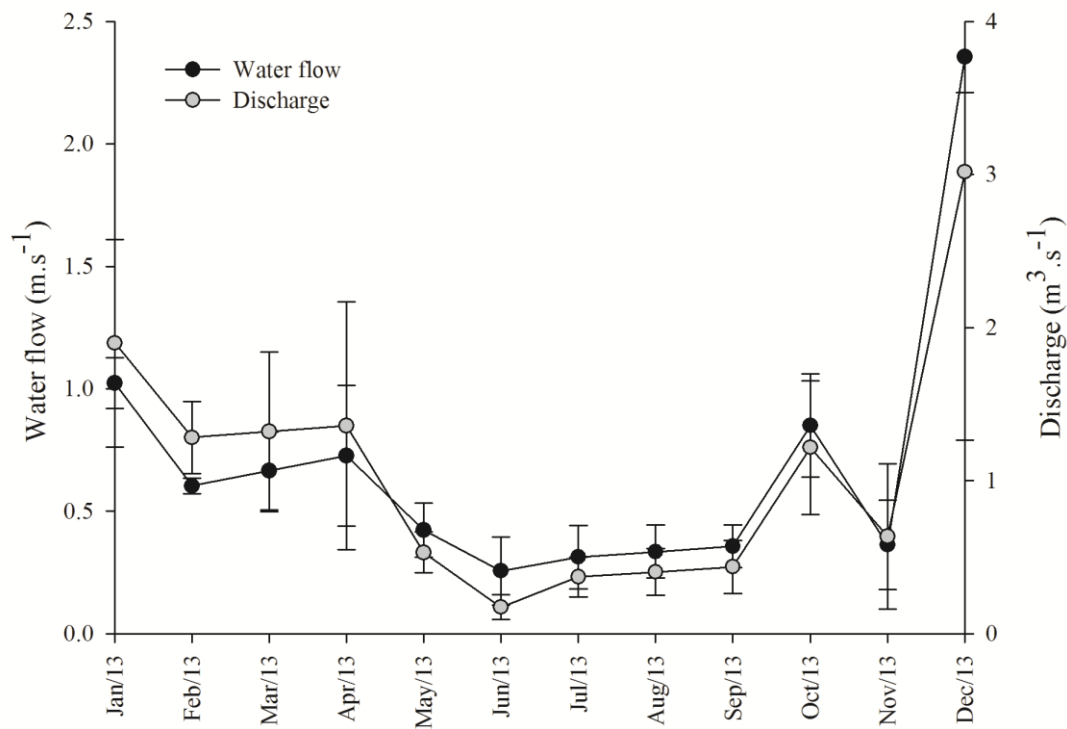
### ***2.3- Statistical analysis***

All analyses were performed using Statistical Package R 2.12.2 (R Development Core Team 2011), with  $p < 0.05$  to indicate significant effects. The temporal fluctuations of stream chemical parameters were analyzed using generalized linear model (GLM). The GLM was also used to check the seasonality and monthly differences in the leaf litter inputs. The heteroscedasticity was considered in the models, based on the analysis of residuals. The decomposition rate ( $k$ ) was calculated by the exponential decay model ( $W_t = W_0e^{-kt}$ ), proposed by Olson (1963), through the evaluation of the remaining mass as a function of the incubation time in days.

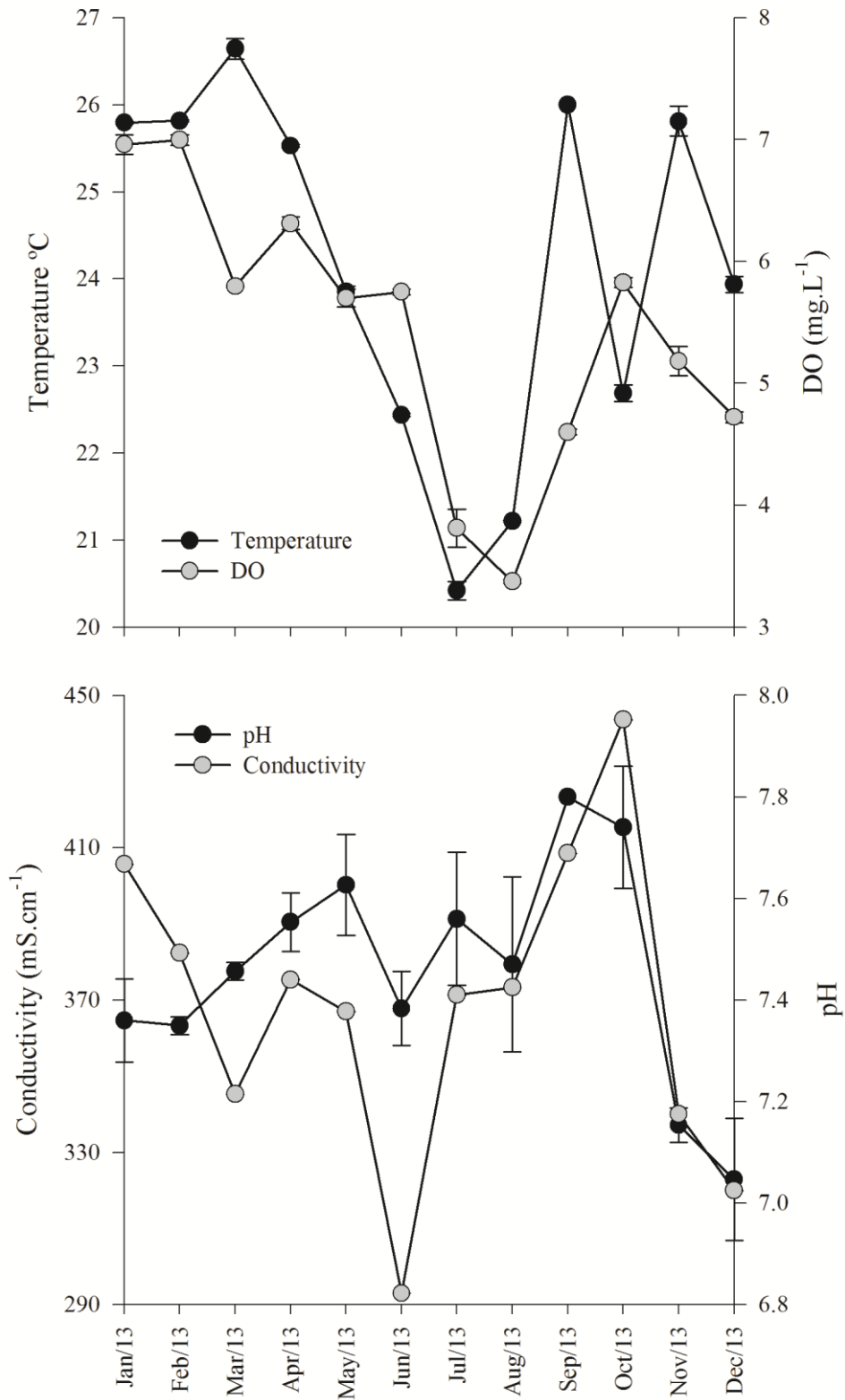
### 3- RESULTS

#### 3.1- Stream water characteristics

The average water flow was  $0.69 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , which resulted in a discharge of  $1.05 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  (Fig. 14). The lowest discharge occurred in June ( $0.17 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) and the highest value was observed in December ( $3.02 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ). Mean monthly temperature was  $24.2^\circ\text{C}$  (SE 0.059), showing values of  $4^\circ\text{C}$  below the average in July and August, at the peak of dry season ( $F = 1639.04, p < 0.01$ ) (Fig. 15). Concentration of DO exhibited a fluctuation similar to temperature and a mean value of  $5.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (SE 0.057) (Fig. 15). Conductivity showed wide fluctuations (293 to  $444 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) (Fig. 15). Small variation was observed in the pH (7.05 – 7.80), and the stream water was classified as neutral to basic.

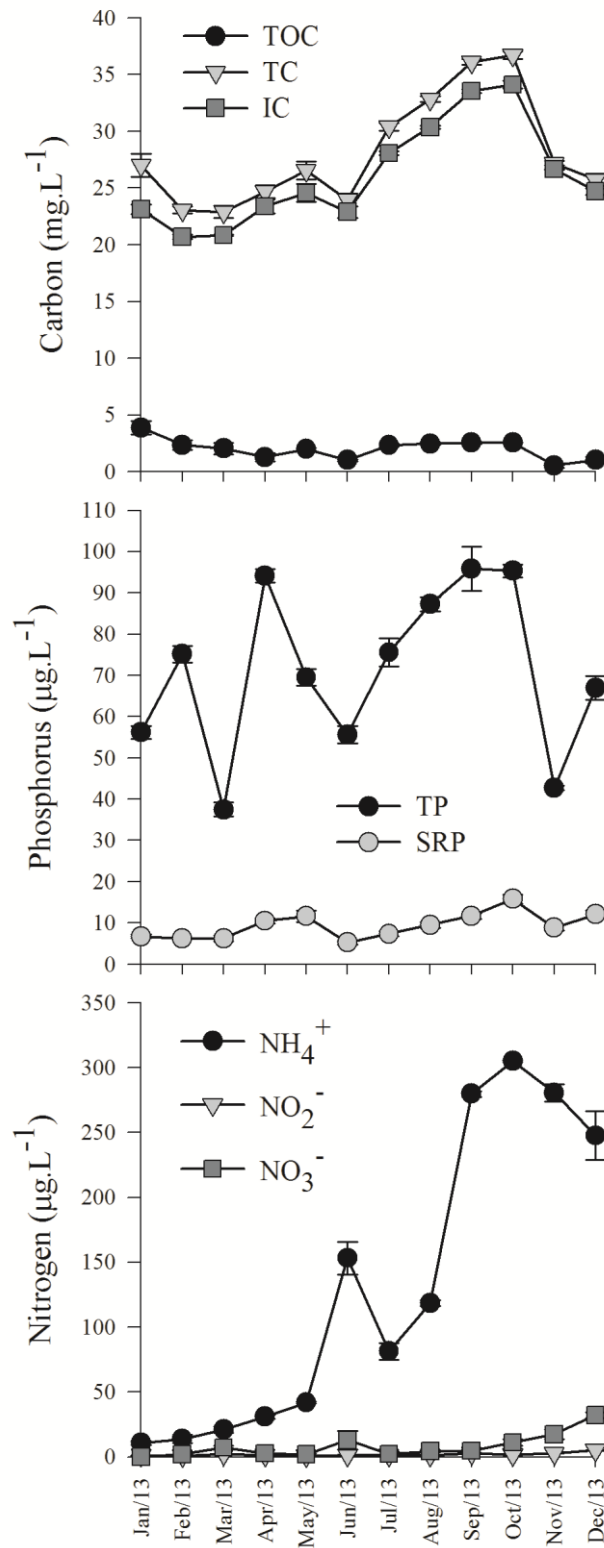


**Figure 14** – Monthly variation of hydrological characteristics in the Brucutu stream. Bars represent standard errors.



**Figure 15** – Monthly variation of abiotic characteristics in the Brucutu stream. Bars represent standard errors.

The concentration of nutrients did not show a clear pattern of variation (Fig. 16). Average concentration of TC was  $28.094 \text{ mg.L}^{-1}$  (SE 0.476), and it was constituted mainly by the inorganic fraction (91%). Concentration of IC ranged from 20.703 to  $34.125 \text{ mg.L}^{-1}$  and presented the highest values in the transition period between dry and rainy seasons ( $F = 66.33$ ,  $p < 0.01$ ). Concentration of TP showed significant monthly variation ( $F = 58.348$ ,  $p < 0.01$ ), with an average of  $70.98 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  (SE 2.213). Mean concentration of SRP was  $9.32 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  (SE 0.677) and presented low monthly variation. Among the fractions of inorganic nitrogen,  $\text{N-NH}_4^+$  was the most representative fraction. Concentration of  $\text{N-NH}_4^+$  varied significantly between months from 10.78 to  $305.23 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  ( $F = 290.28$ ,  $p < 0.01$ ) and mean concentration was about 80 and 17 times higher than  $\text{N-NO}_2^-$  ( $1.763 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ , SE 0.087) and  $\text{N-NO}_3^-$  ( $8.160 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ , SE 1.785), respectively.



**Figure 16** – Montly variation of the nutrient concentration in the Brucutu stream. Bars represent standard errors.

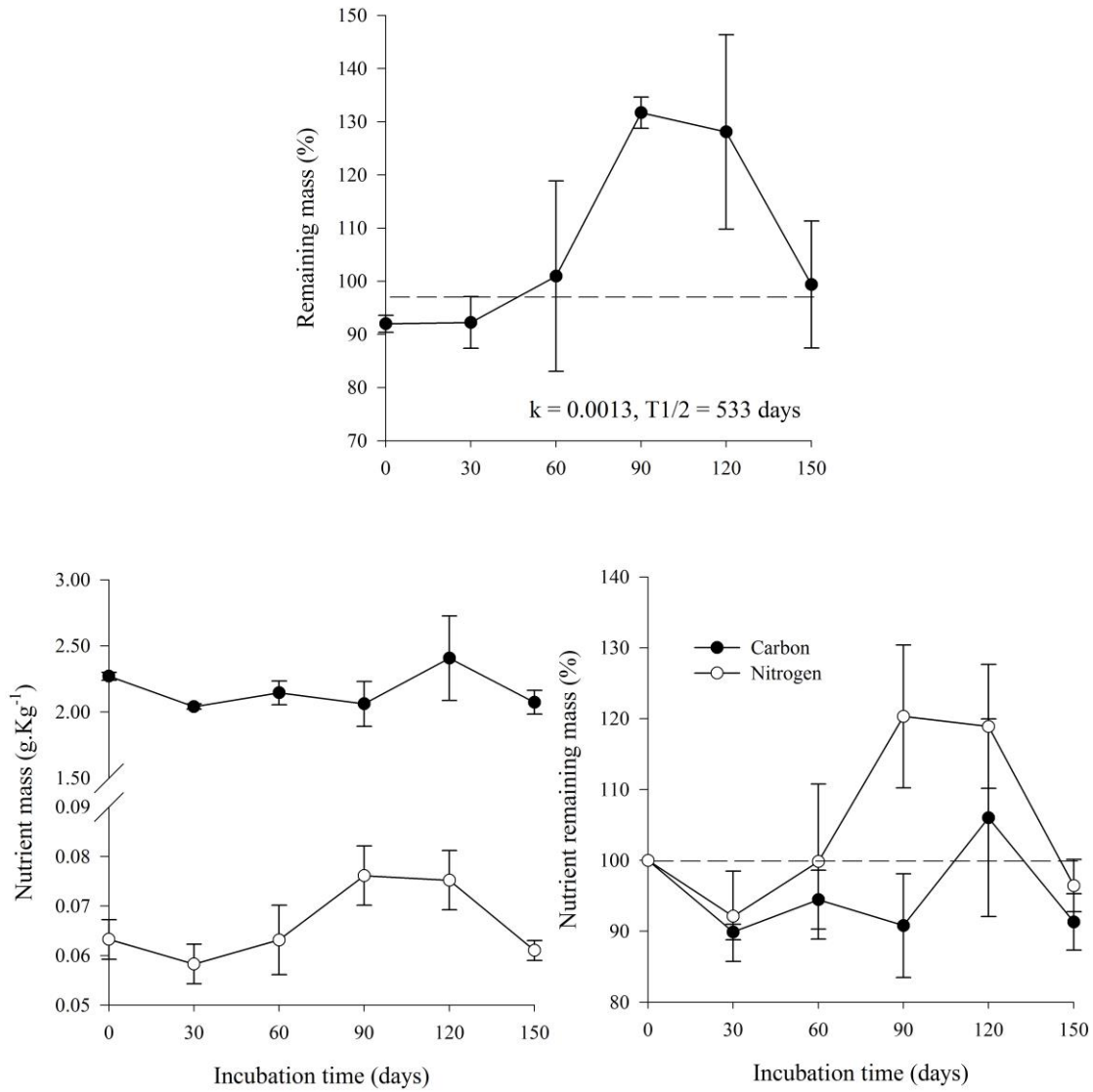
### ***3.2- Litter dynamics and decomposition***

The annual contribution of lateral and direct inputs of allochthonous leaf litter was  $710 \text{ g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (SE 1.961) and  $456 \text{ g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (SE 0.901), respectively. Significant differences between seasons were observed just for lateral input ( $F = 4.21$ ,  $p = 0.046$ ), with contribution higher during the rainy season ( $490 \text{ g.m}^{-2}$ ) than in the dry season ( $220 \text{ g.m}^{-2}$ ). For both inputs, September and October 2013, which represents the transition period between dry and rainy seasons, were the months with the highest contribution. Considering the total leaf input, annual nutrient contribution represented 49.5% of C and 2% of N, which resulted in fluxes of  $576 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  and  $23 \text{ gN.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ .

Was detected loss of 8% in the initial phase of the decomposition experiment, when detritus was moistened with distilled water for 24 during the preparation of the litterbags. An interesting increase in the detritus biomass was detected during the decomposition experiments in Brucutu stream (Fig. 17). In the first 30 days no significant changes were observed in the detritus biomass, but after this period, an increment of 40% was registered. Only after 90 days of incubation, it was observed mass loss, and after 150 days the remaining mass was recorded as 99% of the initial values. The decomposition rate was 0.0013 and the time required for the loss of half of the initial biomass was estimated as 533 days ( $y = 95.116e^{0.0013x}$ ,  $R^2 = 0.1536$ ).

The concentration of C was relatively stable during the decomposition experiments. However, the detritus biomass loss was proportionally higher than the nitrogen loss, because the nitrogen concentration increased as a function of incubation time (Fig. 17). Considering the variation of nutrients in the remaining mass, a significant increase in nitrogen was observed from 60 up to 120 days of incubation, suggesting N-immobilization. For carbon, an increase of 6% was observed, between 90 and 120 days of incubation. The mineralization process during decomposition experiments was

probably low, resulting in a loss of 8.7% C and 3.5% N at the end of the experiment. The decomposition process of leaf litter resulted in nutrient flows estimated in  $45.6 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  and  $0.52 \text{ gN.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ .



**Figure 17** – Percentage of remaining mass and dynamics of nutrient in function of the decomposition time, in the Brucutu stream. Bars represent standard errors.

The isotopic values of  $\delta^{13}\text{C}$  did not vary as a function of the incubation time and showed an average value of  $-31.58\text{‰}$  (SE = 0.065). The isotopic values of  $\delta^{15}\text{N}$  varied slightly, but without a well-defined pattern, ranging from  $-0.82$  to  $-0.30\text{‰}$  (Table 8).

**Table 8** – Isotopic variation of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  as a function of the decomposition time of the detritus, incubated in the Brucutu stream impacted by mining activity. The mean standard error is shown in parentheses.

Incubation time (days)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
0	-31.57 (0.260)	-0.82 (0.160)
30	-31.37 (0.117)	-0.36 (0.095)
60	-31.38 (0.195)	-0.60 (0.143)
90	-31.79 (0.188)	-0.30 (0.082)
120	-31.62 (0.081)	-0.30 (0.117)
150	-31.70 (0.058)	-0.40 (0.085)

#### 4- DISCUSSION

Studies developed in the Cerrado biome showed that small preserved streams have in general naturally acidic waters and low conductivity, opposite to the observed in our study (Markewitz *et al.* 2006; Silva *et al.* 2011). Different types of mining may severely alter physical and chemical characteristics of lotic systems. Several studies have shown that small streams impacted by mining activity present a significant increase of conductivity (Ochieng *et al.* 2010; Atanackovic *et al.* 2013; Hogsden and Harding 2013; Hopkins *et al.* 2013; Svitok *et al.* 2014), wide range of pH values, even though predominantly acid (Niyogi *et al.* 2002; Ochieng *et al.* 2010; Atanackovic *et al.* 2013; Hogsden and Harding 2013; Muruven and Tekere 2013; Niyogi *et al.* 2013; Svitok *et al.*



2014), high concentrations of metals and sulfates (Ochieng *et al.* 2010; Atanackovic *et al.* 2013; Hopkins *et al.* 2013; Muruven and Tekere 2013; Svitok *et al.* 2014), increase in the concentration of inorganic nitrogen and SRP (Hogsden and Harding 2013; Muruven and Tekere 2013; Niyogi *et al.* 2013), and elevated sediment deposition (Pond *et al.* 2008; Berkowitz *et al.* 2014). Nevertheless, mine effluents are normally treated by bicarbonate buffering, a process that may leave the pH more neutral (Niyogi *et al.* 2002), as it has probably occurred in this study. Nutrient loading in the mini streams was high and it may be associated with inputs originated in the effluent dam. High concentrations of TP and TC may be the result of mineral weathering, transport of particles and leaching of surface exposure (Simmons *et al.* 2008, Berkowitz *et al.* 2014), which is very intensified in mining areas. High concentrations of DIN can also be the results of mining activities, as observed by Berkowitz *et al.* (2014). In general, nitrification rate is correlated to N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration (Strauss and Dodds 1997, Kemp and Dodds 2001), but the high ratio between N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration in the Brucutu stream suggests inhibition of the nitrification process.

As observed in this study, the input of organic matter to small streams is composed mainly by leaves and it is directly correlated to particularities of the riparian vegetation and physical characteristics of the lotic system (Abelho 2001). In temperate regions, the seasonality is the most marked control of leaf senescence, which is characterized by peaks in autumn (Pozo *et al.* 1997; Wantzen *et al.* 2008). However, in the tropics, the hydric stress and high phenological diversity of diverse plant species are more important in leaf litter production (Benson and Pearson 1993; McClain and Richey 1996; Wantzen 2003; Wantzen *et al.* 2008). Inputs of allochthonous litter to lotic systems present large spatial variation in temperate and tropical regions and the input of allochthonous leaf litter observed in the Brucutu stream consist to other studies developed in tropical forest

ecosystems. The annual leaf litter input of estimated for tropical riparian forests ranges around 356-498  $\text{g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ , with the highest values found in the dry season or in periods of lower rainfall (Cressa and Weibezahn 1976, Benson and Pearson 1993). In a tropical forest in Colombia the input average estimate was 642  $\text{g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (Rodríguez-Barrios *et al.* 2008) and in a Neotropical region (Panama) the leaf input to small streams was estimated to be about 790  $\text{g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (Colón-Gaud *et al.* 2008). Lateral litter input estimated in southern Amazon region ranged from 227 to 404  $\text{g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (Selva *et al.* 2007) and total leaf litter inputs (direct and lateral) were estimated at about 790  $\text{g.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  in a study performed in the Atlantic Forest (Afonso *et al.* 2000). In most of these studies, it has been observed that the input of leaf litter to small streams is more pronounced during the dry season or in the transition period between dry and rainy seasons. However, in this study, just the lateral input was higher during the rainy season, probably due to mechanical action of strong storms. The leaf litter inputs were mainly composed by carbon (about 50%) and less than 3% of nitrogen and phosphorus, confirming data found in other studies (McClain and Richey 1996; Selva *et al.* 2007; Wantzen *et al.* 2008; Pérez *et al.* 2013). On the east coast of the USA the input of nutrients to small preserved streams and streams under different impacts (agriculture, mining and urbanization) ranged from 0.29 to 3.87  $\text{gN.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  and from 15.2 to 163  $\text{gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$  (Berkowitz *et al.* 2014). However, Berkowitz *et al.* (2014) showed that the major nutrient flows were found in the preserved areas with larger forest cover, with input amounts similar to the ones recorded in this study.

Different stressors originating from the mining activity may affect microbial processes and in consequence, nutrient cycling (Niyogi *et al.* 2003). Changes in water characteristics in function of mining activity are related to a simplification in the structure of the aquatic communities, reducing diversity of benthic invertebrates and decreasing

activity of microorganisms (Carlisle and Clements 2005; Griffith *et al.* 2012; Hogsden and Harding 2013; Niyogi *et al.* 2013; Svitok *et al.* 2014). Conductivity is an important variable that tends to increase as a result of anthropic activities, and when it is extremely high, as observed in the Brucutu stream, can induce ionic and osmotic stress on aquatic organisms (Pond *et al.* 2008; Bernhardt and Palmer 2011; Bernhardt *et al.* 2012). In general, several studies have shown that nutrient enrichment, especially N and P, can accelerate the decomposition process in headwater streams by stimulating the activity of microorganisms and invertebrates (Suberkropp and Chauvet 1995; Bärlocher and Corkum 2003; Gulis and Suberkropp 2003; Connolly and Pearson 2013). However, there are many studies that show conflicting results and suggest that other factors may also be causing the differences observed in the decomposition rates or can mask the effect of nutrient enrichment (Royer and Minshall 2001; Fleituch 2013; Pérez *et al.* 2013). Woodward *et al.* (2012) suggested that both extremes of nutrient concentrations may affect litter decomposition dynamics; low concentrations may indicate limitation of nutrients as well as extremely high concentrations can inhibit the process.

Our results showed low  $k$  values, similar to other studies developed in mining areas in the temperate region (Gray and Ward 1983; Carlisle and Clements 2005; Lecerf and Chauvet 2008; Berkowitz *et al.* 2014) and in tropics (Hogsden and Harding 2013; Niyogi *et al.* 2013), leading to the conclusion that decomposition is slower in mining impacted streams. In studies conducted in New Zealand, the decomposition rates was slower in streams impacted by mining and were associated with simplification of food webs (Hogsden and Harding 2013). Niyogi *et al.* (2013) found decomposition rates ranging from 0.0019 to 0.0088 in mining impacted streams, which were associated mainly to the negative effects of metal hydroxides on microorganisms and shredder invertebrates. Berkowitz *et al.* (2014) reported lowest nutrient processing during decomposition in

impacted streams with similar low k values as observed in this study. Elwood *et al.* (1981) and Pérez *et al.* (2013) detected N-increases in leaf litter bags, during decomposition experiments in enriched streams. Usually, immobilization processes suggests nutrient limitation. Although N-immobilization was detected in the Brucutu stream, N-limitation was not observed. Some studies suggest that when the N:P ratios in a stream are lower than 1.5:1, N-immobilization may occur (Elwood *et al.* 1981). In the case of the Brucutu stream, N-immobilization may be related to the fact that most inorganic nitrogen supply is N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, while the concentrations of N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> were considered low. Our results suggest that chemical changes in the Brucutu stream altered the nutrient mineralization process, especially due to delay in the decomposition of allochthonous detritus.

Our results showed that changes in water characteristics in function of mining activity altered the decomposition and nutrient processing, especially because they interfere in the structure and activity of the microorganisms and detritivorous, as previously observed in other studies. Therefore, both the nitrification as the decomposition of allochthonous leaf litter are compromised.

## 5- REFERENCES

- Abelho M (2001) From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World* 1: 656-680
- Abelho M, Moretti M, França J, Callisto M (2010) Nutrient addition does not enhance leaf decomposition in a Southeastern Brazilian stream (Espinhaço mountain range). *Braz. J. Biol.* 70: 747-754
- Afonso AAO, Henry R, Rodella RCSM (2000) Allochthonous Matter Input in Two Different Stretches of a Headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 43: 335-343
- Ardón M, Pringle CM, Eggert SL (2009) Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28: 440-453
- Atanackovic N, Dragisic V, Stojkovic J, Pasic P, Zivanovic V (2013) Hydrochemical characteristics of mine waters from abandoned mining sites in Serbia and their impact on surface water quality. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 7615-7626
- Bärlocher F, Corkum M (2003) Nutrient enrichment overwhelms diversity effects in leaf decomposition by stream fungi. *Oikos* 101: 247-252
- Barthlott W, Lauer W, Placke A (1996). Global distribution of species diversity in vascular plants: towards world map of phytodiversity. *Erdkunde* 50: 317-327
- Benson LJ, Person RG (1993) Litter inputs to a tropical Australian upland rainforest stream. *Aus. J. Ecol.* 18: 377-383
- Berkowitz JF, Summers EA, Noble CV, White JR, DeLaune RD (2014) Investigation of biogeochemical functional proxies in headwater streams across a range of channel and catchment alterations. *Environmental Management* 53: 534-548

Bernhardt ES, Palmer MA (2011) The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 39-57

Bernhardt ES, Lutz B, King RS et al. (2012) *Environmental Science and Technology* 46: 8112-8115

Carlisle DM, Clements WH (2005) Leaf litter breakdown, microbial respiration and shredder production in metal-polluted streams. *Freshwater Biology* 50: 380-390

Colón-Gaud C, Peterson S, Whiles MR *et al.* (2008) Allochthonous litter inputs, organic matter standing stocks, and organic dynamics in upland Panamanian streams: potential effects of larval amphibians on organic matter dynamics. *Hydrobiologia* 603: 301-312

Connolly NM, Pearson RG (2013) Nutrient enrichment of a heterotrophic stream alters leaf litter nutritional quality and shredder physiological condition via the microbial pathway. *Hydrobiologia* 718: 85-92

Diniz JMFS, Reis AA, Acerbi FWJr, Gomide LR (2014) Detecção da expansão da área minerada no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, no período de 1985 a 2011 através de técnicas de sensoriamento remoto. *Boletim de Ciências Geodésicas* 20: 683-700

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral (2012) Informações e análises da economia mineral brasileira, 7ª edição. Online. [Cited 01 May 2015.] Available from URL: [www.dnpm.gov.br](http://www.dnpm.gov.br).

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral (2014) Informações sobre a Economia Mineral do Estado de Minas Gerais. Online. [Cited 10 July 2015.] Available from URL: [www.dnpm.gov.br](http://www.dnpm.gov.br).

Elwood JW, Newbold JD, Trimble F, Stark RW (1981) The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of p enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology* 62: 146-158

- Fleituch T (2013) Effects of nutrient enrichment and activity of invertebrates shredders on leaf litter breakdown in low order stream. *International Review of Hydrobiologia* 98: 19-198
- Gessner MO, Chauvet E (1994). Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75: 1807-1817
- Gessner MO, Chauvet E, Dobson M (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377-384
- Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (2005) *Methods to study litter decomposition: A Practical Guide*. Springer, New York.
- Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C *et al.* (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review* 100: 1-12
- Gray LJ, Ward JV (1983) Leaf litter breakdown in streams receiving treated and untreated metal mine drainage. *Environment International* 9: 135-138
- Griffith MB, Norton SB, Alexander LC, Pollard AI, LeDuc SD (2012) The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the central Appalachians: a review. *Science of the Total Environment* 417: 1-12
- Gulis V, Suberkropp K (2003) Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of headwater stream. *Freshwater Biology* 48: 123-134
- Hieber M, Gessner MO (2002) Contribution of Stream Detritivores, Fungi, and Bacteria to Leaf Breakdown Based on Biomass Estimates. *Ecology* 83: 1026-1038
- Hogsden KL, Harding JS (2013) Leaf breakdown, detrital resource, and food webs in streams affected by mine drainage. *Hydrobiologia* 716: 59-73
- Hopkins RL, Altier BM, Haselman D, Merry AD, White JJ (2013) Exploring the legacy effects of surface coal mining on stream chemistry. *Hydrobiologia* 713: 87-95

- Kemp MJ, Dodds WK (2001) Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society* 20:347-357
- Lecerf A, Chauvet E (2008) Diversity and functions of leaf-decaying fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology* 53: 1658-1672
- Markewitz D, Resende JCF, Parron L *et al.* (2006) Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian cerrado. *Hydrological Processes* 20: 2615-2639
- Maseke FO, Nitaka N, Kipkemboi J *et al.* (2014) Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators* 46: 23-37
- Mathuriau C, Chauvet E (2002). Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 2: 384-396
- McClain ME, Richey JE (1996) Regional-scale linkages of terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon basin: a conceptual model for organic matter. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113: 111-125
- MMA – Ministério do Meio Ambiente (2012) Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Online. [Cited 17 April 2015.] Available from URL: [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br)
- Muruven DN, Tekere M (2013) An Evaluation of the Cumulative Surface Water Pollution on Selected Areas within the Consolidated Main Reef Area, Roodepoort, South Africa. *Air, Soil and Water Research* 6: 121-130
- Niyogi DK, Lewis WM Jr, McKnight DM (2002) Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass, and Function of Primary Producers in Mountain Streams. *Ecosystems* 5: 554-567



- Niyogi DK, Lewis WMJr, McKnight DM (2003) Direct and indirect effects of mine drainage on bacterial processes in mountain streams. *J. N. Am. Benth. Soc.* 22: 276-291
- Niyogi DK, Harding JS, Simon KS (2013) Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. *Ecological Indicators* 24: 510-517
- Ochieng GM, Seanego ES, Nkwonta OI (2010) Impacts of mining on water resources in South Africa: A review. *Scientific Research and Essays* 5: 3351-3357
- Olson JS (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 321-331
- Peréz J, Basaguren A, Descals E, Larrañaga A, Pozo J (2013) Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia* 718: 41-57
- Pond GJ, Passmore ME, Borsuk FA, Reynolds L, Rose CJ (2008) Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *J. N. Am. Benth. Soc.* 27: 717-737
- Pozo J, González E, Díez J, Elozegi A (1997) Leaf-litter budgets in two contrasting forested streams. *Limnetica* 13: 77-84
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Barrios J, Ospina-Torres R, Gutiérrez JD (2008) Entradas y transporte de materia orgánica en una quebrada tropical de montaña. Bogotá, Colombia. *Caldasia* 30: 349-367

Roeser HMP, Roeser PA (2010) O Quadrilátero Ferrífero - MG, Brasil: aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. *Geonomos* 18: 33-37

Royer T. V. and Minshall G. W. (2001) Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a headwater stream. *Freshwater Biology* **46**, 603–610.

Royer T. V. and Minshall G. W. (2003) Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *J. N. Am. Bent. Soc.* **22(3)**, 352–358.

Selva E. C., Couto E. G., Johnson M. S. and Lehmann J. (2007) Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology* **23**, 329–335.

Silva J. S. O., Bustamante M. M. C., Markewitz D., Krusche A. V. and Ferreira L. G. (2011) Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry* **105**, 75–88.

Júnior E. F. S., Moulton T., Boechat I. G., Gucker B. (2014) Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators* **36**, 195-204.

Simmons J. A., Currie W. S., Eshleman K. N. *et al.* (2008) Forest to reclaimed mine land use change leads to altered ecosystem structure and function. *Ecol. Appl.* **18**, 104–118.

Singha D. D., Singh A. and Gupta A. P. (1998) Nitrogen transformation in sewage-sludge amended soil as influenced by addition of zinc, cadmium and nickel. *Indian Journal of Agricultural Sciences* **68**, 96–100.

Strauss EA, Dodds WK (1997) Influence of protozoa and nutrient availability on nitrification rates in subsurface sediments. *Microbial Ecology* 34:155–165

Suberkropp K. and Chauvet E. (1995) Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology* **76**, 1433–1445.

- Svitok M, Novikmec M, Bitusik P *et al.* (2014) Benthic Communities of Low-Order Streams Affected by Acid Mine Drainages: A Case Study from Central Europe. *Water* 6: 1312-1338
- Tanaka MO, Fernandes JF, Suga CM, Hanai FY, Souza ALT (2015) Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environmental* 207: 171-177
- Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entekin SA, Stephen MJ (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in stream. *J. N. Am. Benth. Soc.* 29: 118-146
- Thomas SM, Neill C, Deegan LA *et al.* (2004) Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68(2): 135-151
- USGS – U. S. Geological Survey (2015) Mineral Commodity Summaries. Online. [Cited 10 April 2015.] Available from URL: [www.usgs.gov](http://www.usgs.gov)
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137
- Wantzen KM (2003) Cerrado Streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the tertiary shields of South America. *Amazoniana* 17: 485-502
- Wantzen KM, Wagner R (2006) Detritus processing by shredders: a tropical-temperate comparison. *J. N. Am. Benth. Soc.* 25: 214-230
- Wantzen KM, Yule CM, Mathooko JM, Pringle CM (2008) *Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: Tropical Stream Ecology.* Elsevier, London.
- Webster JR, Benfield EF (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594

Woodward GM, Gessner MO, Giller PS *et al.* (2012) Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336: 1438-1440

## CONCLUSÕES

Foram observadas diferenças significativas no balanço de nutrientes entre ecossistemas ripários preservados e impactados. Os anexos 1 e 2 ilustram o balanço de nutrientes estimado pelos fluxos hidrológicos e biológicos nas Matas de Galeria preservadas e nas áreas impactadas pelos plantios de eucalipto e atividade mineradora. Os fluxos de entrada de nutrientes por deposição úmida foram maiores do que no escoamento superficial e na vazão da água, ressaltando a importância das Matas de Galeria como área de tamponamento e sua relevância na manutenção dos ecossistemas aquáticos. Também foi possível observar a importância das Matas de Galeria no aporte de nutrientes por vias biológicas, sendo esta a principal fonte de matéria e energia para pequenos riachos. As áreas impactadas apresentaram mudanças no aporte de detritos foliares alóctones, além de interferirem na dinâmica de decomposição desses detritos.

Em termos gerais, no primeiro capítulo, que procurou detectar a influência dos plantios de eucalipto e da atividade mineradora nos fluxos hidrológicos de nutrientes e na qualidade da água de pequenos riachos, as principais conclusões foram:

- O manejo e o uso de fertilizantes fosfatados nos plantios de eucalipto resultaram em um escoamento superficial com concentração mais elevada de fósforo que, conseqüentemente, resultou em uma maior concentração de fósforo e condutividade no riacho;
- O aumento significativo na condutividade, pH e nas concentrações de IC, TP N- $\text{NH}_4^+$  na água do riacho do Brucutu foi provavelmente provocado pela atividade mineradora, especialmente através da entrada no riacho de efluentes provindos da mineração;
- Diferenças nas concentrações das frações inorgânicas de nitrogênio nos riachos impactados (Brucutu e Eucaliptal), em comparação com os preservados, sugerem

uma possível inibição do processo de nitrificação. Substâncias alelopáticas secretadas pelo eucalipto e uma menor atividade microbiana no riacho impactado pela mineradora poderiam estar afetando o processamento de nitrogênio.

No segundo capítulo foram abordados os efeitos dos plantios de eucalipto nos fluxos biológicos de nutrientes, quantificados através do aporte de matéria orgânica, e na dinâmica de decomposição dos detritos foliares alóctones. Portanto, as principais conclusões obtidas foram:

- Áreas impactadas por plantios de eucalipto apresentaram mudanças no aporte de matéria orgânica para o ecossistema aquático, principalmente em termos quantitativos, resultando em menores fluxos de nutrientes;
- A decomposição de folhas de eucalipto foi acelerada em relação ao mix de folhas, o que resultou em maiores fluxos de carbono e nitrogênio por decomposição;
- O processo de decomposição sofreu alterações no riacho impactado pelo plantio de eucalipto, mostrando-se mais lento;

No terceiro capítulo, buscou-se compreender os efeitos das alterações nas características da água do riacho impactado pela atividade mineradora na dinâmica de decomposição dos detritos foliares alóctone. Nesse capítulo, as principais conclusões encontradas foram:

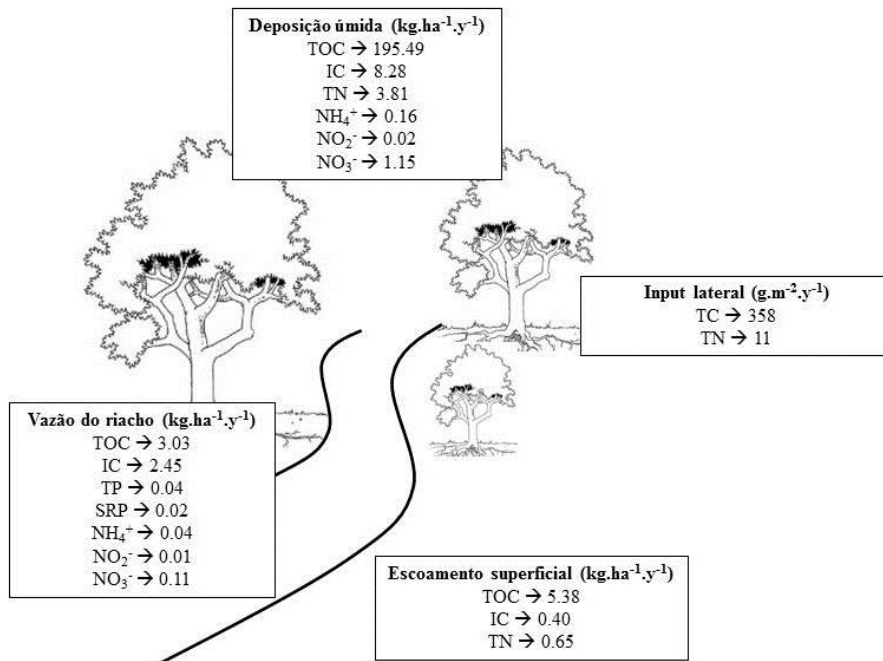
- A elevada concentração de amônio em contraste com a baixa concentração e nitrito e nitrato, associada com a lenta decomposição dos detritos no riacho do Brucutu sugerem que o processamento da matéria orgânica e a mineralização de nitrogênio está sendo comprometida. Tais características podem estar associadas com mudanças na estrutura e atividade das comunidades de microrganismos e invertebrados detritívoros, que podem estar sofrendo estresse iônico em função, principalmente, da elevada condutividade da água.

Os resultados obtidos por esse estudo fornecem dados que auxiliam no entendimento dos processos de ciclagem e balanço de nutrientes em ecossistemas ripários, servindo de suporte para uma melhor conservação das Matas de Galeria e dos recursos hídricos. Entretanto, como em qualquer pesquisa, outros estudos complementares poderiam ainda ser realizados para complementar os resultados aqui encontrados. Com o intuito de compreender melhor a dinâmica de decomposição no riacho impactado pela atividade mineradora, seria, por exemplo, necessário um estudo mais detalhado para identificar potenciais variáveis que poderiam estar causando o atraso no processo de decomposição nos riachos impactados. Nesse contexto, uma importante ferramenta seria o acompanhamento da concentração de compostos secundários, especialmente lignina e celulose, nos diferentes intervalos de decomposição a fim de verificar se esses compostos são de fato degradados. Para uma compreensão mais precisa de todo o processo, assim como da mineralização de nitrogênio, seria interessante identificar e quantificar os microrganismos associados aos detritos nos diferentes riachos e fases de decomposição. Além disso, uma análise de fósforo durante o processo de decomposição poderia ser interessante, podendo fornecer informações complementares para o balanço de nutrientes nestes sistemas.

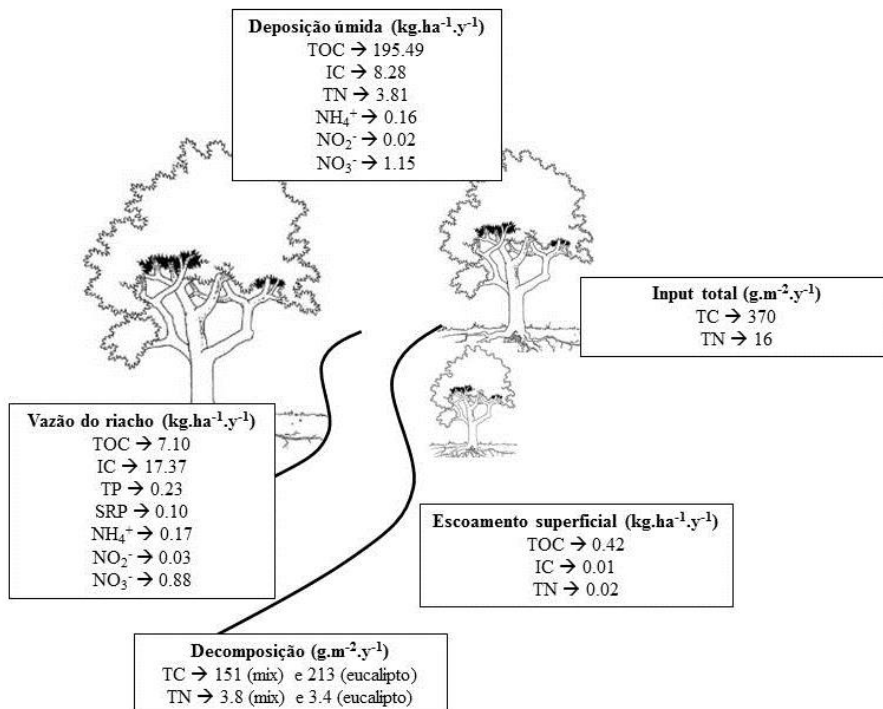
Esperamos desta forma que este trabalho abra novas perspectivas de pesquisa nestes ambientes fortemente sujeitos a mudanças, devido a pressão exercida por diversas atividades antropogênicas na região.

## ANEXO 1

### Mata de Galeria do Doné (preservada)



### Mata de Galeria do Usina (preservada)

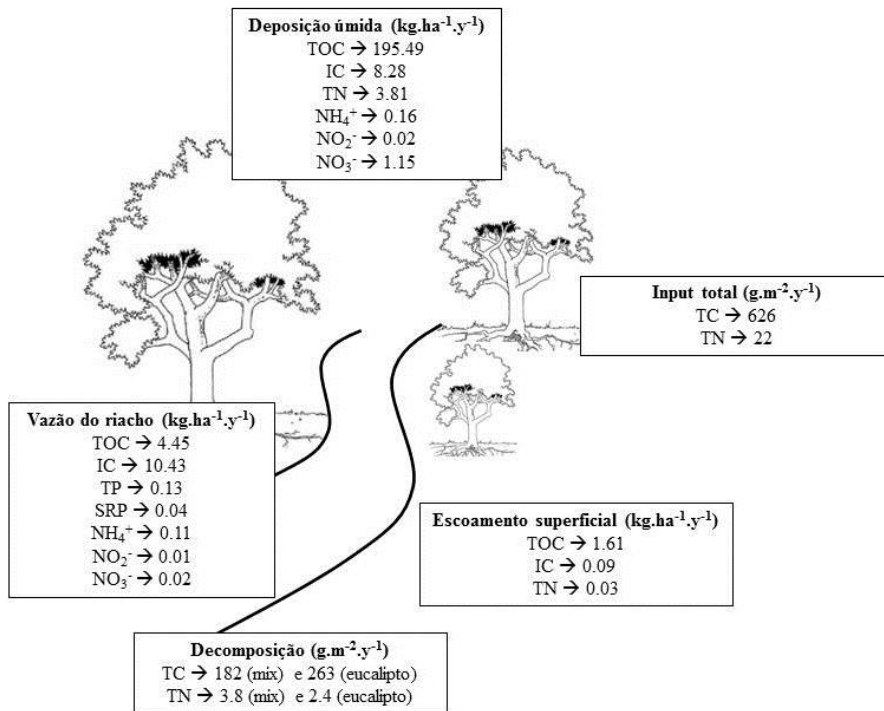






## ANEXO 2

### Mata de Galeria do Eucalipto (impactada)



### Mata de Galeria do Brucutu (impactada)

