

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**

**DECOMPOSIÇÃO DA LITEIRA EM IGARAPÉ SOB FLORESTA
E ÁREA ALTERADA NA AMAZÔNIA CENTRAL - BRASIL**

Joana D’Arc de Paula

Manaus, Amazonas

Junho, 2007

Joana D'Arc de Paula

DECOMPOSIÇÃO DA LITEIRA EM IGARAPÉ SOB
FLORESTA E ÁREA ALTERADA NA AMAZÔNIA CENTRAL
- BRASIL

Orientador: Flávio Jesus Luizão

Dissertação apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Ecologia.

Manaus, Amazonas

Junho, 2007

P324 Paula, Joana D'Arc de
Decomposição da liteira em igarapé sob floresta e área alterada na
Amazônia Central – Brasil. / Joana D'Arc de Paula – Manaus:
INPA/UFAM. 2007.
88f.: il.

Dissertação (mestrado)—INPA/UFAM, Manaus, 2007.

Orientador (a): Dr. Flávio Jesus Luizão

Área de concentração em Ecologia.

1. Ciclagem de nutrientes. 2. Liteira – decomposição. 3. Água preta. 4.
Coeficiente de decomposição. 5. Invertebrados aquáticos. I. Título.

CDD 19ª 574.52642

Sinopse:

Estudou-se a decomposição de liteira em igarapé natural e sob efeito de pastagem, localizados na Reserva Ecológica do Cuieiras, e na Fazenda Esteio, na Amazônia Central, Brasil.

Aspectos como concentração de carbono e nutrientes e fauna de invertebrados aquáticos associados foram avaliados.

Palavras-chave:

Coeficiente de decomposição, ciclagem de nutrientes, água preta, invertebrados aquáticos.

À Di, ao Zé (*in memoriam*), ao Pablo e à Mari, pelo apoio incondicional e por terem sido responsáveis por eu estar sempre em busca de novos conhecimentos.

Agradecimentos

Ao Professor Flávio J. Luizão, por ter aceitado me orientar prontamente, me dando toda a liberdade para conduzir essa dissertação e por ter me auxiliado em todos os momentos que precisei.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, por proporcionar esse curso de mestrado de alto nível. Aos professores do Instituto pelo aprendizado, pelas conversas informais e pelos laços de amizade formados.

Aos Doutores Daniel Markewitz, Jansen Zuanon, Marcos Callisto, Neusa Hamada, Robbert Boddey e Tim Moulton pela avaliação do plano e da dissertação e pelas sugestões para a versão final desta dissertação.

À minha querida mãe, Di, por ser uma mulher de muita garra. Por ter aberto mão de todos os seus sonhos para realizar não só os meus, mas, dos meus irmãos também. Por sempre estimular conversas inteligentes e por acreditar no meu potencial. À Mariana, por ser minha fonte de apoio incondicional e ao Pablo que apesar do seu eterno silêncio sempre me apoiou e me auxiliou quando precisei.

Àqueles que em algum momento da minha formação profissional foram importantes, em especial ao Marco Antônio A. Carneiro, que quase me enlouqueceu, mas, me fez repensar muito se eu queria mesmo ser uma pesquisadora. Ao Marcos Callisto, por ter me aberto as portas para trabalhar com o fascinante mundo aquático, ao José Francisco Gonçalves Júnior, por ser o responsável por eu trabalhar hoje com liteira.

À Ana Paula Albano Araújo, por ser uma amiga que sempre acreditou no meu potencial, me apoiando sempre, inclusive nos momentos que eu achava que deveria desistir. À Juliana França, pela amizade, ao Marcelo Moretti, por me socorrer em todos os momentos que eu queria arrancar os cabelos, muitas das vezes, sem motivo. Às minhas queridas irmãs, Meninas Gerais, por terem sido imprescindíveis principalmente quando a saudade queria falar mais alto, me fazendo lembrar sempre que temos que ir atrás dos nossos sonhos por mais que isso nos afaste das pessoas queridas.

À Aline, ao Feliz e ao Fabito por terem se tornado grandes amigos, tornando mais fácil e prazeroso o dia-a-dia em Manaus. Aos queridos pollos de peruka pelos vários momentos de descontração e amizade.

À Karina pelo ótimo convívio e à nossa casinha que nos proporciona um aconchego diário.

Aos colegas do curso: Sandrinha, Aline, Carol Colômbia, Carolzinha, Helder, Rodrigo, Mape, Boguinho, Manô, Vivi, Simone, Fabito, Feliz, Regi, Thaíse, Helena, Fadine, Rafael, Domingos, JJ, Ana, Silene, Luciana, Elisa; em especial ao Berô, Grazi, Forga, Pedro Ivo, Sílvia, Alex e Sinomar. À Beverly pelo auxílio sempre que necessário.

Ao Carlão e Dona Nadir por nos proporcionar uma ótima válvula de escape e por terem se tornado pessoas queridas.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, pela bolsa concedida sem a qual seria inviável permanecer aqui. Ao Banco Real, pela bolsa concedida por alguns meses e à CAPES por dar suporte ao curso.

À equipe do LBA e BIONTE, pelo apoio logístico, especialmente ao Natam, Rubenildo, Ruth, Jean, Antônio, Terezinha, Ralph, Zezinho, Júlio, Tomé, Geraldo, Rubens, Fabiane, Adriana, Fernanda, Mônica, Veber e Lucerina.

Ao PPG7 e Projeto Milênio-LBA2 por proverem os recursos necessários para a realização desse projeto.

Às paisagens maravilhosas que a Amazônia nos proporciona! A grande diversidade tanto na floresta, quanto na água, aos igapós, ao grandioso Solimões, ao fascinante Rio Negro com sua beleza inigualável e ao indescritível complexo de águas dessa região!

A todos e todas que estão nesta lista e aqueles que eventualmente eu possa ter me esquecido, muito obrigada!

“Se oriente, rapaz
Pela constelação do Cruzeiro do Sul
Se oriente, rapaz
Pela constatação de que a aranha
Vive do que tece
Vê se não se esquece
Pela simples razão de que tudo merece
Consideração
Considere, rapaz
A possibilidade de ir pro Japão
Num cargueiro do Lloyd lavando o porão
Pela curiosidade de ver
Onde o sol se esconde
Vê se compreende
Pela simples razão de que tudo depende
De determinação
Determine, rapaz
Onde vai ser seu curso de pós-graduação
Se oriente, rapaz
Pela rotação da Terra em torno do Sol
Sorridente, rapaz”
(Oriente, Gilberto Gil).

Resumo

A matéria orgânica de origem alóctone é a principal fonte de energia de rios e igarapés em ecossistemas florestados, sendo a liteira foliar a principal fração da matéria orgânica que entra nos ecossistemas lóticos. Partindo desse princípio, os objetivos do presente trabalho foram: (1) avaliar os coeficientes de decomposição da liteira foliar submersa em dois igarapés na Amazônia Central, sob diferentes condições (natural e alterado), acompanhando as mudanças nas concentrações de carbono e nutrientes da liteira, ao longo da decomposição; e (2) avaliar a dinâmica da decomposição e da colonização da liteira, por invertebrados aquáticos, em três trechos, a diferentes distâncias de uma área de pastagem, verificando se há diferenças entre essas comunidades. As espécies de liteira utilizadas foram *Siparuna bifida*, *Guatteropsis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana* e *Licania* cf. *laevigata*, onde um tratamento foi a mistura dessas quatro espécies, e os outros quatro foram as espécies individuais. Foram realizados dois experimentos utilizando sacos de malha, onde foram colocados aproximadamente 3 g de liteira em cada saco. O primeiro experimento utilizou 440 sacos de malha e ocorreu de abril a dezembro de 2006 e o segundo experimento utilizou 420 sacos de malha e foi realizado de abril a agosto de 2006. Todas as espécies apresentaram um tempo de decomposição curto e o peso seco remanescente da liteira foi diferente entre espécies (individuais e misturadas) e igarapés ao longo do experimento. As espécies apresentaram diferenças na resistência física inicial e isto refletiu-se nas taxas de perda de peso. Por sua vez, as taxas de liberação de nutrientes foram positivamente correlacionadas com as taxas de perda de peso seco da liteira. A densidade e a riqueza de invertebrados aquáticos também variaram entre espécies e locais durante o experimento. Os invertebrados do grupo coletores-catadores variaram entre os trechos do igarapé e entre espécies de liteira, tanto em densidade quanto em riqueza, enquanto que a riqueza de predadores variou entre as espécies de liteira. Conclui-se que as características físicas e químicas de cada espécie de liteira e a distância em relação à pastagem são capazes de determinar como e quanto dos nutrientes será liberado para o igarapé. Os invertebrados utilizam a liteira não só como recurso alimentar, mas também como abrigo. Portanto, a liteira tem um papel importante na manutenção da fauna de invertebrados dos igarapés de cabeceira e a transformação da vegetação ripária em pastagem alteraria a diversidade dessa fauna, restringindo sua comunidade a organismos mais resistentes.

Abstract

Allochthonous organic matter is the main source of energy for forest streams and leaf litter is the major component of the organic matter inputs to lotic systems. Taking this principle into account, the objective of the present work were: (1) to evaluate the decomposition rates of submersed foliar litter in two forest streams in central Amazonia, under different conditions (natural and managed), accompanying the carbon and nutrient concentrations in the litter, throughout the decomposition; and, (2) to evaluate the decomposition dynamics and the litter colonization by aquatic invertebrates in litter samples placed in the stream at three different distances from the pasture area, determining eventual differences between the invertebrate communities. Leaf litter species used in the experiments were: *Siparuna bifida*, *Guatterioopsis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana* and *Licania* cf. *laevigata*. One treatment was the mixture of the four species, while other four treatments were the individual species placed within the litter bags. Two experiments were carried out using litter bags containing approximately 3 g each. The first experiment used 440 litter bags, which were placed in the field from April to December, 2006 while the second experiment used 420 litter bags, from April to August, 2006. All litter species presented fast decomposition and the remaining dry weight in litter bags was different between leaf species (individual and mixed) and between the two forest streams. Species presented differences in the initial physical resistance, which were reflected in the weight losses at the end of the experiment. Nutrient release rates were positively correlated with the rates of dry weight losses. The density and richness of aquatic invertebrates found in litter bags also varied between species and distances from the pasture. Invertebrates belonging to the collector-gatherers group varied between distances from pasture and between leaf litter species both in density and in richness while the richness of predators varied only between litter species. Thus, the physical and chemical characteristics of each litter species, together with its distance to the pasture are determining rates and amounts of nutrient release to the forest stream. The invertebrates not only use the litter as a food and energy resource, but also as microhabitats. Then, litter plays an important role in the maintenance of the fauna of headwater forest streams, and the conversion of riparian vegetation into pastures would decrease the diversity of aquatic litter invertebrates, reducing the communities to the most resistant organisms.

Sumário

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	vii
Abstract.....	viii
Sumário.....	ix
Lista de Tabelas.....	x
Lista de Figuras.....	xi
1. Introdução Geral.....	1
1.1. <i>Fatores controlando o tempo de decomposição da liteira</i>	2
1.2. <i>Nutrientes</i>	3
1.3 <i>Invertebrados aquáticos</i>	3
1.4. <i>Conseqüências da alteração da vegetação ripária</i>	4
2. Objetivos.....	5
2.1. <i>Geral</i>	5
2.2. <i>Específicos</i>	6
3. Materiais e Métodos.....	6
3.1. <i>Área de estudo</i>	6
3.2. <i>Liteira</i>	8
3.3. <i>Experimentos de decomposição</i>	9
3.4. <i>Características físico-químicas da liteira</i>	10
3.5. <i>Características físico-químicas da água</i>	11
3.6. <i>Análises estatísticas</i>	11
4. Artigo I.....	14
5. Artigo II.....	39
6. Conclusões.....	61
7. Referências.....	61
8. Anexos.....	68
8.1. Regras de formatação da revista escolhida.....	69
8.2. Tabelas dos invertebrados aquáticos encontrados.....	71

Lista de tabelas

- Tabela 1.1. Características físico-químicas dos trechos estudados dos igarapés Asú e Ponta Verde, situados na Amazônia Central – Brasil, mensurados nos dias de retirada do experimento.21
- Tabela 1.2. Coeficiente de decomposição ($-k \text{ dia}^{-1}$) das quatro espécies de plantas de regiões de baixio de floresta tropical úmida, quando incubadas individualmente e misturadas nos igarapés Asú e Ponta Verde.21
- Tabela 1.3. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando no modelo o peso seco remanescente da liteira como variável dependente; as espécies (tratamento individual e misturado), os trechos do igarapé e os tempos de retirada do experimento como variáveis independentes, e o tempo como covariável, $n = 176$ e $gl = 43$ para cada espécie.22
- Tabela 1.4. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando os teores da % C; % N; P (g/kg); K (g/kg); Ca (g/kg); Fe (mg/kg); Mg (g/kg); Mn (mg/kg) e Zn (mg/kg); como variáveis dependentes; as espécies (sp), os igarapés (local) e os tempos de retirada do experimento (dia) como variáveis independentes, e o tempo como covariável, $n = 113$ para cada espécie.23
- Tabela 2.1. Características físico-químicas dos três trechos estudados do Igarapé Ponta Verde, localizados a diferentes distâncias da pastagem: PV1 está a 60 m da pastagem; PV2 está a 140 m; e PV3 está a 285 m da pastagem.45
- Tabela 2.2. Coeficiente de decomposição ($-k \text{ dia}^{-1}$) das quatro espécies de plantas de regiões de baixio de floresta tropical úmida, quando incubadas individualmente e misturadas nos três trechos do igarapé Ponta Verde.45
- Tabela 2.3. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando o peso seco remanescente da liteira como variável dependente; as espécies (individual e misturada), os trechos do igarapé e os tempos de retirada do experimento como variáveis independentes, utilizando o tempo como covariável, $n = 168$ para cada espécie, $gl = 41$46

Lista de figuras

Figura 0.1: Processamento de detritos foliares submersos em ambientes lóticos, onde: MOPG = matéria orgânica particulada grossa; MOPF = matéria orgânica particulada fina; MOD = matéria orgânica dissolvida. Adaptado de Allan (1995).2

Figura 0.2: (a) - Imagem Landsat (2005), da ZF2 (Reserva Florestal do Cuieiras), onde se situa o Igarapé Asú, pertencente à Bacia do Cuieiras e da ZF3 (Fazenda Esteio), onde se situa o Igarapé Ponta Verde, pertencente à Bacia do Rio Preto da Eva; (b) – Imagem das bacias hidrográficas do Rio Cuieiras e Rio Preto da Eva; (c)- Composição 3D das microbacias com floresta (c.1, ZF2) e pastagem (c.2, ZF3) utilizando o SRTM+ imagem de alta resolução (Ikonos e Quickbird respectivamente), cedida por R. Trancoso (2006).7

Figura 1.1. (a) Porcentagem do peso seco remanescente da liteira ao longo do tempo (dias) entre as espécies estudadas. G = *Guatteriopsis sessiliflora*; H = *Henriettea* cf. *spruceana*; L = *Licania* cf. *laevigata*; S = *Siparuna bifida*; e M = mistura das quatro espécies; e (b) é a porcentagem do peso seco remanescente das espécies da liteira durante o período do experimento (dias) entre locais, onde A é o Igarapé Asú e PV1 é o Igarapé Ponta Verde, situados na Amazônia Central, Brasil.22

Figura 1.2. (a) Valores médios e erro padrão da resistência (g) das espécies, G = *Guatteriopsis sessiliflora*; H = *Henriettea* cf. *spruceana*; L = *Licania* cf. *laevigata*; S = *Siparuna bifida* e (b) relação entre o coeficiente de decomposição (- k/dia) e a resistência (g) das espécies estudadas.23

Figura 1.3. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. C = % Carbono/gPSRL; N = % Nitrogênio/gPSRL; P = Fósforo (g/kg); K = Potássio (g/kg); Ca = Cálcio (g/kg); Fe = Ferro (mg/kg); Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg); e Zn = Zinco (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Asú, na Amazônia Central – Brasil.25

Figura 1.4. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. C = % Carbono/gPSRL; N = % Nitrogênio/gPSRL; P = Fósforo (g/kg); K = Potássio (g/kg); Ca = Cálcio (g/kg); Fe = Ferro (mg/kg); Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central – Brasil.27

Figura 1.5. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg), Zn = Zinco (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central – Brasil.28

Figura 1.6. (a) Relação entre a concentração de nutrientes obtida pelo 1º eixo da PCA e o peso seco remanescente da liteira (PSRL); (b) Média e erro padrão dos nutrientes, nas cinco espécies estudadas, S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies e (c) média e erro padrão dos nutrientes, nos dois igarapés, A = igarapé Asú e PV = igarapé Ponta Verde.29

Figura 2.1. Peso seco remanescente da liteira (g) ao longo do tempo (dias) para (a) as cinco espécies estudadas: G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; S = *S. bifida* e M = mistura das quatro espécies; e (b) entre os locais: PV1 = a 60 m da pastagem, PV2 = a 140 m da pastagem e PV3 = a 285 m da pastagem. O experimento ocorreu em três trechos do Igarapé Ponta Verde, localizado na Amazônia Central, Brasil.46

Figura 2.2. Valores médios e erro padrão do log da densidade total (n = 411) de invertebrados aquáticos (indivíduo por grama de peso seco remanescente da liteira), nas espécies de liteira (S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies), entre os locais. O experimento ocorreu em três trechos do Igarapé Ponta Verde, localizado na Amazônia Central, Brasil, durante os meses de abril a agosto de 2006. PV1 = 60 m da pastagem; PV2 = 140 m da pastagem; PV3 = 285 m da pastagem.47

Figura 2.3 (a) Valores médios do log da riqueza total e erro padrão de invertebrados aquáticos, nas espécies de liteira, (S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies) entre locais; e (b) Variação da média do log da riqueza total ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no igarapé Ponta Verde, Amazônia Central, Brasil. PV1 = 60 m da pastagem; PV2 = 140 m da pastagem; PV3 = 285 m da pastagem.48

Figura 2.4. Valores médios e erro padrão da densidade total (em log) de invertebrados aquáticos encontradas na liteira submersa, em três trechos do Igarapé Ponta Verde. CC = coletores-catadores; CF = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores.48

Figura 2.5. Valores médios e erro padrão do log da densidade (indivíduo por grama de peso seco remanescente da liteira) dos GTF (C-C = coletores-catadores; C-F = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores), nas espécies de liteira: S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies; ao longo do experimento que ocorreu de abril a agosto de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central, Brasil.49

Figura 2.6. Valores médios e erro padrão do log da riqueza dos GTF (C-C = coletores-catadores; C-F = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores), nas espécies de liteira: S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies; ao longo do tempo do experimento que ocorreu de abril a agosto de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central, Brasil.50

Figura 2.7. (a) Valores médios da % lignina (g PSRL), nas espécies estudadas, e (b) valores médios da resistência física (g) das espécies, G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; S = *S. bifida*; e M = mistura das quatro espécies. As linhas verticais representam o erro padrão.51

Figura 2.8. (a) Relação entre log da densidade ($\text{ind.g}^{-1}\text{PSRL}$) de invertebrados aquáticos, e (b) log da riqueza de organismos com o log da lignina na liteira.51

1. Introdução

A matéria orgânica particulada grossa é a principal fonte de energia em ecossistemas lóticos, podendo ser originária de duas fontes: autóctone, gerada dentro do ecossistema, ou alóctone, gerada externamente (Webster & Benfield, 1986). Em ecossistemas florestados, o sombreamento causado pela vegetação ripária diminui a penetração de luz na coluna d'água, restringindo a produção primária (Vannote *et al.*, 1980; Casas & Gessner, 1999; Abelho, 2001; Graça *et al.*, 2001; Bunn *et al.*, 2003) e a matéria orgânica de origem alóctone (especialmente a liteira) passa a ser a principal fonte de energia de rios e igarapés (Fisher & Likens, 1973; Walker, 1987, Webster *et al.*, 1999; Mathuriau & Chauvet, 2002; Kobayashi & Kagay, 2004).

A liteira é definida como o conjunto de folhas, flores, frutos, ramos, caules e outros resíduos indecompostos ou em vias de decomposição depositados sobre o solo (Vieira, 1988). No leito de rios e igarapés, ela pode ser classificada em três frações distintas (Cummins *et al.*, 1989; Webster *et al.*, 1999):

- matéria orgânica particulada grossa (MOPG) que inclui a liteira > 1 mm de diâmetro, compreendendo geralmente troncos, galhos e folhas;
- matéria orgânica particulada fina (MOPF) compreendendo a liteira entre 0,45 µm e 1 mm de diâmetro;
- matéria orgânica dissolvida (MOD), que compreende partículas ≤ 0,45 µm de diâmetro.

Embora a composição da liteira varie com a distribuição espacial e temporal da vegetação bem como com a quantidade e qualidade dependendo do tipo da vegetação ripária as folhas usualmente representam a principal fração da matéria orgânica alóctone que entra nos ecossistemas lóticos (Benfield, 1997; Pozo *et al.*, 1997; Cillero *et al.*, 1999), constituindo entre 41-98% da liteira total (Abelho & Graça, 1998; Abelho, 2001).

A eficiência com que a fonte orgânica é utilizada no ecossistema aquático é resultado de dois fatores: o processamento e o transporte (Webster *et al.*, 1999). A importância relativa destes fatores varia grandemente com o tipo de detrito e com o rio (Webster & Benfield, 1986). O processamento é o resultado combinado da ação física, química e biológica; o transporte depende do tamanho e da densidade das partículas orgânicas, assim como de

características físicas do rio, como profundidade, fluxo da água e abundância de obstáculos que as retenham (Afonso & Henry, 2002).

Quando as folhas caem nos rios, elas tendem a ser retidas por pedras e galhos (Canhoto & Graça, 1998; Graça *et al.*, 2001; Afonso & Henry, 2002), e o processamento é iniciado (Fig. 1). Esse processamento ocorre em três fases distintas, que são separadas por uma escala temporal: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Gessner *et al.*, 1999).

A lixiviação é a perda rápida de constituintes solúveis da folha, logo após a imersão no curso d'água, representando uma perda de 10-30% do peso inicial na maioria das espécies.

O condicionamento é a modificação da matriz foliar por microorganismos, tornando-a palatável aos invertebrados detritívoros.

A fragmentação é a quebra física e subsequente remoção de pedaços da folha.

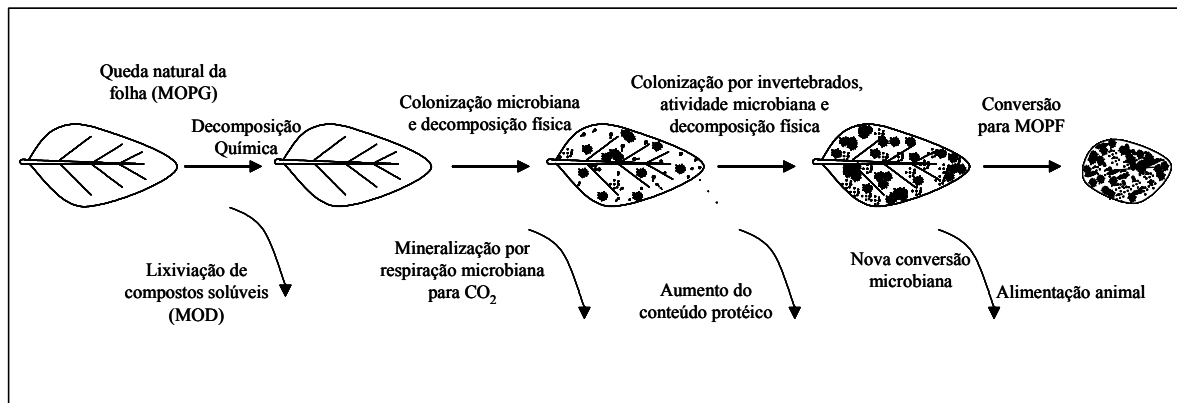


Figura 0.1: Processamento de detritos foliares submersos em ambientes lóticos, onde: MOPG = matéria orgânica particulada grossa; MOPF = matéria orgânica particulada fina; MOD = matéria orgânica dissolvida. Adaptado de Allan (1995).

1.1. Fatores controlando o tempo de decomposição da liteira

O processamento da liteira nos corpos d'água é afetado pelos nutrientes dissolvidos na água (Suberkropp, 1998), por fatores físicos como a velocidade da corrente (Larned, 2000) e temperatura (Graça *et al.*, 2001), pela abundância de fragmentadores (Canhoto & Graça, 1996) e pelo conteúdo nutricional da própria liteira, especialmente sua concentração de nutrientes, sua razão C:N, e a razão lignina:N (Aertes & De Caluwe, 1997; Berg, 2000; Gartner & Cardon, 2004; Lan *et al.*, 2006).

A lignina e celulose são compostos estruturais que compõem uma parte substancial do peso seco foliar, conferindo dureza ao tecido, de modo que folhas com altos teores desses

compostos tendem a ser refratárias diminuindo a atividade microbiana e de invertebrados fragmentadores causando decomposição lenta (Gessner, 2005).

Atributos estruturais e químicos das folhas podem variar amplamente entre as espécies; assim, o processo de decomposição das folhas pode variar de acordo com essas características direcionando as interações com a liteira foliar adjacente durante a decomposição (Swan & Palmer, 2004). Folhas de espécies diferentes ocorrendo misturadas, com diferentes qualidades nutricionais e estruturais, podem mudar o ambiente químico e físico, alterando a superfície da liteira total onde a decomposição está ocorrendo (Hector *et al.*, 2000). Dessa forma, a decomposição da liteira pode ser estimulada pelas folhas adjacentes ou pode ser inibida pela liberação de compostos como fenóis e taninos (Gartner & Cardon, 2004).

1.2. Nutrientes

Pouco se sabe sobre os nutrientes em ecossistemas baseados em detritos, como os igarapés de floresta de terra firme (Furch *et al.*, 1989). A disponibilidade dos nutrientes pode depender da composição destes no substrato orgânico e/ou da contribuição relativa de nitrogênio e fósforo na água do riacho. Além disso, as propriedades químicas da liteira podem determinar as taxas de colonização por microorganismos e por invertebrados, acelerando o processo de decomposição (Graça *et al.*, 2001; Bradford *et al.*, 2002; Rosemond *et al.*, 2002; Stallcup *et al.*, 2006).

Assim, muitos estudos têm tentado identificar bons preditores químicos que possam determinar o tempo de decomposição da liteira (Suberkropp *et al.*, 1976; Meyer, 1980; Aertes & De Caluwe, 1997; Tibbets & Molles Jr., 2005), mas nenhum padrão claro foi encontrado até o momento. Acredita-se que uma liteira com alto conteúdo nutricional tende a aumentar a biomassa microbiana, aumentando a produtividade secundária e, conseqüentemente, a diversidade de espécies (Pearson & Connolly, 2000; Kobayashi & Kagaya, 2002), o que, por sua vez, promove uma maior fragmentação do detrito (Graça *et al.*, 2001).

1.3. Invertebrados aquáticos

Em ecossistemas aquáticos a liteira é lixiviada, colonizada e decomposta por microorganismos e consumida pelos invertebrados aquáticos fragmentadores (Gessner *et al.*, 1999). Esse processo leva a produção de matéria orgânica particulada fina que é consumida

por organismos coletores. Os fragmentadores e coletores são então os principais consumidores primários em ambientes aquáticos florestados, agindo como um elo entre a matéria orgânica que entra nos corpos d'água e os predadores invertebrados e vertebrados (Cheshire *et al.*, 2005).

O processamento da liteira por invertebrados fragmentadores tem sido extensivamente estudado e bem descrito em regiões temperadas, entretanto, em ambientes tropicais ainda pouco se sabe sobre a importância dos fragmentadores (Rosemond *et al.*, 1998; Graça, 2001; Mathuriau & Chauvet, 2002; Cheshire *et al.*, 2005; Gonçalves *et al.*, 2006; Rueda-Delgado *et al.*, 2006). Alguns autores sugerem que a função dos fragmentadores é menos importante em sistemas tropicais devido aos caminhos alternativos da decomposição, como o processamento fúngico acelerado devido às altas temperaturas (Iron *et al.*, 1994) e à alta concentração de compostos tóxicos nas folhas (Wantzen *et al.*, 2006). Entretanto Cheshire *et al.* (2005) observaram que os fragmentadores não são escassos na Austrália evidenciando sua importância no processamento de folhas. Além disso, sabe-se que alguns invertebrados aquáticos utilizam a liteira foliar não só como alimento, mas também como abrigo (Walker, 1992; Nessimian *et al.*, 1998; Albarino & Balseiro, 2002).

1.4. Conseqüências da alteração da vegetação ripária

Alterações na vegetação ripária podem modificar a quantidade e/ou qualidade da matéria orgânica que entra no corpo d'água, (Cummins *et al.*, 1989; Canhoto & Graça, 1995). O grau de alteração desta vegetação pode se refletir nos processos funcionais que ocorrem no igarapé ou rio. Assim, a substituição da vegetação natural por pastagem, em igarapés de primeira ordem, eleva a concentração de carbono orgânico, promovida pela ocorrência de gramíneas dentro dos canais dos igarapés, alterando o metabolismo das águas, devido à atividade respiratória da vegetação e/ou decomposição da matéria orgânica (Krusche *et al.*, 2005). Além disso, a conversão da vegetação nativa em pastagem pode alterar os padrões de vazão em relação à precipitação; a natureza física do canal, devido às alterações na entrada e transporte de sedimentos (Krusche *et al.*, 2005); a temperatura, devido à mudança no regime de luz, e a entrada de material particulado e dissolvido (Townsend & Riley, 1999; Collier & Quinn, 2003; Krusche *et al.*, 2005).

Esses fatores podem alterar as concentrações de nutrientes dissolvidos nos igarapés e a abundância de microrganismos (fungos e bactérias) e invertebrados aquáticos (Grattan & Suberkropp, 2001; Bunn *et al.*, 2003), modificando substancialmente a química da água e

interferindo na dinâmica da decomposição da liteira que, por consequência, interfere no metabolismo de carbono do sistema lótico afetando as assembléias tróficas.

Os invertebrados aquáticos são uma importante ferramenta como bioindicadores da qualidade da água, por possuírem diferentes graus de tolerância quanto às alterações ambientais, sendo classificados como organismos sensíveis ou intolerantes, como organismos tolerantes, ou como organismos resistentes (Callisto *et al.*, 2001). As principais características que os definem como bons indicadores ambientais são: (i) possuem hábito sedentário, ou seja, são representativos da área na qual foram coletados; (ii) apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes, refletindo mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; (iii) apresentam elevada diversidade biológica, implicando em uma maior variabilidade de respostas frente aos diferentes tipos de impactos ambientais; e, (iv) são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentarem papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Resh *et al.*, 1996; Callisto *et al.*, 2004).

Assim, mudanças químicas, físicas e biológicas, causadas pela perda da cobertura vegetal natural e pelo uso da terra, podem interferir diretamente na estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos (Townsend & Riley, 1999).

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

1 - Avaliar os coeficientes de decomposição da liteira foliar submersa em dois igarapés na Amazônia Central, sob diferentes condições (natural e alterado), acompanhando-se as concentrações de carbono e nutrientes da liteira, ao longo do processo de decomposição.

2 - Avaliar a influência da distância de uma área alterada sobre o processo de decomposição da liteira e sobre a colonização por invertebrados aquáticos.

2.2. *Objetivos específicos*

- 1- Determinar os coeficientes de decomposição de diferentes espécies de folhas, observando se esses diferem no igarapé em floresta intacta e sob efeito de pastagem;
- 2- Determinar o coeficiente de decomposição de espécies de folhas que foram expostas individualmente ou misturadas;
- 3- Avaliar as características químicas da liteira das espécies estudadas e sua relação com os coeficientes de decomposição;
- 4- Avaliar a colonização da liteira por invertebrados aquáticos, em trechos de igarapés localizados a diferentes distâncias de uma área de pastagem;
- 5- Identificar possíveis indicadores bio-químicos de recuperação, em três trechos, de um igarapé com vegetação ripária diferenciada, a partir de uma área de pastagem.

3. *Materiais e métodos*

3.1. *Área de estudos*

O estudo foi realizado nos igarapés Asú e Ponta Verde. A microbacia do igarapé Asú pertence à bacia hidrográfica do Rio Cuieiras (Fig. 2), apresentando uma área de contribuição de aproximadamente 1,26 km². Sua bacia está situada a aproximadamente 84 km de Manaus (AM), na Reserva Florestal do Cuieiras (estrada vicinal ZF2), do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), em uma área de floresta não perturbada. A microbacia do igarapé Ponta Verde possui uma área de contribuição de aproximadamente 1,22 km², pertencendo à bacia hidrográfica do Rio Preto da Eva (Fig. 2). Está localizada na Fazenda Esteio (estrada vicinal ZF3), situada a 89 km da cidade de Manaus, e está inserida em áreas com diferentes tipos de vegetação ripária, nascendo dentro de uma área de pastagem e passando por capoeira e floresta.

A fazenda Esteio está situada em uma das áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF/INPA). No início da década de 80 um programa do governo brasileiro liberou áreas para ocupações agropastoris no distrito da Suframa, sendo

que metade da área deveria ter sua cobertura vegetal mantida. Os pesquisadores do PDBFF aproveitaram a oportunidade e entraram em acordo com os fazendeiros para implantação do projeto de pesquisa. A pastagem, apesar de pouco produtiva, continua ativa e é queimada anualmente durante a estação seca, para sua manutenção.

As microbacias distam uma da outra 39 km em linha reta. Em ambos os locais, o clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo AmW com temperatura média anual de 26,6 °C, umidade relativa de 75 a 86 % e precipitação anual de 1750 a 2500 mm (Ribeiro & Adis, 1984). A água de ambos os igarapés é de coloração preta (pH ácido) devido ao conteúdo de ácidos húmicos e fúlvicos (Moreira-Turcq *et al.*, 2003). O experimento foi realizado em um trecho de 1ª ordem do igarapé Asú e em três trechos do igarapé Ponta Verde, dois de 1ª ordem e um de 2ª ordem.

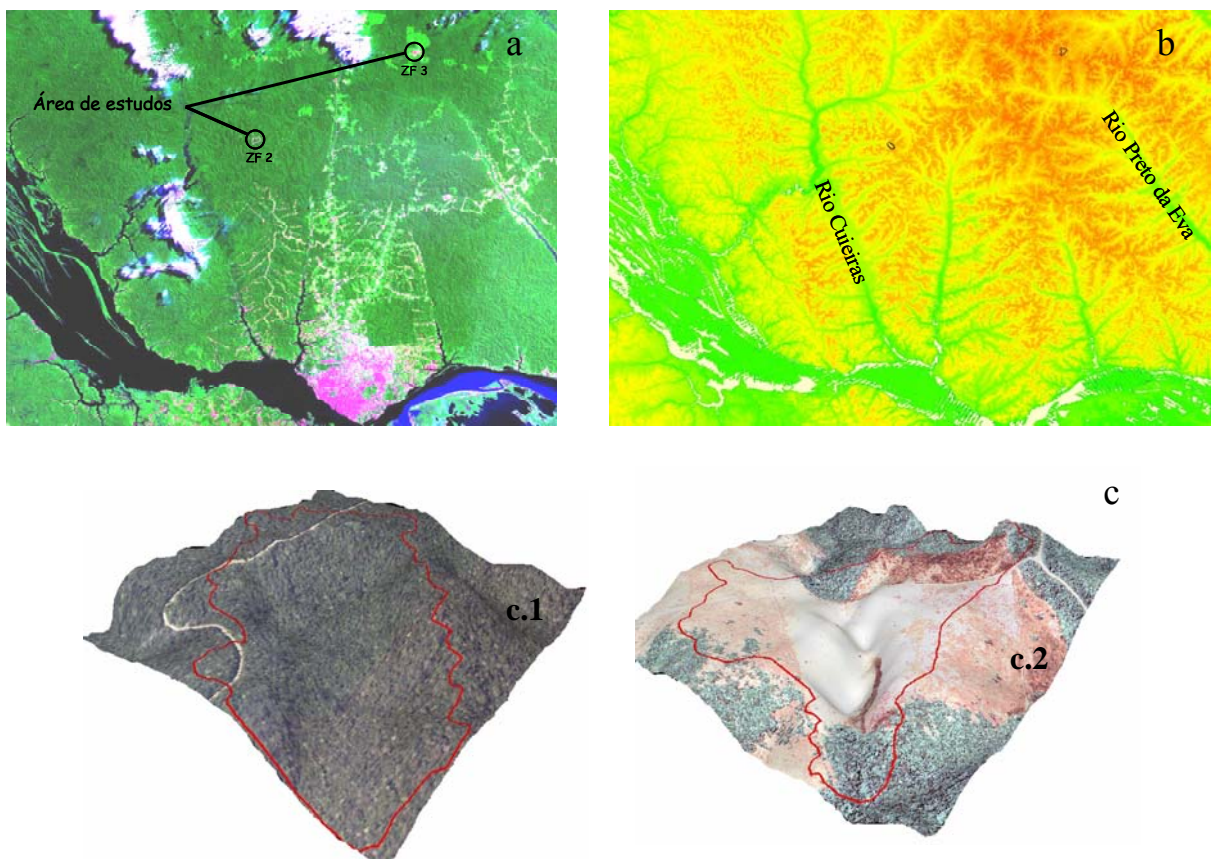


Figura 0.2: (a) - Imagem Landsat (2005), da ZF2 (Reserva Florestal do Cuieiras), onde se situa o Igarapé Asú, pertencente à Bacia do Cuieiras e da ZF3 (Fazenda Esteio), onde se situa o Igarapé Ponta Verde, pertencente à Bacia do Rio Preto da Eva; (b) – Imagem das bacias hidrográficas do Rio Cuieiras e Rio Preto da Eva; (c)- Composição 3D das microbacias com floresta (c.1, ZF2) e pastagem (c.2, ZF3) utilizando o SRTM+ imagem de alta resolução (Ikonos e Quickbird respectivamente), cedida por R. Trancoso (2006).

3.2. Liteira

Para o experimento de decomposição foram utilizadas folhas de quatro espécies de árvores abundantes em áreas de baixio de mata primária, que foram identificadas no Herbário do INPA. Foram utilizados cinco tratamentos:

- o primeiro tratamento utilizou folhas de *Siparuna bifida* (Poepp & Endl.) A. DC. (Monimiaceae);
- o segundo tratamento utilizou folhas de *Guatteriaopsis sessiliflora* (Benth.) (Annonaceae);
- o terceiro tratamento utilizou folhas de *Henriettea* cf. *spruceana* Cogn. (Melastomataceae);
- o quarto tratamento utilizou folhas de *Licania* cf. *laevigata* Prance DC. (Chrysobalanaceae);
- o quinto tratamento utilizou uma mistura de folhas das quatro espécies anteriores.

As folhas foram coletadas diretamente das árvores, por meio da técnica de arborismo, utilizando tesoura de poda. Foram utilizadas folhas maduras, e para cada espécie os tamanhos foram aproximados. As folhas foram secas ao ar, pesadas e acondicionadas em sacos de tela plástica de 30x20 cm (malha de 10 mm). Nos sacos contendo folhas de uma única espécie foram colocadas $3 \pm 0,005$ g de folhas e nos sacos contendo a mistura de espécies foram colocadas $3,5 \pm 0,005$ g de folhas. Para o estabelecimento de um fator de conversão peso seco ao ar/peso seco, pesamos 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; 10,0 g de cada espécie e colocamos na estufa a 60° C até atingirem peso constante. Os valores de peso seco ao ar e peso seco dessas amostras foram utilizados como dados de uma regressão linear simples para determinarmos a equação para a transformação dos dados para cada espécie. As equações utilizadas para a transformação dos dados foram:

- *S. bifida* : $\text{Peso seco} = (-0,0048) + 0,915 \cdot \text{Peso seco ao ar}$;
- *G. sessiliflora*: $\text{Peso seco} = (0,0223) + 0,9199 \cdot \text{Peso seco ao ar}$;
- *H. spruceana*: $\text{Peso seco} = (-0,0045) + 0,8801 \cdot \text{Peso seco ao ar}$;
- *L. laevigata*: $\text{Peso seco} = (0,0184) + 0,904 \cdot \text{Peso seco ao ar}$.

3.3. Experimentos de decomposição

Essa dissertação foi realizada com o intuito de entender quais os efeitos da pastagem sobre a ciclagem de nutrientes de um igarapé, para isso, resolvemos estudar um igarapé natural e outro alterado para que pudéssemos ter uma base do que seria esperado, mas para avaliarmos a fauna de invertebrados precisávamos observar o que estava acontecendo ao longo do igarapé alterado. Desse modo, foram realizados dois experimentos; o primeiro experimento foi realizado para responder o nosso primeiro objetivo geral que pretendia avaliar o efeito da decomposição sobre a liberação de nutrientes da liteira; o segundo experimento foi realizado para responder o nosso segundo objetivo geral que pretendia avaliar a influência da distância da pastagem sobre o processo de decomposição e a colonização por invertebrados aquáticos.

No primeiro experimento foram utilizados 440 sacos com folhas (88 sacos por espécie), sendo incubados no meio do igarapé, próximo ao fundo do leito, presos por uma corda para evitar que fossem levados pela correnteza, em um trecho do igarapé Asú e em um trecho do igarapé Ponta Verde, ambos de 1ª ordem. Tentamos distribuir as amostras tanto em trechos rápidos quanto em trechos de remanso. Os dois trechos possuíam substrato arenoso.

Quatro réplicas de cada tratamento foram retiradas após 1, 8, 15, 22, 55, 83, 113, 155, 175, 205 e 240 dias, em cada igarapé. Em cada retirada as amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e transportadas até a base da Reserva Florestal Cuieiras, onde foram lavadas. Posteriormente as folhas foram secas em estufa a 60° C até atingirem peso constante, para a determinação do peso seco remanescente da liteira (PSRL). Para as amostras contendo a mistura, as folhas foram separadas por espécie para serem pesadas. Esse experimento ocorreu de abril a dezembro de 2006.

No segundo experimento foram utilizados 420 sacos com folhas (84 sacos por espécie), sendo incubados no meio do igarapé, próximo ao fundo do leito, presos por uma corda para evitar que fossem levados pela correnteza, em três trechos do igarapé Ponta Verde, localizados a diferentes distâncias de uma área de pastagem. Tentamos distribuir as amostras tanto em trechos rápidos quanto em trechos de remanso e os três trechos possuíam substrato arenoso. O primeiro trecho estava a 60 m da pastagem (PV1) sendo um trecho de 1ª ordem; o segundo, a 140 m (PV2), também era um trecho de 1ª ordem; e o terceiro, a 285 m (PV3) da

pastagem, era um trecho de 2ª ordem. Novamente foram utilizadas quatro réplicas de cada tratamento que foram retiradas após 1, 8, 15, 22, 55, 83 e 113 dias, de cada trecho do igarapé. A cada retirada as amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e transportadas até a base da Reserva Florestal Cuieiras, onde foram lavadas sob peneira de malha de 120 µm. A liteira foi seca em estufa a 60° C até atingir peso constante, para a determinação do PSRL. Igualmente ao primeiro experimento, para as amostras contendo a mistura, as folhas foram separadas por espécie antes de serem pesadas. O restante do conteúdo que ficou dentro da peneira (detritos e organismos invertebrados) após a lavagem das folhas foi fixado em álcool 70% e posteriormente triado. Os invertebrados aquáticos foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de lupa estereoscópica da marca Zeiss (20 x), utilizando as chaves de identificação de Wiggins (1977), Perez (1988), Merritt & Cummins (1996) e Pes *et al.* (2005). Os organismos identificados foram classificados conforme seus grupos tróficos funcionais (GTF): coletores-catadores, coletores-filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores (Merritt & Cummins, 1996). Esse experimento ocorreu de abril a agosto de 2006.

3.4. Características físico-químicas da liteira

A dureza da folha foi estimada, apenas no tempo zero, pela medida da força necessária para romper uma amostra foliar (Graça & Zimmer, 2005).

A determinação das concentrações de C, N, P, K, Mg, Ca, lignina e celulose foi realizada no Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do INPA.

O método ADF (fibra com detergente ácido) foi utilizado para determinar as concentrações de lignina e celulose, segundo Anderson & Ingram (1993). A análise de N total e C da liteira foram determinadas através do auto-analisador CHN elementar (Vario EL), pelo método de cromatografia gasosa. A determinação de P foi feita pelo método da digestão nitroperclórica das amostras (Malavolta & Netto 1989), seguida por leitura no espectrofotômetro UV-120-01 (Shimadzu) e para a determinação de K, Ca, Mg, Fe, Zn e Mn utilizamos o método da digestão nitroperclórica das amostras, seguida pela leitura no espectrofotômetro de absorção atômica (Anderson & Ingram, 1993).

Essas análises foram realizadas para as amostras no tempo zero e ao longo do experimento, conforme os tempos de retirada dos sacos com folhas em decomposição.

3.5. Características físico-químicas da água

Durante o experimento, a cada retirada dos sacos de liteira dos trechos amostrados dos igarapés, foram feitas medidas de pH utilizando o equipamento 3150 pH meter (Jenway) e de O₂ dissolvido na água, com o equipamento DO₂ meter 9200 (Jenway). Amostras de água foram coletadas para análises de N total, amônio, P total e ortofosfato. As análises químicas da água foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental (CPRHC/INPA) e seguiram o método de espectrofotometria de acordo com o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (American Public Health Agency, 2005) com auxílio do sistema FIA (Flow Injection Analysis).

3.6. Análises estatísticas

Os coeficientes de decomposição foram determinados ajustando-se os dados de peso seco remanescente da liteira ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0 e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial e k é o coeficiente de decomposição, para todas as espécies a curva que melhor se ajustou aos dados foi a exponencial, as equações foram calculadas utilizando o programa Microsoft Office Excel 11.0 (Microsoft Corporation, 2003).

Para avaliar a diferença no peso seco remanescente da liteira entre as espécies (individual e/ou misturadas), os igarapés, e os tempos do experimento foi realizada Análise de Covariância (ANCOVA), utilizando o tempo como covariável. Para avaliar se houve diferença nos coeficientes de decomposição entre as espécies ocorrendo individualmente ou misturadas dentro dos sacos de malha, foi realizada Análise de Variância (ANOVA). Quando os tratamentos apresentaram diferenças significativas ($\alpha < 0,05$), foi aplicado o teste de Tukey a posteriori.

Para avaliar se as características químicas da liteira estão correlacionadas com o peso seco remanescente da liteira foi feita uma ordenação indireta através da Análise de Componentes Principais (PCA), para reduzir a composição de nutrientes a poucos eixos. O 1º eixo resultante da ordenação foi utilizado como variável dependente no teste inferencial para

avaliar se houve diferença na composição química da liteira entre espécies de folhas e local durante o experimento, através de ANCOVA, utilizando o tempo como covariável.

Para avaliar a densidade total de invertebrados aquáticos, entre os trechos dos igarapés, as espécies de folhas e os tempos do experimento foi realizada ANCOVA, onde novamente o tempo foi utilizado como covariável, assim como para avaliar a riqueza total de invertebrados aquáticos. Os dados de densidade e riqueza dos invertebrados foram logaritimizados para atender aos pressupostos das análises utilizadas.

Considerando que os GTF não possuíam uma distribuição normal, todos eles foram analisados pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, para verificar diferenças nas abundâncias e riquezas quanto aos trechos dos igarapés, e quanto às espécies de folhas.

Foi utilizada ANOVA para avaliar se houve diferenças nas concentrações de lignina e dureza entre as espécies de liteira. Para observar a relação entre densidade e riqueza de organismos e a concentração de lignina foi realizada Regressão Linear Simples.

As análises foram feitas no Programa Systat 10.2 (Wilkinson, 1998).

4. Artigo I

Liberação de nutrientes durante o processo de decomposição da liteira em igarapé sob floresta e área alterada na Amazônia Central - Brasil



Liberação de nutrientes durante o processo de decomposição da liteira em igarapé sob floresta e área alterada na Amazônia Central - Brasil

JOANA D. PAULA* e FLÁVIO J. LUIZÃO*

* Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Departamento de Ecologia. Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, Amazonas, Brasil. jddpaula@yahoo.com.br

Resumo

1. Avaliamos os coeficientes de decomposição (k) da liteira foliar submersa em dois igarapés, na Amazônia Central, sob diferentes condições (mata primária e capoeira), entre cinco tipos de liteira (*Siparuna bifida*, *Guatteriposis sessiliflora*, *Henriettea cf. spruceana*, *Licania cf. laevigata* individualmente, e a mistura dessas quatro espécies). Determinamos o coeficiente de decomposição quando as espécies de folhas foram colocadas individualmente ou misturadas; e avaliamos as características químicas da liteira das espécies estudadas ao longo do experimento, e sua influência sobre a decomposição.

2. Todas as espécies e a mistura apresentaram decomposição rápida e o peso seco remanescente da liteira (PSRL) variou entre espécies individuais e/ou misturadas quando comparadas entre as espécies e os igarapés.

3. A resistência foi diferente entre as espécies, estando altamente correlacionada com o coeficiente de decomposição.

4. A composição química da liteira esteve correlacionada com o PSRL, sendo ambos influenciados pela espécie da folha e pelo local ao longo do tempo.

Palavras-chave: MOPG, ciclagem de nutrientes, Carbono, processos funcionais, cobertura vegetal, uso da terra.

Introdução

A matéria orgânica de origem alóctone é a principal fonte de energia de rios e igarapés em ecossistemas florestados (Fisher & Likens, 1973; Walker, 1987; Webster *et al.*, 1999; Mathuriau & Chauvet, 2002). Isso se deve, principalmente, ao sombreamento causado pela vegetação ripária que diminui a penetração de luz na coluna d'água desfavorecendo a produção primária (Vannote *et al.*, 1980; Casas & Gessner, 1999; Abelho, 2001; Bunn, Davies & Winning, 2003).

Desta forma, o fluxo de nutrientes nesses ecossistemas passa a ser determinado pela decomposição e remineralização de matéria orgânica particulada grossa, principalmente folhas (Furch, Junk & Campos, 1989; Cillero, Pardo & Lopez, 1999; Abelho, 2001; Mathuriau & Chauvet, 2002). A quase totalidade desta MOPG é composta pela liteira (Vieira, 1998) produzida pela vegetação ripária, sendo incorporada ao corpo d'água através de movimentos verticais (queda direta no canal do rio) ou laterais (arrastada de áreas próximas) da liteira (Connors & Naiman, 1984; Benfield, 1997; Pozo *et al.*, 1997; Cillero, Pardo & Lopez, 1999).

A decomposição da liteira é afetada por fatores físicos, químicos e biológicos (Meyer, 1980; Mathuriau & Chauvet, 2002; Lan, Asaeda & Manatunge, 2006), que combinados, são responsáveis pela redução do tamanho, transformação química e incorporação de nutrientes à teia alimentar (Webster & Benfield, 1986; Mathuriau & Chauvet, 2002). Esses fatores individualmente ou combinados também são responsáveis por direcionar interações entre a liteira adjacente durante o processo de decomposição. Ou seja, folhas com características estruturais e conteúdo nutricional diferente quando misturadas podem promover alterações no conteúdo da superfície foliar acelerando ou retardando a decomposição devido à liberação de seus compostos (Gartner & Cardon 2004).

Estimativas da eficiência do processamento da liteira em ecossistemas aquáticos vêm sendo quantificadas através da medida de perda foliar ao longo do tempo de exposição (Kaushik & Hynes, 1971; Webster & Benfield, 1986; Baldy, Gessner & Chauvet, 1995; Abelho, 2001, Mathuriau & Chauvet, 2002). Outros estudos têm investigado as macromoléculas durante o processamento da liteira envolvendo a perda e a natureza

qualitativa dos compostos solúveis (Suberkropp, Godshalk & Klug, 1976; Luizão & Schubart, 1987; Furch, Junk & Campos, 1989; Aerts & De Caluwe, 1997; Tibbets & Molles Jr., 2005). Sabe-se que as propriedades químicas da liteira podem determinar as taxas de colonização por microorganismos e por invertebrados, acelerando o processo de decomposição (Graça, Ferreira & Coimbra, 2001; Bradford *et al.*, 2002; Stallcup, Ardón & Pringle, 2006).

Alterações no canal de rios e igarapés também implicam em mudanças que afetam a dinâmica da decomposição da liteira foliar (Grattan & Suberkropp, 2001; Bunn, Davies & Mosisch, 1999). A conversão da vegetação nativa em pastagem pode alterar vários componentes e processos do sistema aquático: (i) os padrões de vazão em relação à precipitação; (ii) a natureza física do canal, devido às alterações na entrada e transporte de sedimentos (Krusche *et al.*, 2005); (iii) a temperatura e a entrada de material particulado e dissolvido. Isto resulta em modificações substanciais na química da água (Townsend & Riley, 1999; Collier & Quinn, 2003; Krusche *et al.*, 2005) interferindo no tempo de decomposição.

Vários trabalhos foram desenvolvidos como parte da área denominada “Química da água e Hidrologia superficial”, do Experimento de Grande Escala Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA), onde dentre esses Neill *et al.* (2001) compararam a concentração de formas orgânicas e inorgânicas de N e P em dois igarapés de segunda ordem, drenando áreas de pastagem e floresta e detectaram que a desflorestação em pequenos corpos d’água tem potencial para influenciar a estrutura desses ecossistemas aquáticos por alterar o balanço N:P; Richey *et al.* (2002) determinaram que rios e áreas inundáveis da região central da bacia Amazônica exportam, através da evasão de CO₂, em torno de $1,2 \pm 0,3 \text{ Mg C Ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, constituindo um fluxo de saída de $0,5 \text{ Gt. ano}^{-1}$ de carbono na bacia.; Krusche *et al.* (2005) estabeleceram relações entre os fatores determinantes da bacia de drenagem e a composição biogeoquímica do rio Ji- Paraná e observaram que mudanças na estrutura e funcionamento dos ecossistemas é detectável nas micro e meso escalas, com alterações significativas na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas fluviais; Johnson *et al.* (2006) compararam o tempo e a magnitude do fluxo de carbono orgânico que é transportado do solo da floresta para rios de cabeceira indicando que o processamento da liteira de origem alóctone dentro do corpo d’água é uma importante fonte de carbono orgânico dissolvido durante a estação seca; Neill *et al.* (2006), observaram que áreas de pastagem alteram a estrutura física, bioquímica e hidrológica no canal do rio Amazonas.

Com o intuito de contribuir para o maior entendimento do funcionamento da ciclagem de nutrientes em microbacias hidrológicas, avaliamos, os coeficientes de decomposição da

liteira foliar submersa em dois igarapés, na Amazônia Central, sob diferentes condições: um sob mata primária e outro sob capoeira, sofrendo influência de pastagem. Para isso, avaliamos também as mudanças na concentração de macro e micronutrientes ao longo do processo de decomposição. Os principais objetivos foram: (a) Determinar os coeficientes de decomposição de diferentes espécies de folhas, entre os igarapés sob floresta e área alterada; (b) Determinar as taxas de decomposição das espécies de folhas individualmente ou misturadas; (c) Avaliar as modificações nas características químicas da liteira das espécies estudadas ao longo do processo de decomposição.

Materiais e Métodos.

Área de estudo

O experimento foi realizado nos igarapés Asú e Ponta Verde. A microbacia do igarapé Asú pertence à bacia hidrográfica do Rio Cuieiras, apresentando uma área de contribuição de aproximadamente 1,26 km², situada a aproximadamente 84 km de Manaus (AM), localizada no interior da Reserva Florestal do Cuieiras, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) encontrando-se inteiramente em áreas florestais não perturbadas.

A microbacia do igarapé Ponta Verde possui uma área de contribuição de aproximadamente 1,22 km², pertencendo à bacia hidrográfica do Rio Preto da Eva. Localiza-se dentro da fazenda Esteio, situada a 89 km da cidade de Manaus, e está inserido em áreas com diferentes tipos de vegetação ripária nascendo dentro de uma área de pastagem, percorrendo um trecho de aproximadamente 150 m, passando por capoeira e floresta. A pastagem, apesar de pouco produtiva, continua ativa e é queimada anualmente durante a estação seca, para manutenção.

As microbacias distam uma da outra 39 Km em linha reta. Em ambos os locais, o clima, segundo a classificação de Köppen, é o AmW com temperatura média anual de 26,6°C, umidade relativa de 75 a 86% e precipitação anual de 1750 a 2500 mm (Ribeiro & Adis, 1984). A água de ambos os igarapés é de coloração preta (pH ácido, variando entre 3,5 e 6,5) devido ao conteúdo de ácidos húmicos e fúlvicos (Moreira-Turcq *et al.*, 2003); os dois trechos estudados são de 1ª ordem e possuem substrato arenoso.

Liteira

Foram utilizadas folhas de quatro espécies de árvores abundantes em áreas de baixo de mata primária na região de estudo. As folhas foram retiradas ainda verdes das árvores devido à dificuldade de se conseguir folhas senescentes antes de atingirem o solo, em quantidade adequada para realização do experimento em floresta tropical úmida. As espécies utilizadas foram: *Siparuna bifida*, (Monimiaceae), *Guatteropsis sessiliflora* (Annonaceae), *Henriettea cf. spruceana* (Melastomataceae), *Licania cf. laevigata* (Chrysobalanaceae).

Foram utilizados cinco tratamentos: quatro continham as espécies individuais, e um a mistura dessas quatro espécies. As folhas foram secas ao ar, pesadas e acondicionadas em sacos de tela plástica de 30x20 cm (malha de 10 mm). Nos sacos contendo folhas de uma única espécie foram colocadas $3 \pm 0,005$ g de folhas e nos sacos contendo a mistura de espécies foram colocadas $3,5 \pm 0,005$ g de folhas. Para o estabelecimento de um fator de conversão peso seco ao ar/peso seco pesamos 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; 10,0 g de cada espécie e colocamos na estufa a 60° C até atingirem peso constante. Fizemos uma regressão linear simples com os valores de peso seco ao ar e peso seco para determinarmos a equação para a transformação dos dados para cada espécie.

Experimento de decomposição

Foram utilizados 440 sacos com folhas durante o experimento (88 sacos por espécie), sendo incubados no meio do igarapé, próximo ao fundo do leito, presos por uma corda para evitar que fossem levados pela correnteza. Tentamos distribuir as amostras tanto em trechos rápidos quanto em trechos de remanso. Os dois trechos possuíam substrato arenoso. Quatro réplicas de cada tratamento foram retiradas após 1, 8, 15, 22, 55, 83, 113, 155, 175, 205 e 240 dias, em cada igarapé. Em cada retirada, as amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e transportadas até a base da Reserva Florestal Cuieiras, onde foram lavadas em água corrente. Posteriormente as folhas foram secas em estufa a 60°C até atingirem peso constante para a determinação do peso seco remanescente da liteira (PSRL). Para as amostras contendo a mistura, as folhas foram separadas por espécie para serem pesadas. Esse experimento foi realizado entre os meses de abril e dezembro de 2006.

Análises químicas e físicas

Após a determinação do PSRL as folhas foram moídas para posterior análise química. A determinação das concentrações de C, N, P, K, Mg, Ca, Fe, Zn e Mn foi realizada no laboratório temático de Solos e Plantas (LTSP) do INPA.

A análise de N total e C da liteira foram realizadas por meio do auto-analisador CHN elementar (Vario EL) pelo método de cromatografia gasosa. A determinação de P foi feita pelo método de digestão nitroperclórica das amostras (Malavolta & Netto, 1989) seguido por leitura no espectrofotômetro UV-120-01 (Shimadzu). Para a determinação de K, Mg, Ca, Fe, Zn e Mn utilizamos o método de digestão nitroperclórica das amostras, seguida pela leitura no espectrofotômetro de absorção atômica (Anderson & Ingram, 1993). Essas análises foram feitas no tempo zero e ao longo do experimento à medida que as amostras foram retiradas em seus respectivos tempos.

A dureza das folhas foi estimada pela medida de força necessária para romper uma amostra foliar (Graça & Zimmer, 2005).

Durante o experimento foram feitas medidas do pH da água do igarapé a cada dia de retirada dos sacos de liteira, através do equipamento 3150 pH meter (Jenway) e da quantidade de O₂, com o equipamento DO₂ meter 9200 (Jenway). Foram coletadas amostras de água para análise de N total, amônio, P total e ortofosfato. A análise química da água foi realizada no Laboratório de Química de Água (CPCR) do INPA e seguiu o método de espectrofotometria de acordo com o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (American Public Health Agency, 2005) com auxílio do sistema FIA (Flow Injection Analysis).

Análises estatísticas

Os coeficientes de decomposição foram determinados ajustando-se os dados de peso seco remanescente da liteira ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0 e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial e k é o coeficiente de decomposição, para todas as espécies a curva que melhor se ajustou aos dados foi a exponencial, as equações

foram calculadas utilizando o programa Microsoft Office Excel 11.0 (Microsoft Corporation, 2003).

Para avaliar a diferença no peso remanescente da liteira entre as espécies (individual e/ou misturada), entre os igarapés, e entre o tempo do experimento foi realizada uma Análise de Covariância (ANCOVA), utilizando o tempo como covariável. Para avaliar se houve diferença nos coeficientes de decomposição entre as espécies ocorrendo individualmente ou misturadas foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA). Quando os tratamentos apresentaram diferenças significativas ($\alpha < 0,05$), foi aplicado o teste de Tukey a posteriori.

Para avaliar se as características químicas da liteira estavam correlacionadas com o peso seco remanescente da liteira foi feita uma ordenação indireta através da Análise de Componentes Principais (PCA) para reduzir a composição de nutrientes a poucos eixos. O 1º eixo resultante da ordenação foi utilizado como variável dependente no teste inferencial para avaliar se houve diferença na composição química da liteira entre espécies de folhas e local durante o experimento, através de ANCOVA, utilizando o tempo como covariável. Alguns dos nutrientes não apresentaram distribuição normal, quando necessário eles foram logaritimizadas para atender aos pressupostos das análises estatísticas utilizadas. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa Systat 10.2 (Wilkinson, 1998).

Resultados

Não encontramos variação significativa nas características físico-químicas da água entre os igarapés estudados, apenas os teores de amônio foram diferentes estatisticamente ($p < 0,001$; $F = 141,5$), ocorrendo em maior quantidade no Igarapé Asú (floresta) que no Igarapé Ponta Verde (capoeira) (Tabela 1.1); e observamos uma maior deposição de areia natural no leito do Igarapé Ponta Verde.

Tabela 1.1. Características físico-químicas dos trechos estudados dos igarapés Asú e Ponta Verde, situados na Amazônia Central – Brasil, mensurados nos dias de retirada do experimento.

Parâmetros	Igarapé Asú	Igarapé Ponta Verde
Largura (m)	2,0	1,0
Profundidade (cm)	0,4	0,8
Temperatura (°C)	25,4 ± 0,6	27,6 ± 1,2
O ₂ Dissolvido (mg/L)	8,0 ± 2,4	7,0 ± 2,3
pH	4,0 ± 0,4	4,6 ± 0,7
N total (µg/L)	0,16 ± 0,02	0,11 ± 0,06
NH ₄ (µg/L)	0,12	0,07 ± 0,01
Ptotal(µg/L)	0,4 ± 0,17	0,3 ± 0,01
PO ₄ ²⁻ (µg/L)	0,01	0,01

No igarapé Asú, *Henriettea* cf. *spruceana* foi a espécie que tanto individualmente quanto misturada apresentou o maior coeficiente de decomposição (k), ou seja, se decompôs mais rápido (Tabela 1.2). No igarapé Ponta Verde, *Siparuna bifida* apresentou o maior k, no tratamento individual; enquanto que, na mistura *H. spruceana* apresentou maior k. Nos dois locais apenas *Licania* cf. *laevigata* manteve mais de 50% do seu peso inicial ao final do experimento.

Tabela 1.2. Coeficiente de decomposição (-k dia⁻¹) das quatro espécies de plantas de regiões de baixio de floresta tropical úmida, quando incubadas individualmente e misturadas nos igarapés Asú e Ponta Verde.

Espécies	Igarapé Asú		Igarapé Ponta Verde					
	Individual	Misturada	I	II	Individual	Misturada	I	II
<i>S. bifida</i>	0,254	0,2364	16%	0	0,1558	0,2242	33%	0
<i>G. sessiliflora</i>	0,2312	0,0982	7%	0	0,0516	0,1287	57%	17%
<i>H. spruceana</i>	0,3832	0,5086	0	0	0,1164	0,2603	52%	0
<i>L. laevigata</i>	0,0484	0,0435	60%	58%	0,0274	0,0339	67%	50%
Mistura	0,2062		17%		0,1153		19%	

Porcentagem de peso seco remanescente para folhas individuais (I) e para folhas misturadas (II), após 240 dias.

O peso seco remanescente da liteira (PSRL) foi estatisticamente diferente entre espécies e igarapés ao longo do experimento ($p < 0,001$, $F = 34,1$, $gl = 109$). *Licania* cf. *laevigata* e *H. spruceana* foram as espécies que apresentaram, respectivamente, a maior e menor % PSRL durante o experimento e, em geral, as espécies do igarapé Asú mantiveram uma menor % de PSRL que as espécies do igarapé Ponta Verde (Fig. 1.1).

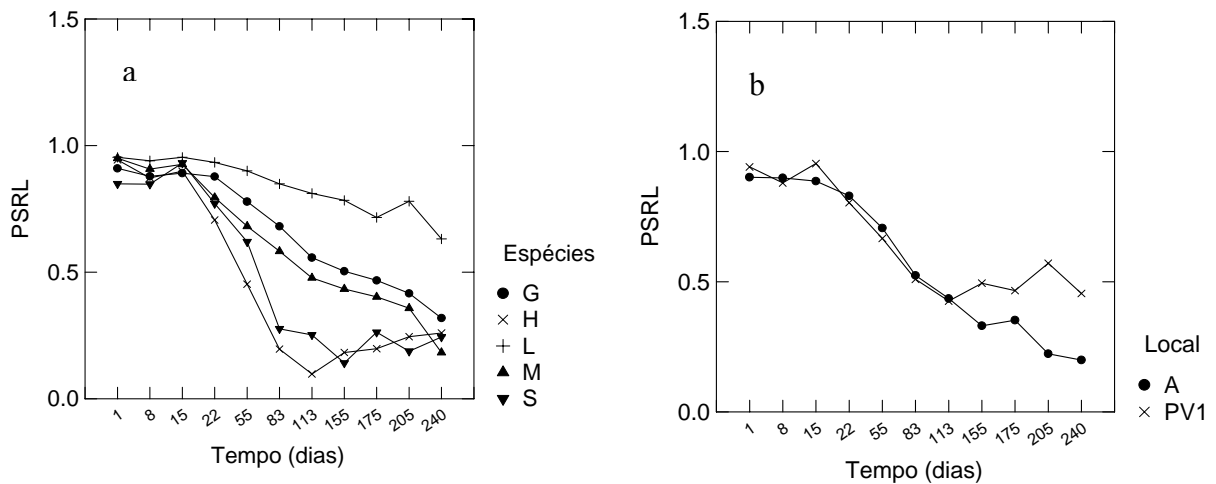


Figura 1.1. (a) Porcentagem do peso seco remanescente da liteira ao longo do tempo (dias) entre as espécies estudadas. G = *Guatterioopsis sessiliflora*; H = *Henriettea cf. spruceana*; L = *Licania cf. laevigata*; S = *Siparuna bifida*; e M = mistura das quatro espécies; e (b) é a porcentagem do peso seco remanescente das espécies da liteira durante o período do experimento (dias) entre locais, onde A é o Igarapé Asú e PV1 é o Igarapé Ponta Verde, situados na Amazônia Central, Brasil.

Para cada espécie individual e misturada não observamos variações significativas. Entretanto, quando avaliamos se houve diferença no PSRL, entre as espécies (tratamento individual e misturado) e os locais ao longo do experimento observamos uma variação significativa ($p < 0,001$ para todos) (Tabela 1.3). Apenas *L. laevigata* se decompôs mais lentamente dentro da mistura que individualmente. *Siparuna bifida*, *G. sessiliflora* e *H. spruceana* apresentaram decomposição mais rápida dentro da mistura. Cada espécie respondeu de modo diferente ao local

Tabela 1.3. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando no modelo o peso seco remanescente da liteira como variável dependente; as espécies (tratamento individual e misturado), os trechos do igarapé e os tempos de retirada do experimento como variáveis independentes, e o tempo como covariável, $n = 176$ e $gl = 43$ para cada espécie.

Espécie	Interação sp*local	p	Ancova	
			F	r ²
<i>Siparuna bifida</i>	0,91	< 0.001	30,5	0,9
<i>Guatterioopsis sessiliflora</i>	0,71	< 0.001	16,0	0,8
<i>Henriettea cf. spruceana</i>	0,86	< 0.001	20,5	0,9
<i>Licania cf. laevigata</i>	0,99	< 0.001	5,0	0,6

As espécies apresentaram diferenças na resistência ($p < 0,001$, $F = 1,9$). *Guatterioopsis sessiliflora* apresentou a maior resistência e *S. bifida* foi a espécie menos resistente, embora estatisticamente semelhante à *H. spruceana*. *Guatterioopsis sessiliflora* era diferente de todas

as espécies ($p = <0,005$), e *S. bifida* era diferente de *L. laevigata* ($p = 0,007$) (Fig. 1.2 a). A resistência das espécies esteve positivamente correlacionada com o k ($p = 0,009$) (Fig. 1.2 b).

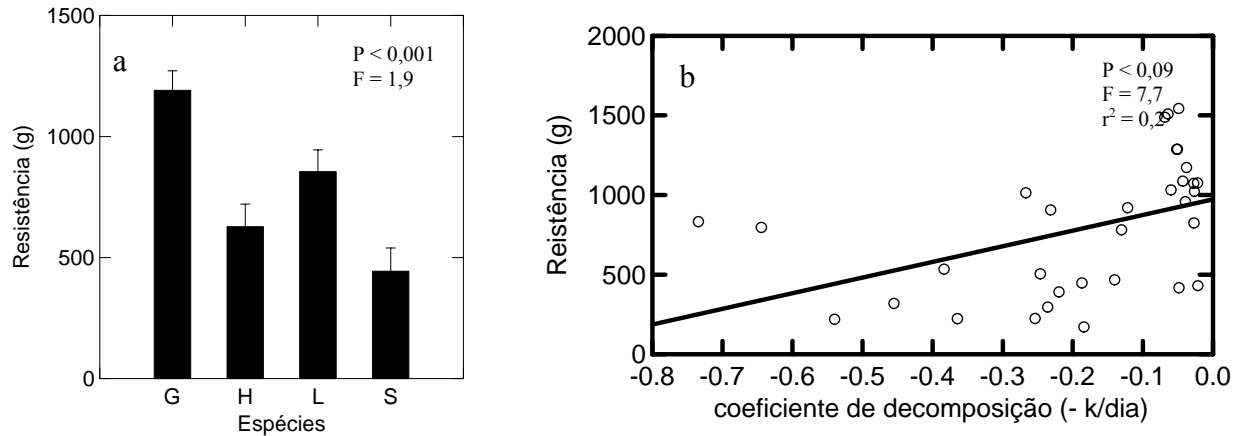


Figura 1.2. (a) Valores médios e erro padrão da resistência (g) das espécies, G = *Guatterioopsis sessiliflora*; H = *Henriettea cf. spruceana*; L = *Licania cf. laevigata*; S = *Siparuna bifida* e (b) relação entre o coeficiente de decomposição (- k/dia) e a resistência (g) das espécies estudadas.

Todos os nutrientes variaram significativamente entre as espécies e entre os igarapés ($p < 0,05$), (Tabela 1.4 e Fig. 1.3 a 1.6).

Tabela 1.4. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando os teores da % C; % N; P (g/kg); K (g/kg); Ca (g/kg); Fe (mg/kg); Mg (g/kg); Mn (mg/kg) e Zn (mg/kg); como variáveis dependentes; as espécies (sp), os igarapés (local) e os tempos de retirada do experimento (dia) como variáveis independentes, e o tempo como covariável, $n = 113$ para cada espécie.

Nutriente	Variáveis	F	p	r^2
C	sp*dia	15,4	< 0,001	0,9
	local*dia	7,0	< 0,001	0,6
N	sp*dia	13,4	< 0,001	0,9
	local*dia	3,3	< 0,001	0,5
P	sp*dia	4,6	< 0,001	0,8
	local*dia	6,4	< 0,001	0,6
K	sp*dia	3,9	< 0,001	0,8
	local*dia	7,8	< 0,001	0,7
Ca	sp*dia	2,4	0,001	0,7
	local*dia	7,3	< 0,001	0,7
Fe	sp*dia	2,0	0,006	0,7
	local*dia	3,7	< 0,001	0,5
Mg	sp*dia	3,7	< 0,001	0,8
	local*dia	9,3	< 0,001	0,7
Mn	sp*dia	3,5	< 0,001	0,8
	local*dia	2,9	< 0,001	0,4
Zn	sp*dia	2,4	< 0,001	0,7
	local*dia	3,3	< 0,001	0,5

Igarapé Asú

Carbono: Apenas a mistura teve um incremento de C nos primeiros dias do experimento (Fig. 1.3.C); *Siparuna bifida* e *H. spruceana* perderam mais de 50% da concentração de C em

menos de 80 dias, a mistura e *G sessiliflora* precisaram de mais de 110 dias para perderem 50% de C e *L. laevigata* liberou menos de 50% de C ao longo do experimento.

Nitrogênio: As espécies diferiram bastante quanto aos teores iniciais de N (Fig. 1.3.N); *Siparuna bifida* apresentou mais que o dobro desse nutriente que as outras espécies, e foi a única a perder grande concentração de N por lixiviação nas primeiras 24 horas. *Henriettea* cf. *spruceana* perdeu N mais rápido que as outras espécies, e novamente *L. laevigata* foi a espécie que perdeu menos N para o meio.

Fósforo: Todas as espécies receberam um incremento de P (Fig. 1.3.P); *Guatterioopsis sessiliflora* aumentou seu conteúdo inicial em quase seis vezes nos primeiros 15 dias e continuou oscilando entre perda e ganho nos primeiros 83 dias, quando começou a liberar P continuamente para o meio. *Licania* cf. *laevigata* também oscilou por 155 dias. *Henriettea* cf. *spruceana* foi a única que começou a liberar esse nutriente para o igarapé em menos de 20 dias.

Potássio: Todas as espécies liberaram K para o meio nos primeiros 15 dias (Fig. 1.3.K); a partir daí, receberam um grande incremento, algumas espécies até incorporaram mais do que possuíam inicialmente, contudo chegaram aos 175 dias com menos de 50 % desse nutriente.

Cálcio: Todas as espécies liberaram Ca para o meio nos primeiros 15 dias (Fig. 1.3.Ca) com exceção de *Licania* cf. *laevigata* que liberou apenas nas primeiras 24 horas. Todas as espécies ficaram oscilando entre perda e ganho durante todo o experimento.

Ferro: Todas as espécies receberam um grande incremento de Fe nos primeiros 8 dias, tendo oscilado até o 83º dia (Fig. 1.3.Fe), quando liberaram grande concentração desse nutriente, contudo as espécies receberam novo incremento permanecendo com altos teores até o final do experimento.

Magnésio: Todas as espécies liberaram Mg para o meio nos primeiros 15 dias (Fig. 1.3.Mg) quando receberam um incremento, voltando a liberar esse nutriente para o igarapé.

Manganês: Todas as espécies liberaram grande quantidade de Mn para o meio durante os primeiros 22 dias de experimento (Fig. 1.3.Mn).

Zinco: *Siparuna bifida* possuía os maiores teores de Zn (Fi. 1.3.Zn). Apenas *G sessiliflora* e *L. laevigata* perderam Zn nas primeiras 24 horas, mas após os primeiros dias todas as espécies liberaram esse nutriente para o meio; *L. laevigata* e a mistura receberam um

incremento considerável após 55 dias, e ao final do experimento todas as espécies tinham perdido grande parte desse nutriente para o meio.

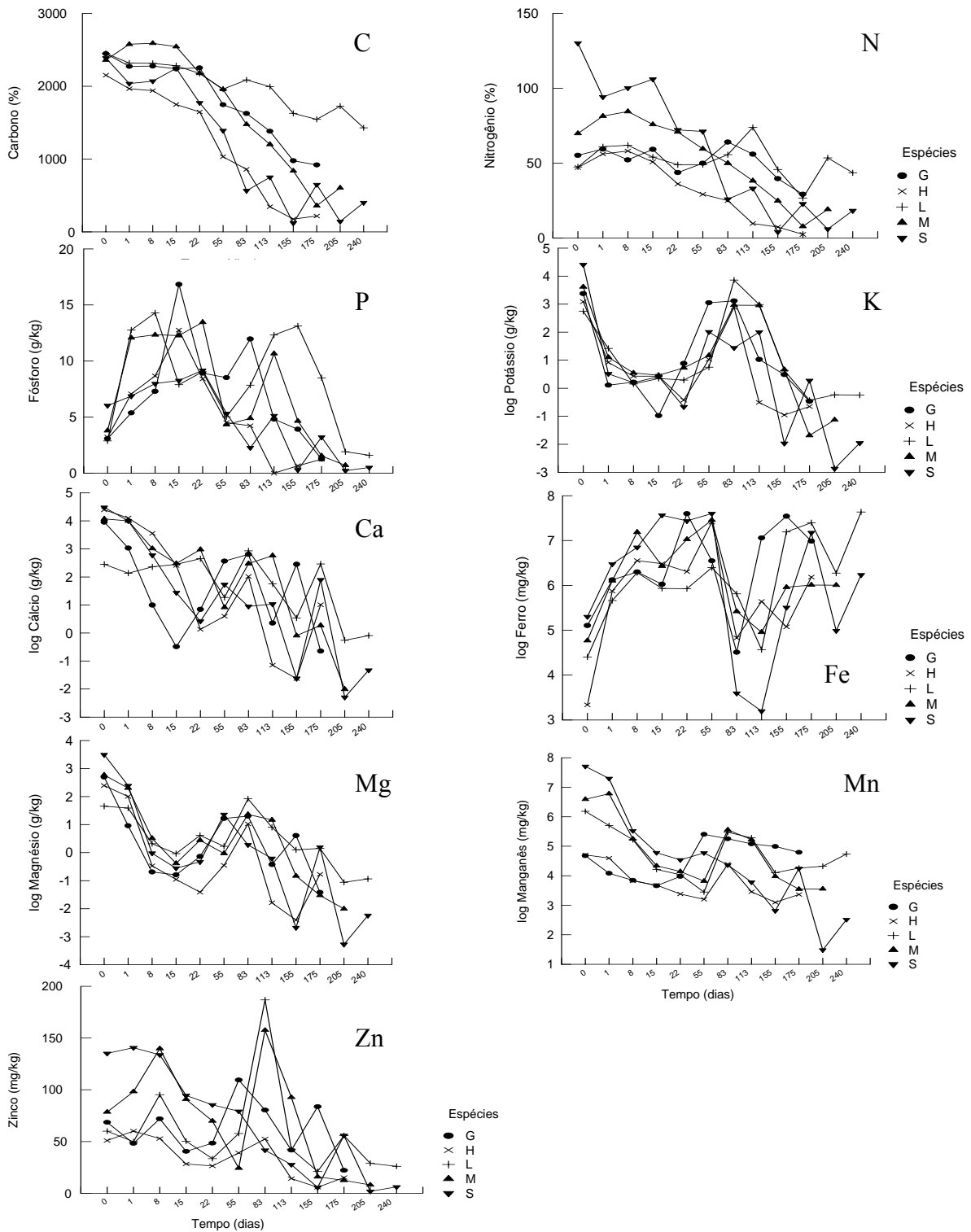


Figura 1.3. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. C = % Carbono/gPSRL; N = % Nitrogênio/gPSRL; P = Fósforo (g/kg); K = Potássio (g/kg); Ca = Cálcio (g/kg); Fe = Ferro (mg/kg); Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg); e Zn = Zinco (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Asú, na Amazônia Central – Brasil.

Igarapé Ponta Verde

Carbono: Apenas a mistura recebeu um incremento de C nas primeiras 24 horas do experimento (Fig. 1.4.C), mas todas as espécies oscilaram entre perda e ganho nos primeiros 15 dias. *Siparuna bifida* e *H. spruceana* tiveram uma redução considerável na concentração de C antes de completar 100 dias do experimento. Contudo, todas as espécies mantiveram ou recuperaram altos teores após 200 dias.

Nitrogênio: *Licania cf. laevigata*, *H. spruceana* e a mistura receberam um incremento de N nas primeiras 24 horas (Fig. 1.4.N), *Guatterriopsis sessiliflora* se manteve constante durante os primeiros 15 dias e *S. bifida* perdeu N nesse mesmo período; depois de 15 dias todas as espécies tenderam a perder N, recebendo eventualmente algum incremento posterior, de modo que *G. sessiliflora* e *L. laevigata* terminaram o experimento com concentrações maiores que as iniciais.

Fósforo: Só *S. bifida* não recebeu um incremento desse nutriente no início do experimento (Fig. 1.4.P); mas após 15 dias, todas tinham aumentado muito seus teores de P. Em geral as espécies tenderam a ficar oscilando entre perda e ganho durante 175 dias, quando todas reduziram seus teores a concentrações bem baixas.

Potássio: Todas as espécies liberaram K para o meio nos primeiros 15 dias (Fig. 1.4.K); e receberam um incremento posterior, mas perderam mais de 50 % do seu conteúdo em menos de 200 dias.

Cálcio: *Licania cf. laevigata* manteve-se praticamente constante nos primeiros 8 dias (Fig. 1.4.Ca). As outras espécies liberaram Ca para o meio com picos de oscilação entre perda e ganho após 83 dias de experimento. *Henriettea cf. spruceana* teve uma grande perda de Ca após 22 dias, entretanto recebeu um grande incremento do 83º dia ao 155º dia e manteve os maiores teores desse nutriente ao final do experimento.

Ferro: Todas as espécies receberam incremento de Fe nos primeiros dias e oscilaram até o 22º dia mantendo altos teores de Fe durante todo o experimento (Fig. 1.4.Fe). Novamente, *Henriettea cf. spruceana* apresentou o mesmo padrão observado para os teores de Mg e Ca.

Magnésio: Todas as espécies liberaram Mg para o meio nos primeiros 22 dias (Fig. 1.5.Mg), novamente *H. spruceana* teve uma grande perda de Mg recebendo um grande incremento e manteve os maiores teores desse nutriente ao final do experimento.

Manganês: Todas as espécies liberaram Mn para o meio durante os primeiros 55 dias de experimento (Fig. 1.5.Mn), com exceção de *G. sessiliflora* que incorporou Mn entre o 8º e o

22º dia. As concentrações desse nutriente oscilaram entre perda e ganho até o final do experimento; novamente *H. spruceana* se comportou como observado para os teores de Ca, Mg e Fe.

Zinco: *Siparuna bifida* apresentou os maiores teores iniciais de Zn (Fi. 1.5.Zn) e diferentemente do igarapé Asú, recebeu grande incremento no início do experimento, assim como as outras espécies. Todas as espécies oscilaram até o final do experimento, mantendo, em geral, suas concentrações bem próximas dos valores iniciais.

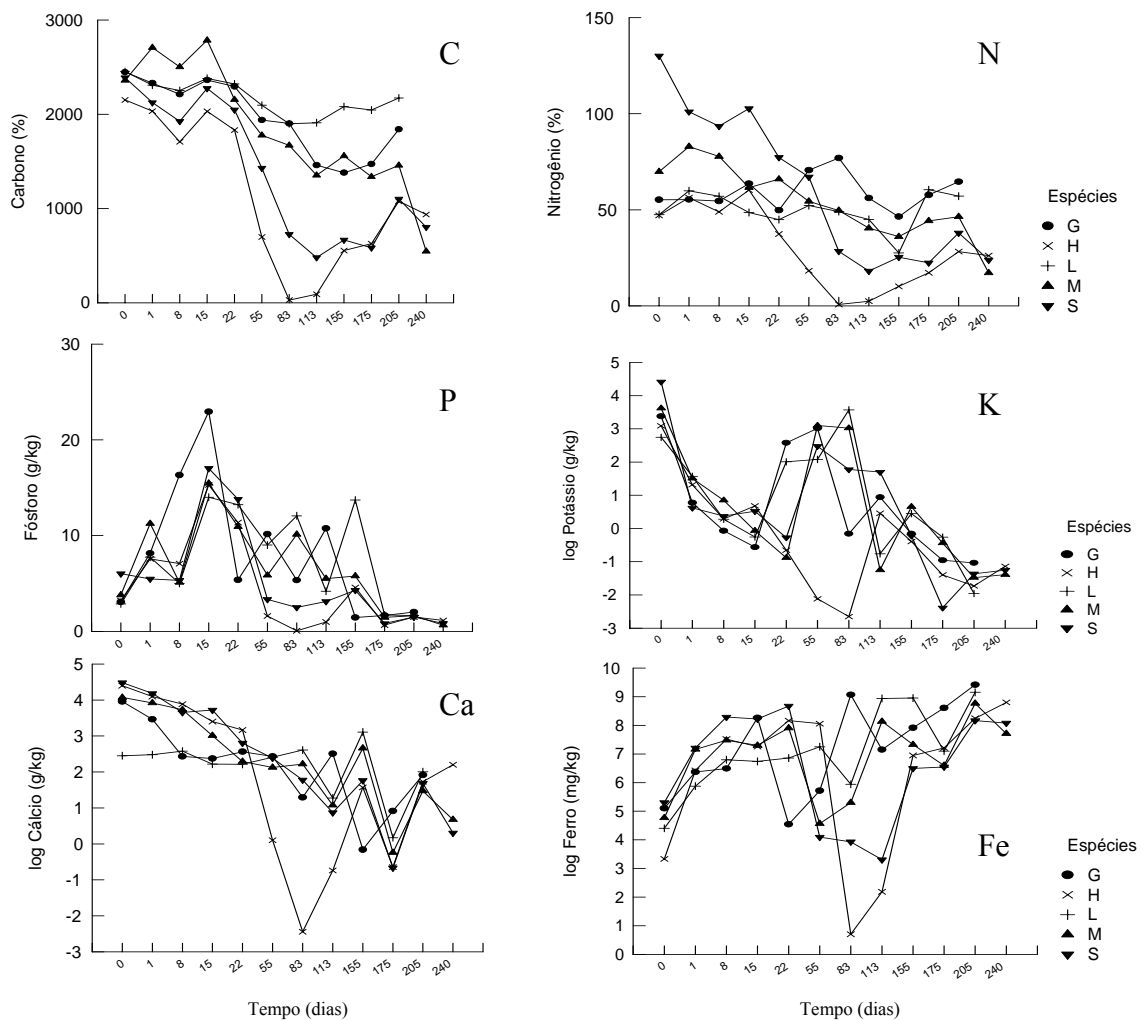


Figura 1.4. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. C = % Carbono/gPSRL; N = % Nitrogênio/gPSRL; P = Fósforo (g/kg); K = Potássio (g/kg); Ca = Cálcio (g/kg); Fe = Ferro (mg/kg); Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central – Brasil.

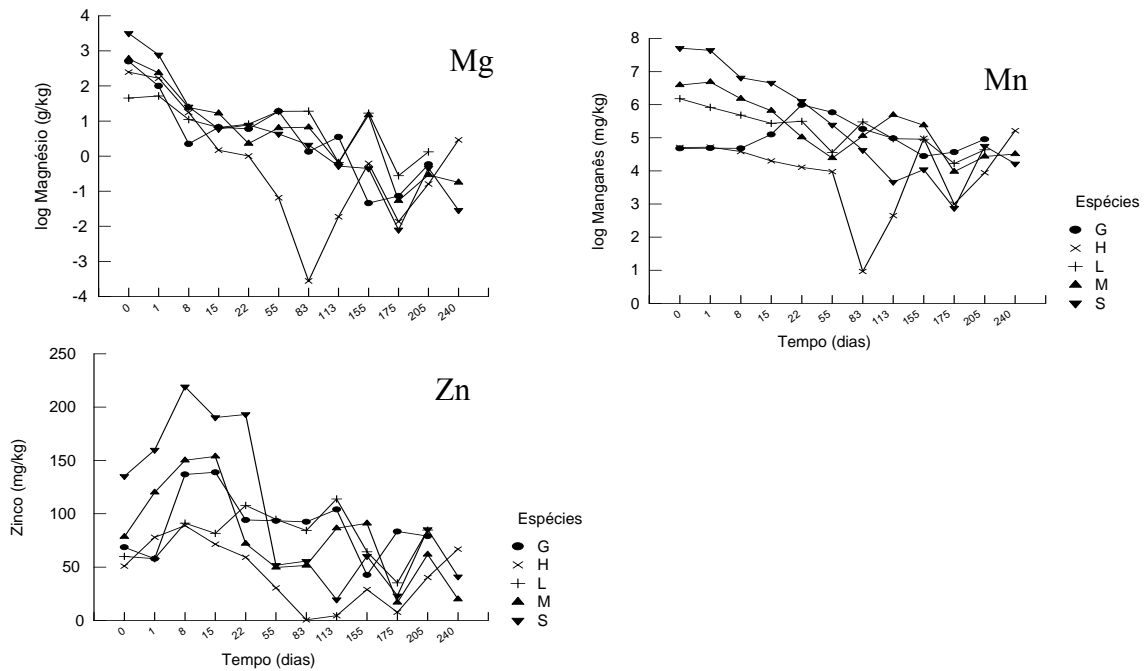


Figura 1.5. Concentração de nutrientes na liteira; S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura dessas espécies. Mg = Magnésio (g/kg); Mn = Manganês (mg/kg), Zn = Zinco (mg/kg), ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a dezembro de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central – Brasil.

A composição química da liteira (C, N, P, K, Ca, Fe, Mg, Mn e Zn) foi representada pelo 1º eixo da PCA, que explicou 58% da variação dos dados. A composição química da liteira esteve correlacionada com o PSRL ($p < 0,001$) (Fig. 1.6.a); e variou significativamente entre as espécies ao longo do tempo do experimento, ($p < 0,001$, $F = 5,2$) (Fig. 1.6.b); e entre os igarapés ao longo do experimento, ($p < 0,01$, $F = 6,0$) (Fig. 1.7.c).

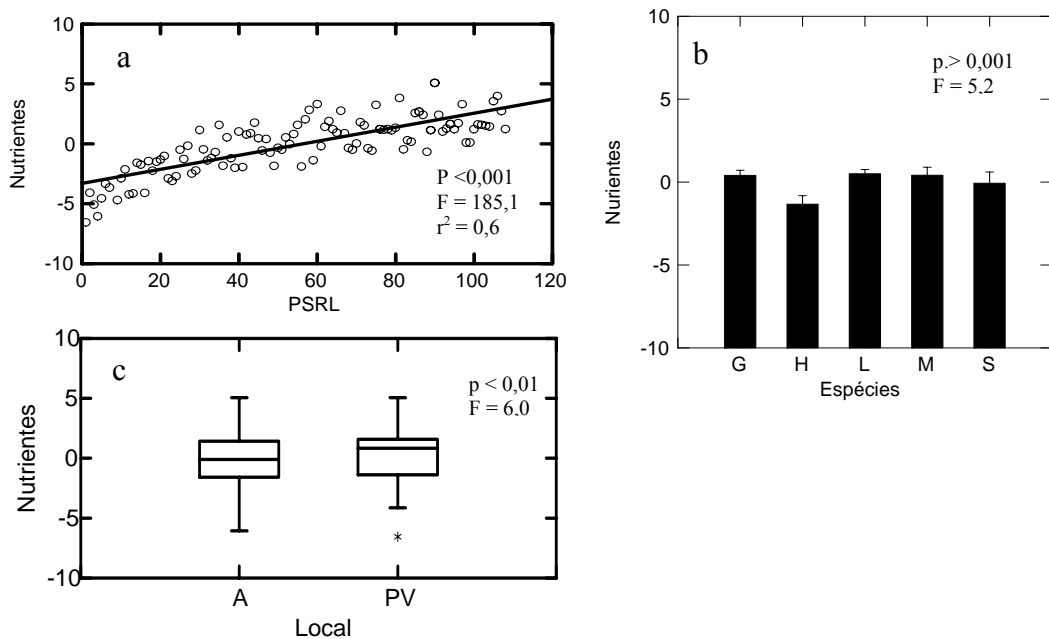


Figura 1.6. (a) Relação entre a concentração de nutrientes obtida pelo 1º eixo da PCA e o peso seco remanescente da liteira (PSRL); (b) Média e erro padrão dos nutrientes, nas cinco espécies estudadas, S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies e (c) média e erro padrão dos nutrientes, nos dois igarapés, A = igarapé Asú e PV = igarapé Ponta Verde.

Discussão

As análises de fatores limnológicos mostraram que apenas os teores de amônio variaram entre os igarapés. Ao contrário das regiões temperadas, corpos d'água que drenam áreas de pastagem em regiões tropicais tendem a ter baixas concentrações de alguns nutrientes, como o nitrato (Neill *et al.*, 2001; Markewitz *et al.* 2004). Nossos resultados indicaram que o igarapé florestado (Igarapé Asú), apresentou maiores valores de amônio que o igarapé sob efeito de pastagem (Igarapé Ponta Verde). Thomas *et al.* (2004) também observaram essa tendência em riachos de segunda e terceira ordem em Rondônia, na Amazônia brasileira. Também foi visível a grande deposição de areia ao longo do leito do igarapé Ponta Verde caracterizando a antropização do leito do igarapé.

Segundo a classificação de Petersen & Cummins (1974), todas as espécies e a mistura apresentaram taxas de decomposição da liteira rápida. Alguns trabalhos realizados na região tropical mostram tempos de decomposição distintos entre diferentes espécies de liteira.

Gonçalves *et al.* (2006) trabalharam com espécies da cadeia do espinhaço, no Brasil, em riachos de 3ª e 4ª ordem que apresentaram decomposição rápida e intermediária; Rueda-Delgado, Wantzen & Tolosa (2006) trabalharam em rio de 1ª ordem com espécies que também apresentaram decomposição intermediária e lenta na Amazônia Colombiana; e Ardón, Stallcup & Pringle (2006) trabalharam com espécies que variaram de rápida a lenta, na Costa Rica.

Quando comparamos o peso seco remanescente da liteira (PSRL) entre espécies, individuais e dentro da mistura, não observamos variação significativa; entretanto quando avaliamos esses fatores associados ao local do experimento, observamos que as espécies se comportaram de modo diferente, corroborando os resultados de alguns autores (Swan & Palmer, 2004; Leroy & Marks, 2006). A liteira misturada pode suportar um maior número de microhabitats e conseqüentemente um maior número de micro e macrorganismos associados, implicando em diferenças na decomposição (Gartner & Cardon, 2004; Kobayashi & Kagaya, 2004). Nesse trabalho, a mistura das espécies ocasionou interações positivas e negativas no conjunto. *S. bifida*, *G. sessiliflora* e *H. spruceana* apresentaram decomposição mais rápida dentro da mistura, enquanto que *L. laevigata* se decompôs mais lentamente.

Nesse experimento as espécies que apresentaram maior resistência (*G. sessiliflora* e *L. laevigata*) demoraram mais para se decompor que as espécies menos resistentes (*S. bifida* e *H. spruceana*), corroborando com Graça & Zimmer (2005) que observaram que a dureza das folhas é um importante fator afetando a preferência alimentar de invertebrados fragmentadores, a decomposição microbiológica e a suscetibilidade à fragmentação física, sendo um preditor importante da decomposição.

O PSRL foi diferente entre as espécies e os locais ao longo do experimento. Acreditamos que a diferença entre locais deva-se ao maior acúmulo de areia no leito do Igarapé Ponta Verde. O assoreamento pode ser responsável pela desaceleração no tempo de decomposição da liteira, afetando tanto a quebra física (Meyer, 1980), quanto à fauna de micro e macrorganismos decompositores (Grattan & Suberkropp, 2001; Bunn, Davies & Winning, 2003). Além disso, o incremento de amônio também pode ter, de algum modo, interferido na comunidade desse local. As diferenças entre as espécies demonstram que as características químicas (nutrientes) e físicas (dureza) são fatores importantes na determinação do tempo de decomposição (Hoorens, Aerts & Stroetenga, 2003; Balseiro & Albariño, 2006).

Todas as espécies incluídas neste estudo apresentaram altos teores de Carbono liberando pouco para o ambiente nos primeiros dias, indicando que essas espécies apresentam grande quantidade de carbono recalcitrante (celulose, hemicelulose, lignina e taninos) que é difícil de ser decomposto (Zaharah & Bah, 1999; Flindt & Lillebo, 2005; Ardón, Stallcup & Pringle 2006). Espécies com alta concentração de C inicial geralmente decompõem lentamente (Hoorens, Aerts & Stroetenga; 2003), corroborando nossos resultados, onde as espécies com os maiores teores de C apresentaram maiores valores de PSRL

Há uma tendência em se observar um aumento na concentração de Nitrogênio na liteira em decomposição, durante as semanas iniciais (Suberkropp, Godshalk & Klug, 1976; Xu & Hirata, 2005), entretanto não observamos esse padrão. *Siparuna bifida* liberou N para o meio desde o início do experimento, e *L. laevigata*, *H. spruceana* e a mistura liberaram N apenas nos primeiros oito dias do experimento, o que nos leva a acreditar que os microrganismos estão utilizando preferencialmente outra fonte de N para sua síntese protéica (Flindt & Lillebo, 2005), que não a liteira.

Regiões tropicais geralmente possuem ecossistemas aquáticos com baixa concentração de Fósforo ($< 10 \mu\text{g L}^{-1}$), e os níveis tróficos dependentes da cadeia de detritos são controlados por sua concentração (Rosemond *et al.*, 2002). Então, o aumento nos teores de P durante os primeiros quinze dias do experimento indica que os microrganismos estão utilizando a liteira. O fósforo que é requerido por microrganismos para a síntese de ATP, RNA e DNA (Hoorens, Aerts & Stroetenga, 2003), em ambientes com baixa disponibilidade, pode constituir um fator limitante mais importante que o N, controlando o processamento do detrito e a biomassa de consumidores.

A lixiviação é o modo predominante da liberação de Potássio, Cálcio e Magnésio, e a rápida liberação desses nutrientes para o meio pode ser atribuída à presença de cátions com grande mobilidade no fluido celular. Assim, a desintegração da membrana celular resultaria na lixiviação inicial do material orgânico. Contudo, o K tende a ser lixiviado mais facilmente que o Mg e o Ca, porque o Mg pode ocorrer como um constituinte de moléculas mais complexas e o Ca, além de fazer parte da parede celular, pode se apresentar na forma de cristais (Zaharah & Bah, 1999). Os resultados encontrados seguem esse padrão, corroborando os dados de Luizão & Schubart (1987); Berg (2000); e Xu *et al.* (2004). O Manganês possui uma mobilidade menor que Mg e Ca, mas, também apresentou grande perda por lixiviação.

Os metais pesados podem afetar a comunidade microbiológica reduzindo a diversidade desses organismos, contudo o Zinco é envolvido no crescimento, metabolismo e diferenciação

de organismos. Assim, é provável que o incremento desse nutriente, observado para a maioria das espécies de plantas testadas neste estudo, se deva à colonização microbiológica. O aumento na concentração de Ferro também já foi observado por outros autores (Luizão & Schubart, 1987; Laskowki, Niklinska & Maryanski, 1995; Xu *et al.*, 2004) devido à formação de complexos altamente estáveis com substâncias húmicas, ou incorporado por microrganismos. Nossos dados corroboram Xu *et al.*, (2004) que observaram que o Fe é mineralizado em estágios mais tardios da decomposição.

A espécie *H. spruceana* se comportou de modo diferente nos dois igarapés apresentando uma diminuição brusca nos teores de C, K, Ca, Fe, Mg e Mn no Igarapé Ponta Verde, seguida por um aumento subsequente, isso possivelmente se deve por causa do soterramento das amostras coletadas após 100 dias de experimento, e como essa espécie apresentava decomposição mais rápida foi a mais afetada.

Quando analisamos a composição química da liteira, a disponibilidade de nutrientes esteve correlacionada com o PSRL, sendo influenciado tanto pela espécie da folha quanto pelo local do experimento ao longo do tempo. Então, mais uma vez, as características físicas e químicas de cada espécie de liteira estudada foram capazes de determinar como e quanto dos nutrientes foram disponibilizados para o meio. Além disso, as características do local também influenciaram, inibindo ou diminuindo a liberação de nutrientes para o meio, devido ao assoreamento do leito do Igarapé Ponta Verde, que causou o soterramento das amostras, ou acelerando esse processo devido ao incremento de nutrientes limitantes para a microbiota aquática.

Espécies diferentes apresentam tempos de decomposição diferentes, podendo ser influenciado tanto pelo local, que apresenta características físicas e químicas particulares, quanto pelas características físicas e químicas da liteira.

Agradecimentos.

Os recursos necessários para este estudo foram providos pelo Projeto PPG7, Projeto Milênio-LBA2 e CAPES. Agradecemos à FAPEAM pela Bolsa de Mestrado de Joana D'Arc

de Paula. Nossos agradecimentos à equipe do LBA e do BIONTE pelo apoio logístico, ao Natam pelo auxílio em campo e à Fernanda Oliveira pela ajuda com as amostras.

Referências.

- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: *The Scientific World*, 1: 656-680.
- Aertes, R. & De Caluwe, H. 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*, 78(1): 244-260
- Anderson, J.M. & Ingram, J.S. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods*. 2^a ed. C.A.B. International, Oxford. UK. 221pp.
- Ardón. M., Stallcup, L.A. & Pringle, C.M. 2006. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical Streams? *Freshwater Biology*, 51:618-633.
- Baldy, V., Gessner, M.O. & Chauvet, Eric. 1995. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos*, 73:1-10.
- Balseiro, E. & Albariño, R. 2006. C-N mismatch in the leaf litter-shredder relationship of an Andean Patagonian stream detritivore. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (3):607-615.
- Benfield, E.F. 1997. Comparison of litterfall input to streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 104-108.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133: 13-22.
- Bradford, M.A., Tordoff, G.M., Eggers, T., Jones, T.H. & Newington, J.E. 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos*, 99: 317-323.
- Bunn, S.E., Davies, P.M. & Mosisch, T.D. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, 41:333-345.
- Bunn, S.E., Davies, P.M. & Winning, M. 2003. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology*, 48: 619-635.
- Casas, J.J. & Gessner, M.O. 1999. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterized by travertine precipitation. *Freshwater Biology*, 41: 781-793.
- Cillero, C., Pardo, I. & Lopez, E.S. 1999. Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litter fall inputs. *Hydrobiologia*, 416: 171-179.

- Collier, K.J. & Quinn, J.M. 2003. Land-use influences macroinvertebrates community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology*, 48: 1462-1481.
- Conners, E.M. & Naiman, R.J. 1984. Particulate allochthonous inputs: Relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41:1473-1484.
- Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43, 421-439.
- Flindt, M.R. & Lillebo, A.I. 2005. Determination of total nitrogen and phosphorus in leaf litter. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*, 109-113. Springer.
- Furch, K., Junk, W.J. & Campos, Z.E.S. 1989. Nutrient dynamics of decomposing leaves from Amazonian floodplain forest species in water. *Amazoniana*, XI (1): 91-116.
- Gartner, T.B. & Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104 (2): 230-246.
- Gonçalves, J.F.Jr., França, J., Medeiros, A.O., Rosa, C.A. & Callisto, M. 2006. Leaf Breakdown in a Tropical Stream, *International Review of Hydrobiology*, 25 (2): 344-355.
- Graça, M.A.S., Ferreira, R.C.F. & Coimbra, C.N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (3): 408-420.
- Graça, M.A.S. & Zimer, M. 2005. Leaf toughness. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*, 109-113. Springer.
- Grattan II, R.M. & Suberkropp, K. 2001. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (1): 33-43.
- Hoorens, B., Aerts, R. & Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137: 578-586.
- Johnson, M.S., Lehmann, J., Selva, E.C., Abdo, M., Riha, S. & Couto, E.G. 2006. Organic carbon fluxes within and streamwater exports from headwater catchments in the southern Amazon. *Hydrological Processes*, 20: 2599-2614.
- Kaushik, N.K. & Hynes, H.B.N. 1971. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 4: 465-515.

- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2004. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of Japanese headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (1): 78-89.
- Krusche, A.V, Ballester, M.V.R., Victoria, R.L., Bernardes, M.C., Leite, N.K., *et al.* 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazônica*, 35(2):197-205.
- Lan, N.K., Asaeda, T. & Manatunge, J. 2006. Decomposition of aboveground and belowground organs of wild rice (*Zizania latifolia*); mass loss and nutrient changes. *Aquatic Ecology*, 40:13-21.
- Laskowski, R., Niklinska, M. & Maryanski, M. 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. *Ecology*, 76 (5): 1393-1406.
- Leroy, C.J. & Marks, J.C. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51:605-617.
- Luizão, F.J. & Schubart, H.O.R. 1987. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonian. *Experientia*, 43:259-265.
- Malavolta, E. & Netto, A.V. 1989. Nutrição mineral, calagem, cessagem e adubação dos citros. Associação Brasileira para Pesquisa do Potássio e do Fosfato, Piracicaba, São Paulo. 201pp.
- 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): 177-199.
- Mathuriau, C. & Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21 (3): 384-396.
- Meyer, J.L. 1980. Dynamics of phosphorus and organic matter during leaf decomposition in a forest stream. *Oikos*, 34:44-53.
- Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Guyot, J.L. & Etcheber H. 2003. Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrological Process*, 17: 1329-1344.
- Neill, C., Deegan, L.A., Thomas, S.M. & Cerri, C.C. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11:1817-1828.

- Neill, C., Deegan, L.A., Thomas, S.M., Hauptert, C.H., Kusche, A.V., Ballester, V.M. & Victoria, R.L. 2006. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. *Hydrological Processes*, 20: 2563-2580.
- Petersen, R.C.Jr., Cummins, K.W. & Ward, G.M., 1974. Leaf processing in a woodland stream ecosystem. *Freshwater Biology*, 4:343-368
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J. & Elósegui, A. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (3): 602-611.
- Ribeiro, M.N.G. & Adis, J. 1984. Local rainfall variability- a potencial bias for bioecological studies in the Central Amazonian. *Acta Amazonica*, 14:159-174.
- Richey, J.E., Melack, J.M., Aufdenkampe, A.K., Ballester, V.M. & Hess, L.L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature*, 416:617-620.
- Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A., Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2002. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology Oceanography*, 47 (1): 278-289.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. & Tolosa, M.B. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (1): 233-249.
- Stallcup, L.A., Ardón, M., Pringle, C.M. 2006. Does nitrogen become limiting under high-P conditions in detritus-based tropical streams? *Freshwater Biology*, 51:1515-1526.
- Suberkropp, K., Godshalk, G.L., Klug, M. J. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*, 57:720-727.
- Swan, C.M. & Palmer, M.A. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (1): 15-28.
- Thomas, S.M., Neill, C., Deegan, L.A., Krusche, A.V., Ballester, V.M. & Victoria, R.L. 2004. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*, 68:135-151.
- Tibbets, T.M. & Molles Jr., M.C. 2005. C:N:P stoichiometry of dominant riparian trees and arthropods along the Middle Rio Grande. *Freshwater biology*, 50:1882-1894.
- Townsend, C.R. & Riley, R.H. 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, 41: 393-405.

- Vannote ,R. L., Minshal, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37:130-137.
- Vieira, L.S. 1988. Manual da Ciência do Solo. 2ª edição, Editora Agronômica Ceres Ltda, Piracicaba, 84 pp.
- Walker, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. Experientia, 43: 279-286.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 17: 567-594.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J. L., Hutchens, J.J. & D'Angelo, D.J.1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. Freshwater Biology, 41, 687-705.
- Wilkinson, L. 1998. Systat: the system for statistics. Systat Inc. Evanston, Illinois, USA.
- Xu, X., Hirata, E., Enoki, T. & Tokashiki, Y. 2004. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical forest after typhoon disturbance. Plant Ecology, 173:161-170.
- Xu, X., Hirata, E. 2005. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. Plant and Soil, 273: 279-289.
- Zaharah, A.R. & Bah, A.R. 1999. Patterns of decomposition and nutrient release by fresh *Gliricidia (Gliricidia sepium)* leaves in an ultisol. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 55: 269-277.

5. Artigo II

Colonização da liteira por invertebrados aquáticos em igarapé sob influência de uma área de pastagem na Amazônia Central - Brasil



Elaborado por Moreno, 2004.

Colonização da liteira por invertebrados aquáticos em igarapé sob influência de uma área de pastagem na Amazônia Central - Brasil

JOANA D. PAULA* e FLÁVIO J. LUIZÃO*

* *Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Departamento de Ecologia. Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69060-001, Manaus, Amazonas, Brasil. jddpaula@yahoo.com.br*

Resumo

1. Avaliamos a dinâmica da decomposição da liteira foliar submersa em três trechos de um igarapé, na Amazônia Central, localizados a diferentes distâncias de uma área de pastagem; utilizamos no experimento cinco tipos de liteira (*Siparuna bifida*, *Guatteriposis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana*, *Licania* cf. *laevigata* individualmente, e a mistura dessas quatro espécies). Determinamos o coeficiente de decomposição (k) e o peso seco remanescente da liteira (PSRL) quando as espécies de folhas foram colocadas individualmente ou misturadas; avaliamos também a colonização da liteira por invertebrados aquáticos, observando se havia uma diferença nessas comunidades relacionada à distância da área de pastagem.

2. Todas as espécies de folhas da liteira apresentaram decomposição rápida. O PSRL foi estatisticamente diferente entre espécies e trechos do igarapé ao longo do experimento; quando comparamos o PSRL de espécies individuais com a mistura de folhas nos três trechos do igarapé ao longo do experimento, observamos que a mistura foi capaz de alterar o processo de decomposição das espécies.

3. A densidade e a riqueza de invertebrados aquáticos variaram entre espécies e locais durante o experimento. Entre os grupos funcionais de invertebrados apenas a densidade de coletores-catadores variou entre os trechos do igarapé; entre as espécies de liteira tanto a densidade como a riqueza de organismos foram diferentes para coletores-catadores e predadores. Além disso, a densidade e a riqueza de invertebrados foram inversamente proporcionais à concentração de lignina na liteira.

4. A liteira tem um papel importante na manutenção da fauna de igarapés de cabeceira e a transformação das áreas de baixio em pastagem privaria a diversidade dessa fauna, restringindo sua comunidade aos organismos mais resistentes.

Palavras-chave: MOPG, invertebrados aquáticos, fragmentadores, lignina, igarapés de cabeceira.

Introdução

A matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia para as cadeias tróficas em rios e igarapés florestados (Kaushik & Hynes, 1971; Vannote *et al.*, 1980; Walker, 1985; Cheshire, Boyero & Pearson, 2005). Quando as folhas entram nos rios, elas tendem a ser retidas por pedras e galhos (Canhoto & Graça, 1998; Graça, Ferreira & Coimbra, 2001; Afonso & Henry, 2002) e o processamento é iniciado por meio de lixiviação, colonização e fragmentação (Walker, 1987; Gessner, Chauvet & Dobson, 1999; Webster *et al.*, 1999).

Os fragmentadores compõem o principal grupo funcional de invertebrados consumidores em rios florestados, fazendo um elo entre a entrada de matéria orgânica e os predadores invertebrados e vertebrados (Cheshire, Boyero & Pearson, 2005). Em ambientes temperados, a importância dos invertebrados fragmentadores tem sido estudada extensivamente (Vannote *et al.*, 1980; Cummins *et al.*, 1984; Murphy & Giller, 2000; Graça, 2001; Mathuriau & Chauvet, 2002; Hieber & Gessner, 2002; Gulis & Suberkropp, 2003; Swan & Palmer, 2004; Gulis, Ferreira & Graça, 2006; Leroy & Marks, 2006). Apesar do aumento dos trabalhos em ambientes tropicais, pouco se sabe ainda sobre o papel dos invertebrados fragmentadores nessas regiões (Walker, 1987; Rosemond, Pringle & Ramirez, 1998; Graça, 2001; Dobson *et al.*, 2002; Rueda-Delgado, Wantzen & Tolosa, 2006; Wantzen & Wagner, 2006).

Alguns invertebrados aquáticos utilizam a liteira não só como alimento, mas também como abrigo (Walker, 1992; Nessimian *et al.*, 1998; Albarino & Balseiro, 2002). Liteira com alto conteúdo nutricional tende a aumentar a biomassa microbiana, aumentando a produtividade secundária e, conseqüentemente, a diversidade de espécies (Pearson & Connolly, 2000; Kobayashi & Kagaya, 2002), promovendo uma maior e/ou acelerando a fragmentação do detrito (Graça, Ferreira & Coimbra, 2001).

A conversão da vegetação nativa em pastagem pode alterar os padrões de vazão e a natureza física do canal, aumentando o transporte de sedimentos, a temperatura e modificando a química da água (Townsend & Riley, 1999; Collier & Quinn, 2003; Krusche *et al.*, 2005). Essas alterações químicas e físicas afetam a composição da biota aquática, o que, conseqüentemente, interfere na dinâmica da decomposição da liteira foliar (Grattan &

Suberkropp, 2001; Bunn, Davies & Winning, 2003), modificando a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas (Townsend & Riley, 1999).

Neste estudo, avaliamos a dinâmica da decomposição da liteira foliar submersa em três trechos de um igarapé, na Amazônia Central, localizados a diferentes distâncias de uma área de pastagem. Os objetivos foram: (a) determinar os coeficientes de decomposição da liteira de quatro espécies de plantas, em três trechos do igarapé; (b) determinar as taxas de decomposição das espécies de folhas individualmente ou misturadas; (c) avaliar a colonização da liteira por invertebrados aquáticos, ao longo dos três trechos, observando se há diferença nessas comunidades relacionado à distância.

Materiais e métodos.

Área de estudos

O experimento foi realizado no igarapé Ponta Verde, que drena uma área de contribuição de aproximadamente 1,22 km², pertencendo à bacia hidrográfica do Rio Preto da Eva. Localiza-se dentro da fazenda Esteio, e está inserido em áreas com diferentes tipos de vegetação ripária, nascendo dentro de uma área de pastagem e percorrendo cerca de 150 m antes de entrar na floresta secundária densa. A pastagem, apesar de pouco produtiva, continua ativa e é queimada anualmente durante a estação seca, para sua manutenção. A fazenda Esteio situa-se a 89 km da cidade de Manaus, AM, tendo como limite oeste a Rodovia BR174 e leste a Bacia do Rio Cuieiras. O clima, segundo a classificação de Köppen, é o AmW com temperatura média anual de 26,6° C, umidade relativa de 75 a 86% e precipitação anual de 1750 a 2500 mm (Ribeiro & Adis, 1984). A água do igarapé é de coloração preta (pH ácido, variando entre 4 e 6,5) devido ao conteúdo de ácidos húmicos e fúlvicos (Moreira-Turcq *et al.*, 2003). Foram escolhidos três trechos a diferentes distâncias da pastagem: o primeiro estava a 60 m da pastagem (PV1) e é um trecho de 1ª ordem, o segundo a 140 m (PV2), também é um trecho de 1ª ordem, e o terceiro a 285 m (PV3) da pastagem é um trecho de 2ª ordem; todos os trechos possuem substrato arenoso e estão inseridos em vegetação bem desenvolvida.

Liteira

Foram utilizadas folhas de quatro espécies de árvores abundantes em áreas de baixo de mata primária na região de estudo. As folhas foram retiradas ainda verdes das árvores, devido à dificuldade de se conseguir folhas senescentes antes de atingir o solo, em quantidade adequada para realização do experimento em floresta tropical úmida. As espécies utilizadas foram: *Siparuna bifida*, (Monimiaceae); *Guatterioopsis sessiliflora* (Annonaceae); *Henriettea* cf. *spruceana* (Melastomataceae); *Licania* cf. *laevigata* (Chrysobalanaceae). Foram utilizados cinco tratamentos, sendo que um tratamento era a mistura dessas quatro espécies e os demais eram as espécies individualmente.

As folhas foram secas ao ar, pesadas e acondicionadas em sacos de tela plástica de 30x20 cm (malha de 10 mm). Nos sacos contendo folhas de uma única espécie foram colocadas $3 \pm 0,005$ g de folhas e nos sacos contendo a mistura de espécies foram colocadas $3,5 \pm 0,005$ g de folhas. Para o estabelecimento de um fator de conversão peso seco ao ar/peso seco pesamos 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; 10,0 g de cada espécie e colocamos na estufa a 60° C até atingirem peso constante. Fizemos uma regressão linear simples com os valores de peso seco ao ar e peso seco para determinarmos a equação para a transformação dos dados para cada espécie.

Experimento de decomposição

Foram utilizados 420 sacos de folhas durante o experimento (84 sacos por espécie), sendo incubados no meio do igarapé, próximo ao fundo do leito, presos por uma corda para evitar que fossem levados pela correnteza. Tentamos distribuir as amostras tanto em trechos rápidos quanto em trechos de remanso.

Quatro réplicas de cada tratamento foram retiradas após 1, 8, 15, 22, 55, 83, 113 dias, em cada trecho do igarapé. Em cada retirada, as amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e transportadas até a base da Reserva Florestal Cuieiras, onde foram lavadas sob peneira de malha de 120 µm. A liteira foi seca em estufa a 60° C até atingir peso constante para a determinação do peso seco remanescente da liteira (PSRL). Para as amostras contendo a mistura, as folhas foram separadas por espécie para serem pesadas.

O restante do conteúdo que ficou dentro da peneira, após a lavagem das folhas, foi fixado em álcool 70% e posteriormente triado com o auxílio de lupa estereoscópica da marca Zeiss (20 x). Os invertebrados aquáticos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando as chaves de identificação de Merritt & Cummins (1996), Perez (1988), Wiggins (1977) e Pes, Hamada & Nessimian (2005). Os organismos identificados foram classificados conforme seus grupos tróficos funcionais (GTF): coletores–catadores, coletores-filtradores, fragmentadores, predadores e raspadores (Merritt & Cummins, 1996). Esse experimento ocorreu de abril a agosto de 2006.

Análises químicas e físicas

Após a determinação do PSRL, as folhas foram moídas, para posterior determinação das concentrações de lignina e celulose. Essas análises foram realizadas no Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do INPA, e seguiram o método ADF (fibra com detergente ácido) segundo Anderson & Ingram (1993). Essas análises foram feitas no tempo zero e a cada retirada das amostras. A resistência das folhas foi estimada pela medida de força necessária para romper uma amostra foliar (Graça & Zimmer, 2005).

Durante o experimento foram feitas medidas do pH da água do igarapé a cada dia de retirada dos sacos de liteira, através do equipamento 3150 pH meter (Jenway) e da quantidade de O₂, com o equipamento DO₂ meter 9200 (Jenway). Foram coletadas amostras de água para análise de N total, amônio, P total e ortofosfato. A análise química da água foi realizada no Laboratório de Química de Água (CPCR) do INPA e seguiu o método de espectrofotometria de acordo com o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (American Public Health Agency, 2005) com auxílio do sistema FIA (Flow Injection Analysis).

Análises estatísticas

Os coeficientes de decomposição foram determinados ajustando-se os dados de peso seco remanescente da liteira ao modelo exponencial negativo: $W_t = W_0 e^{-kt}$, onde W_t é o peso remanescente no tempo t (em dias), W_0 é o peso inicial e k é o coeficiente de decomposição, para todas as espécies a curva que melhor se ajustou aos dados foi a exponencial, as equações

foram calculadas utilizando o programa Microsoft Office Excel 11.0 (Microsoft Corporation, 2003).

Para avaliar se houve diferença nos coeficientes de decomposição para as espécies ocorrendo individualmente ou misturadas foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA). Quando os tratamentos apresentaram diferenças significativas ($\alpha < 0,05$), foi aplicado o teste de Tukey a posteriori. Para testar diferenças nos coeficientes de decomposição da liteira entre os trechos dos igarapés, entre as espécies de folhas (individuais e/ou misturadas) e entre os tempos do experimento, foi realizada uma Análise de Covariância, utilizando-se o tempo como covariável (ANCOVA).

Para avaliar a densidade total de invertebrados aquáticos (indivíduo/g do PSRL), nos diferentes trechos do igarapé, nas espécies de folhas e nos tempos do experimento, foi realizada ANCOVA, utilizando-se o tempo como covariável, o mesmo foi feito para avaliar a riqueza total de invertebrados aquáticos. Os dados de densidade e riqueza foram logaritimizados para atender aos pressupostos das análises utilizadas.

Os GTF não possuíam uma distribuição normal; então, todos eles foram analisados pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis para verificar diferenças nas densidades e riquezas quanto aos trechos dos igarapés e quanto às espécies de folhas.

Foi utilizada uma ANOVA para avaliar se houve diferença nas concentrações de lignina e dureza entre as espécies de liteira. Para observar a relação entre densidade e riqueza de organismos e a concentração de lignina foi realizada uma Regressão Linear Simples.

As análises inferenciais foram feitas no Programa Systat 10.2 (Wilkinson, 1998).

Resultados.

Química da água

Os teores de fosfato e fósforo total variaram entre os três trechos do Igarapé Ponta Verde ($p = 0,01$; $F = 9,5$; $p = 0,03$; $F = 7,1$, respectivamente), de modo que o primeiro trecho (PV1), ou seja, o trecho mais próximo da pastagem apresentou maiores valores de fosfato e menores valores de fósforo total (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Características físico-químicas dos três trechos estudados do Igarapé Ponta Verde, localizados a diferentes distâncias da pastagem: PV1 está a 60 m da pastagem; PV2 está a 140 m; e PV3 está a 285 m da pastagem.

Parâmetros	PV1	PV2	PV3
Largura (m)	1,0	1,2	1,2
Profundidade (cm)	0,40	0,40	0,30
Temperatura (°C)	27,6 ± 1,2	27,6 ± 1,2	27,6 ± 1,2
O ₂ Dissolvido (mg/L)	7,0 ± 2,3	5,8	6,8
pH	4,6 ± 0,7	5,6	6,3
N total (µg/L)	0,11 ± 0,06	0,17 ± 0,02	0,17 ± 0,04
NH ₄ (µg/L)	0,07 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,08 ± 0,01
Ptotal(µg/L)	0,30 ± 0,01	0,33 ± 0,01	0,32 ± 0,01
PO ₄ ²⁻ (µg/L)	0,01	0,01	0,0

Decomposição da liteira

Henriettea cf. spruceana apresentou o maior coeficiente de decomposição (k), ou seja, foi a espécie que se decompôs mais rápido, perdendo 95% do seu peso no trecho PV1, quando exposta individualmente e se decompôs completamente, dentro da mistura, no trecho PV3 (Tabela 2.2). *Licania cf. laevigata* tendeu a apresentar o menor k, mantendo mais de 79% do seu peso em todos os trechos, individualmente e dentro da mistura, após 113 dias de experimento.

Tabela 2.2. Coeficiente de decomposição ($-k \text{ dia}^{-1}$) das quatro espécies de plantas de regiões de baixio de floresta tropical úmida, quando incubadas individualmente e misturadas nos três trechos do igarapé Ponta Verde.

Espécies	PV1 (60 m da pastagem)				PV2 (140 m da pastagem)				PV3 (285 m da pastagem)			
	individual	misturada	I	II	individual	misturada	I	II	individual	misturada	I	II
<i>S. bifida</i>	0,2463	0,2198	20%	27%	0,1869	0,2668	23%	19%	0,2152	0,1842	23%	29%
<i>G. sessiliflora</i>	0,0641	0,0505	59%	64%	0,0488	0,0687	67%	68%	0,06	0,0428	66%	60%
<i>H. spruceana</i>	0,6442	0,5398	5%	2%	0,1302	0,734	43%	1%	0,3644	0,455	22%	0
<i>L. laevigata</i>	0,0264	0,022	81%	85%	0,0393	0,0378	79%	79%	0,0215	0,027	85%	83%
Mistura	0,1153	-	48%	-	0,1371	-	46%	-	0,11	-	47%	-

I = Peso seco remanescente da liteira individual, II = Peso seco remanescente da liteira misturada, após 113 dias.

Não houve interação entre espécie e local ($p = 0,55$, $F = 0,9$). O peso seco remanescente da liteira (PSRL) foi estatisticamente diferente entre espécies (Fig. 2.1a) e trechos do igarapé ($p < 0,001$, $F = 43,9$) (Fig. 2.1b). *Siparuna bifida* e *H. spruceana* apresentaram o menor PSRL e *L. laevigata* apresentou o maior PSRL ao longo do experimento.

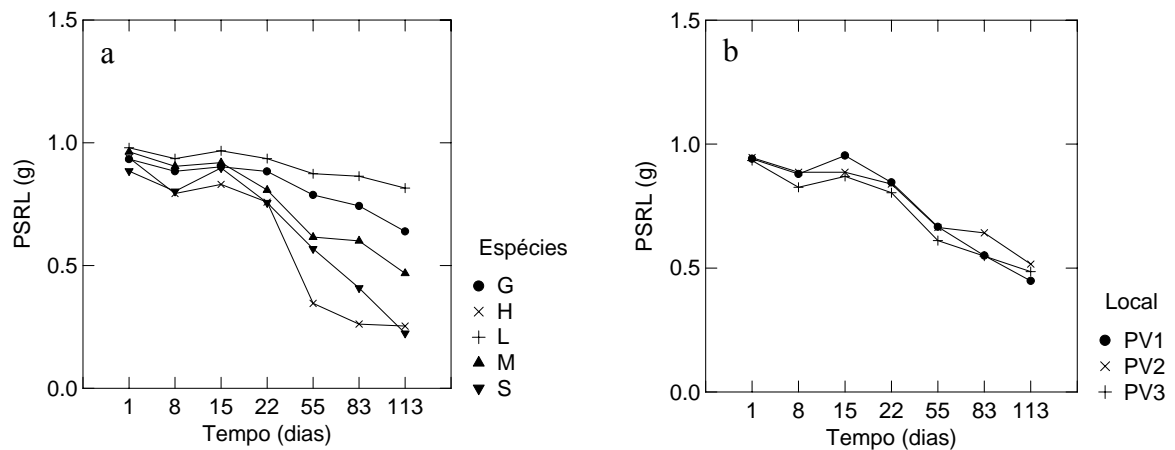


Figura 2.1. Peso seco remanescente da liteira (g) ao longo do tempo (dias) para (a) as cinco espécies estudadas: G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; S = *S. bifida* e M = mistura das quatro espécies; e (b) entre os locais: PV1 = a 60 m da pastagem, PV2 = a 140 m da pastagem e PV3 = a 285 m da pastagem. O experimento ocorreu em três trechos do Igarapé Ponta Verde, localizado na Amazônia Central, Brasil.

Não foi observada variação significativa no PSRL para cada espécie individual e misturada ($p > 0,05$). Entretanto, houve diferença significativa no PSRL entre as espécies (individualmente e misturadas) e os locais ao longo do experimento ($p < 0,001$ para todos) (Tabela 2.3). Apenas *L. laevigata* se decompôs mais lentamente dentro da mistura que individualmente. *Siparuna bifida*, *G. sessiliflora* e *H. spruceana* apresentaram decomposição mais rápida dentro da mistura. *Siparuna bifida* e *G. sessiliflora* se decomposaram mais rápido em PV2, seguido por PV3 e PV1; *Henriettea cf. spruceana* se decompôs mais rápido em PV3, seguido por PV1 e PV2; e *L. laevigata* se decompôs mais rápido em PV2, seguida por PV3 e PV1.

Tabela 2.3. Valores resultantes das ANCOVAS utilizando o peso seco remanescente da liteira como variável dependente; as espécies (individual e misturada), os trechos do igarapé e os tempos de retirada do experimento como variáveis independentes, utilizando o tempo como covariável, $n = 168$ para cada espécie, $gl = 41$.

Espécie	Interação sp*local	Ancova		
		p	F	r ²
<i>Siparuna bifida</i>	0,32	< 0.001	36,7	0,9
<i>Guatterioopsis sessiliflora</i>	0,13	< 0.001	7,1	0,7
<i>Henriettea cf. spruceana</i>	0,30	< 0.001	18,4	0,9
<i>Licania cf. laevigata</i>	0,63	< 0.001	11,0	0,8

Invertebrados aquáticos

A colonização de invertebrados aquáticos na liteira foi alta: com um total de 11.791 organismos, distribuídos em 40 *taxa*. As famílias mais abundantes foram Chironomidae (Diptera), Elmidae (Coleoptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Hydropsychidae (Trichoptera), Simuliidae (Diptera), e a sub-classe Oligochaeta. Chironomidae foi muito mais

abundante do que todos os outros organismos, representando 65,3% do total de organismos. Dos GTF, os coletores-catadores foram os mais abundantes, representando 65,9% dos organismos, seguidos pelos coletores-filtradores (30,6%), predadores (2,6%), raspadores (0,6%) e fragmentadores (0,2%).

A densidade total de invertebrados aquáticos, encontrados nos sacos de detritos, variou significativamente entre espécies de liteira e locais durante o experimento ($p < 0,001$, $F = 9,83$) (Fig. 2.2). Entretanto, quando avaliamos os fatores separadamente, o local não foi um fator determinante para a distribuição de invertebrados aquáticos ($p > 0,05$). As espécies *Siparuna bifida* e *Henriettea* cf. *spruceana* apresentaram maiores densidades de invertebrados do que *Guatterriopsis sessiliflora*, *Licania* cf. *laevigata* e a mistura. Apenas *H. spruceana* não manteve a tendência de apresentar maior densidade no trecho PV2.

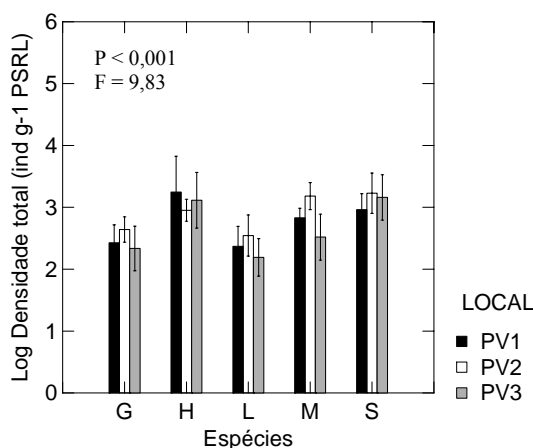


Figura 2.2. Valores médios e erro padrão do log da densidade total ($n = 411$) de invertebrados aquáticos (indivíduo por grama de peso seco remanescente da liteira), nas espécies de liteira ($S = S. bifida$; $G = G. sessiliflora$; $H = H. spruceana$; $L = L. laevigata$; e $M =$ mistura das quatro espécies), entre os locais. O experimento ocorreu em três trechos do Igarapé Ponta Verde, localizado na Amazônia Central, Brasil, durante os meses de abril a agosto de 2006. PV1 = 60 m da pastagem; PV2 = 140 m da pastagem; PV3 = 285 m da pastagem.

A riqueza total de famílias de invertebrados aquáticos encontrada nos sacos de detritos variou significativamente entre espécies de liteira e locais durante o experimento ($p < 0,001$, $F = 3,5$). A espécie *S. bifida* apresentou a maior riqueza, seguida pela mistura, *H. spruceana*, *L. laevigata* e *G. sessiliflora* (Fig. 2.3.a). Entretanto, quando avaliamos o local isoladamente, apenas observamos uma tendência de maior riqueza no trecho PV3 do que no PV2, seguida por PV1 ($p = 0,05$). A riqueza teve um aumento considerável nos primeiros oito dias, seguido por uma redução, mas começou a aumentar novamente do 15º dia até o 55º dia de experimento, quando a riqueza de espécies reduziu novamente (Fig. 2.3 b).

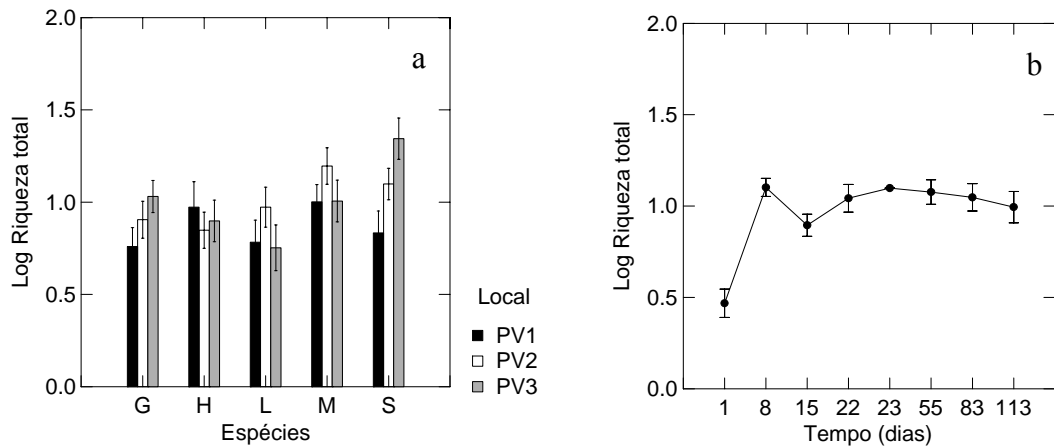


Figura 2.3 (a) Valores médios do log da riqueza total e erro padrão de invertebrados aquáticos, nas espécies de liteira, (S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies) entre locais; e (b) Variação da média do log da riqueza total ao longo do tempo do experimento, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no igarapé Ponta Verde, Amazônia Central, Brasil. PV1 = 60 m da pastagem; PV2 = 140 m da pastagem; PV3 = 285 m da pastagem.

Quando avaliamos a densidade total de invertebrados aquáticos por GTF, entre os três trechos do igarapé, apenas os coletores-catadores variaram significativamente (Kruskal – Wallis = 7,55; $p = 0,02$), ocorrendo em maior abundância no trecho PV3, seguido por PV2 e PV1 (Fig. 2.4). Enquanto que a riqueza de invertebrados aquáticos, por GTF entre locais, não diferiu entre os trechos do igarapé Ponta Verde ($p > 0,05$).

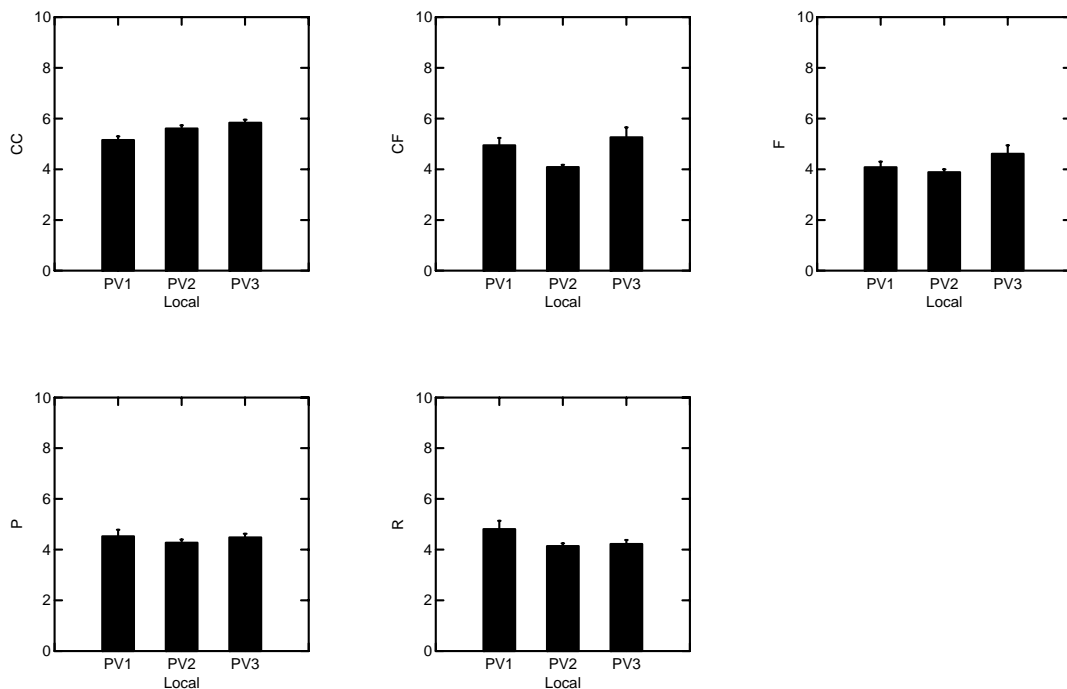


Figura 2.4. Valores médios e erro padrão da densidade total (em log) de invertebrados aquáticos encontradas na liteira submersa, em três trechos do Igarapé Ponta Verde. CC = coletores-catadores; CF = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores.

Quando avaliamos a densidade de invertebrados aquáticos por espécie da liteira, apenas a densidade de coletores-catadores e predadores variou entre os cinco tratamentos (Kruskal – Wallis coletores-catadores = 51,7, $p < 0,001$; Kruskal – Wallis predadores = 17,5, $p = 0,002$, respectivamente). *Henriettea* cf. *spruceana* apresentou maior densidade de coletores-catadores e de predadores, seguida por *S. bifida*. Enquanto que *L. laevigata* foi a espécie que apresentou a menor densidade desses grupos tróficos (Fig. 2.5).

A riqueza de coletores-catadores e de predadores também variou entre os tratamentos (Kruskal – Wallis = 28,3, $p < 0,001$; Kruskal – Wallis = 14,3, $p = 0,006$, respectivamente). *Siparuna bifida* apresentou a maior riqueza de coletores-catadores e *G. sessiliflora* apresentou a maior riqueza de predadores; novamente, *L. laevigata* apresentou a menor riqueza desses grupos (Fig. 2.6).

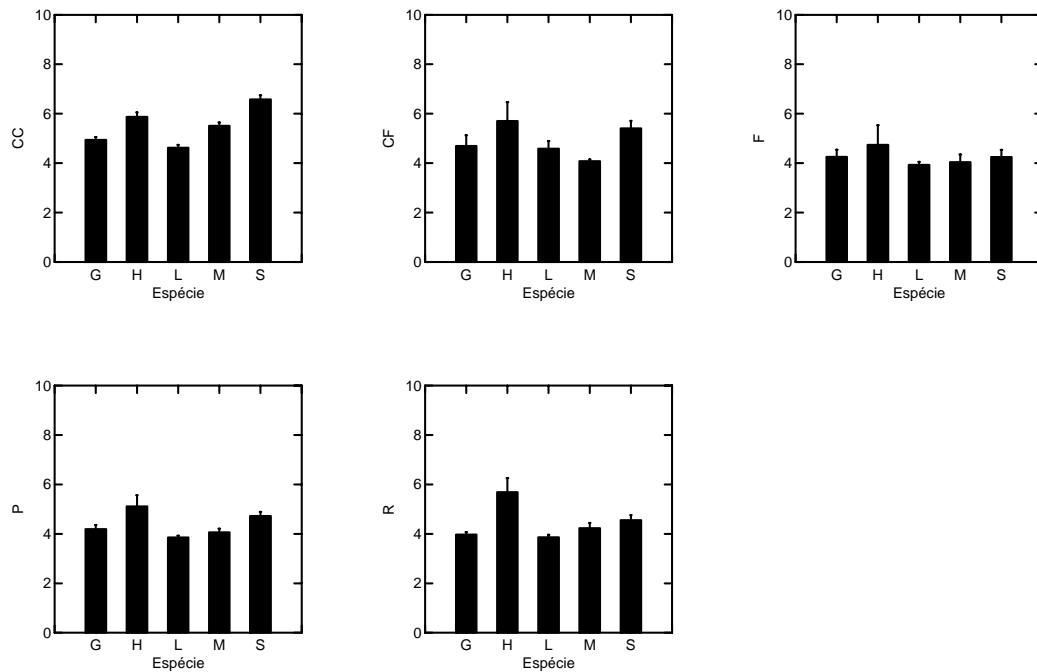


Figura 2.5. Valores médios e erro padrão do log da densidade (indivíduo por grama de peso seco remanescente da liteira) dos GTF (C-C = coletores-catadores; C-F = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores), nas espécies de liteira: S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies; ao longo do experimento que ocorreu de abril a agosto de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central, Brasil.

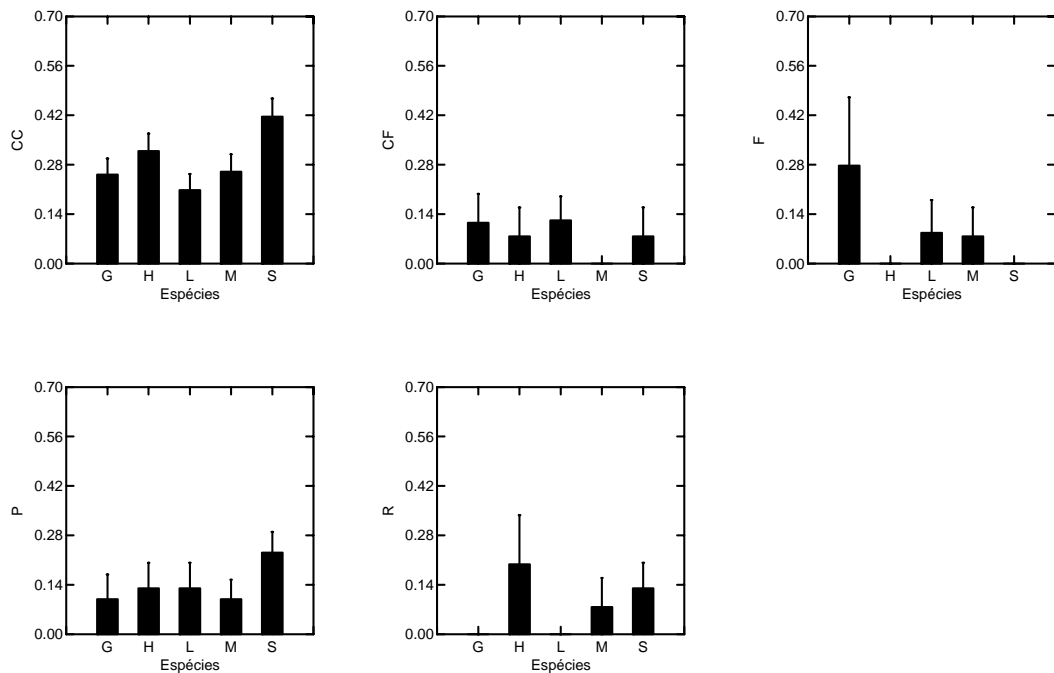


Figura 2.6. Valores médios e erro padrão do log da riqueza dos GTF (C-C = coletores-catadores; C-F = coletores-filtradores; F = fragmentadores; P = predadores; e R = raspadores), nas espécies de liteira: S = *S. bifida*; G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; e M = mistura das quatro espécies; ao longo do tempo do experimento que ocorreu de abril a agosto de 2006, no Igarapé Ponta Verde, na Amazônia Central, Brasil.

Os valores de lignina e celulose foram correlacionados ($p < 0,001$), então, optamos por apresentar os dados de % lignina/g PSRL. As espécies da liteira apresentaram diferentes teores de lignina ($p < 0,001$, $F = 17,0$). *L. laevigata* e *S. bifida* apresentaram as maiores e menores concentrações de lignina, respectivamente (Fig. 2.7.a). As espécies também apresentaram diferente resistência física ($p < 0,001$, $F = 18,9$); Por meio do teste de Tuckey observamos que *G. sessiliflora* apresentou a maior resistência, seguida por *L. laevigata*, enquanto que *S. bifida* foi a espécie menos rígida (Fig. 2.7.b).

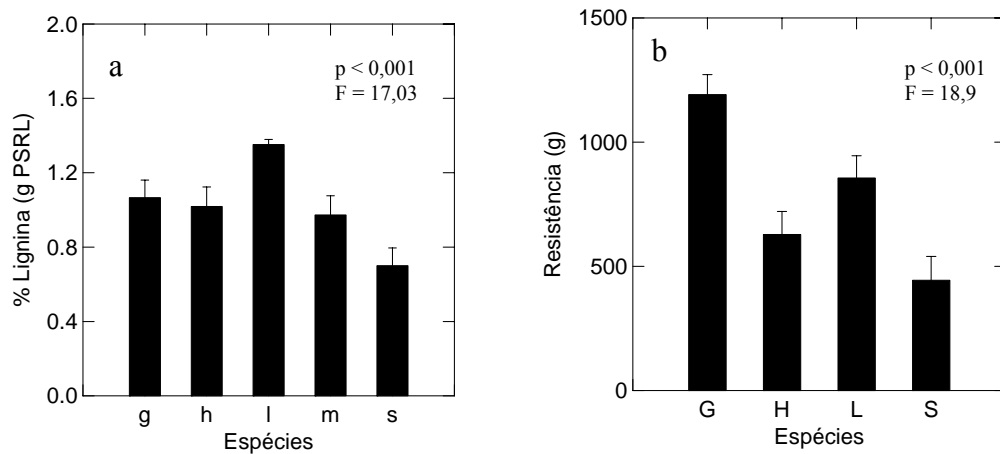


Figura 2.7. (a) Valores médios da % lignina /g PSRL, nas espécies estudadas, e (b) valores médios da resistência física (g) das espécies, G = *G. sessiliflora*; H = *H. spruceana*; L = *L. laevigata*; S = *S. bifida*; e M = mistura das quatro espécies. As linhas verticais representam o erro padrão.

A densidade (Fig. 2.8a) e a riqueza (Fig. 2.8b) de organismos foram inversamente proporcionais à concentração de lignina na liteira ($p < 0,001$, $F = 36,6$ e $p = 0,002$, $F = 10$ respectivamente).

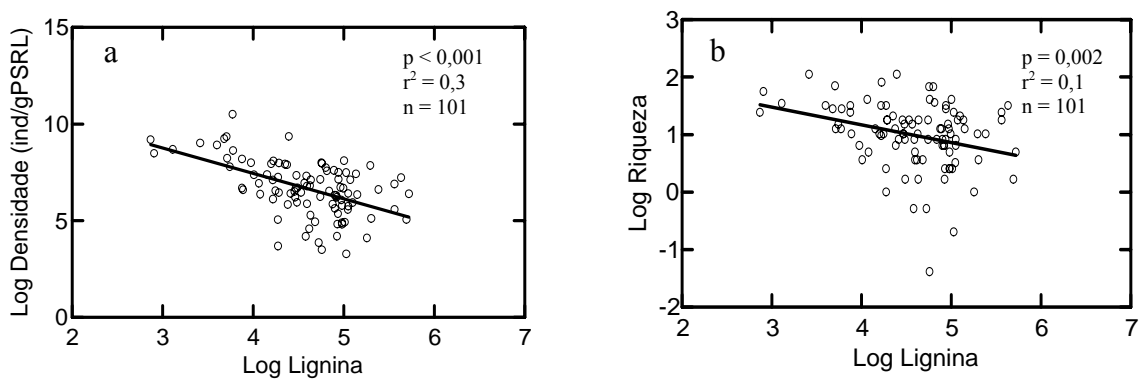


Figura 2.8. (a) Relação entre log da densidade (ind.g⁻¹PSRL) de invertebrados aquáticos, e (b) log da riqueza de organismos com o log da lignina na liteira.

Discussão

O trecho PV1, do igarapé Ponta Verde, que era o trecho mais próximo da pastagem (a 60 m), apresentou maiores teores de fosfato e menores de fósforo total comparado aos outros dois trechos. A maior concentração de fosfato provavelmente é resultante do incremento desse íon no pasto (Neill *et al.*, 2001), que é necessário para a criação extensiva de bovinos. Apesar da diferença nas concentrações de fósforo total, em nenhum dos locais os teores ultrapassaram os limites de rios não perturbados em regiões neotropicais, isto é, $< 10 \mu\text{g L}^{-1} \text{PO}_4^{-3}\text{-P}$,

(Rosemond *et al.*, 2002; Neill *et al.*, 2006). Em geral, as diferenças nas concentrações de nutrientes entre áreas de pastagem e floresta, são mais pronunciadas durante o período seco quando sua diluição na água do igarapé é menor (Neill *et al.*, 2001). Nosso experimento ocorreu, na maior parte do tempo, no período chuvoso e talvez isto tenha impedido que observássemos maiores diferenças nas características abióticas entre os trechos estudados.

Todas as espécies de folhas usadas apresentaram decomposição rápida, segundo a classificação de Petersen & Cummins (1974). *Henriettea* cf. *spruceana* se decompôs mais rápido, sendo a única dentre as espécies que se decompôs completamente em algum dos trechos do igarapé. *Licania* cf. *laevigata* foi a espécie com decomposição mais lenta, mantendo mais de 79% do seu peso original, após 113 dias de experimento.

Quando comparamos o peso seco remanescente da liteira (PSRL) entre espécies individuais e na mistura, não observamos variação significativa; entretanto, quando esses fatores foram avaliados associados ao local ao longo do experimento, as espécies se comportaram de modo diferenciado. A interação entre as quatro espécies, combinada com esses fatores, acelerou o processo de decomposição de *Siparuna bifida*, *Guatteropsis sessiliflora* e *H. spruceana* e retardou o tempo de decomposição de *L. laevigata*. O efeito da interação entre diferentes espécies sobre o seu tempo de decomposição foi relatado por alguns autores (Leroy & Marks, 2006; Gartner & Cardon, 2004; Kobayashi & Kagaya, 2004); segundo eles, a mistura de detritos forma um maior número de microhabitats e, conseqüentemente, abriga um maior número de micro e macrorganismos associados, implicando em diferenças na decomposição.

A espécie da folha e o trecho do igarapé, ao longo do tempo do experimento, foram fatores que explicaram a perda de PSRL. Apesar do local, por si só, não ser o mais importante fator responsável pela decomposição, certamente ele exerceu influência no processo. Segundo Walker (1985) e Melack & Forsberg (2001) a baixa concentração de N e P nos corpos d'água amazônicos é um fator limitante para a produtividade; então, o incremento de nutrientes no igarapé pode ter, de algum modo, favorecido a comunidade microbológica.

Características da espécie também foram importantes. Ao contrário de Aerts & De Calwe (1997), nós encontramos uma relação significativa ($p < 0,05$) entre decomposição e concentração de lignina: as espécies que possuíam maior concentração de lignina (*L. laevigata*, *G. sessiliflora* e a mistura) chegaram ao final do experimento com mais de 50% da concentração de lignina inicial. Isto corrobora os resultados de Berg (2000) que, em estudos em florestas temperadas, sugeriu que nos estágios tardios a decomposição é direcionada pela

degradação da lignina. Compostos estruturais, como lignina e celulose, e a dureza das folhas são consideradas características importantes e capazes de determinar a preferência alimentar de invertebrados decompositores (Gessner & Chauvert, 1994; Hoorens, 2003; Balseiro & Albariño, 2006). Esses fatores apresentaram relação com a densidade e riqueza de organismos sugerindo que metabólitos secundários e a resistência física das folhas são efetivos na diminuição da palatabilidade da liteira para os fragmentadores, prejudicando direta ou indiretamente o condicionamento microbiológico, corroborando os resultados de Graça, Ferreira & Coimbra (2001). Então, tanto as características do trecho do igarapé quanto às características químicas e físicas da liteira, considerando o tempo como potencializador dessas características, exerceram uma importante influência na decomposição, conforme predito por Casas & Gessner (1999), Wantzen & Wagner (2006) e Gonçalves, Graça & Callisto (2006).

Em geral, insetos herbívoros são mais limitados por nutrientes do que por energia, e é sabido que micélios dos fungos colonizando a liteira podem aumentar o seu conteúdo nutricional em até 7%, de modo que, considerando os níveis de N, os fungos são mais atrativos aos insetos aquáticos do que as folhas (Graça, 2001). Isso explica porque a densidade de invertebrados aquáticos é baixa nos estágios iniciais da decomposição. A liteira recém caída no ambiente aquático, que normalmente não sofreu um condicionamento pelos microrganismos, e folhas no estágio final da decomposição, não são atrativas nutricionalmente ou não oferecem um microhabitat seguro para os invertebrados (Walker, 1992; Nessimian *et al.*, 1998; Albarino & Balseiro, 2002).

A densidade total de invertebrados aquáticos variou significativamente entre as espécies da liteira e local durante o experimento. O trecho PV1 (a 60 m da pastagem) apresentou menor densidade de coletores-catadores, porém apresentou 10 vezes mais Chironomidae do que os outros locais, o que pode ser um efeito da pastagem e da melhor utilização do fosfato disponível. Similarmente Moulton & Magalhães (2003), estudando o funcionamento de um ecossistema sob impacto ambiental, observaram que Chironomidae era mais abundante em riachos impactados de Mata Atlântica.

A riqueza total de invertebrados aquáticos variou significativamente entre espécies, local e tempo, sendo *S. bifida* a espécie que apresentou a maior riqueza. Se os diferentes invertebrados contribuísem para processar o detrito de forma diferente, ou seja, ocupando diferentes nichos, a eficiência de utilização do recurso seria ótima (Dobson *et al.*, 2002). Porém, nossos dados indicam que os invertebrados colonizando a liteira não a estavam

utilizando como principal fonte de alimento, já que a espécie mais colonizada não apresentou o coeficiente de decomposição maior.

A densidade de invertebrados fragmentadores foi muito baixa, não representando sequer 1% dos invertebrados coletados. A maioria dos trabalhos em sistemas lóticos neotropicais tem concluído que os fragmentadores têm uma menor importância na decomposição da liteira (Rosemond, Pringle & Ramírez, 1998; Graça, 2001; Mathuriau & Chauvet 2002; Wantzen & Wagner, 2006; Rueda-Delgado, Wantzen & Tolosa, 2006; Gonçalves, Graça & Callisto, 2006), apesar de Cheshire, Boyero & Pearson, (2005) terem relatado a sua importância em córregos da Austrália. A prevalência de coletores-catadores, principalmente Chironomidae, e de predadores foi relatada em vários trabalhos como uma característica da decomposição em regiões tropicais, acreditando-se que os coletores utilizam os sacos de detritos devido ao acúmulo de matéria orgânica particulada, e não com o intuito de se alimentarem da liteira (Dobson *et al.*, 2002; Rueda-Delgado, Wantzen & Tolosa, 2006). Já os predadores agem como oportunistas, visitando ou colonizando a liteira devido à abundância de presas. Essa grande abundância de coletores-catadores e a quase inexistência de fragmentadores nos levam a acreditar que os coletores são os principais invertebrados aquáticos em regiões tropicais, envolvidos no processo de decomposição diretamente, utilizando a liteira como recurso alimentar ou indiretamente, tornando-a enriquecida para outros organismos.

A densidade e a riqueza de invertebrados, quando analisadas apenas entre locais, não variaram significativamente. Os trechos do igarapé eram de regiões de cabeceira, estando totalmente sujeitos às alterações de fluxos pontuais (causados por picos diários de chuva) e contínuos (pulsos de inundação). Durante a estação chuvosa, praticamente toda a área do baixio se incorporou ao leito do igarapé. Provavelmente, os invertebrados aquáticos têm uma adaptação a esses pulsos. Nessimian *et al.* (1998) observaram alta abundância e riqueza de organismos durante o período chuvoso, quando os igapós estão com suas áreas alagáveis submersas apresentando maior disponibilidade de microhabitats. Talvez o impacto causado pela pastagem não tenha sido um fator limitante para a comunidade de invertebrados aquáticos, devido ao pulso de inundação, que coincidiu com grande parte do período do experimento. Segundo Biggs, Dunne & Muraoka (2006) o aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo devido à pastagem são mais marcantes durante o período seco; além disso, apesar do igarapé nascer numa área de pastagem ele permanece apenas cerca de 150 m na pastagem e na maior parte do seu percurso está inserido em área com ampla vegetação ripária. Acreditamos que essa vegetação esteja agindo como um filtro dos nutrientes liberados pela pastagem, minimizando o impacto que poderia alterar os fatores abióticos

(disponibilidade de nutrientes, temperatura, turbidez, dentre outros) e os fatores bióticos (comunidade de macro e microrganismos) dos trechos do igarapé. Também, se tivéssemos conseguido amostrar mais próximo da pastagem, talvez seu efeito fosse mais evidenciado.

As espécies da liteira e o trecho do igarapé, associados ao tempo, compõem um bom modelo para explicar a decomposição da liteira e a diversidade dos organismos associados. Os invertebrados utilizem a liteira não só como recurso alimentar, mas, também como abrigo. Então, a liteira tem um papel importante na manutenção da fauna de igarapés de cabeceira e alterações dessas áreas podem restringir a comunidade de invertebrados aquáticos a organismos mais generalistas, basicamente Oligochaeta e Chironomidade. Estudos sobre decomposição em regiões neotropicais vêm crescendo, mas ainda pouco se sabe sobre o papel dos fragmentadores e dos grupos tróficos em geral. Na Amazônia existem ainda poucos trabalhos sobre o assunto, enfatizando a necessidade de mais estudos que possam esclarecer outros tipos de impacto sobre os processos e comunidades dos igarapés de floresta.

Agradecimentos.

Os recursos necessários para este estudo foram providos pelo Projeto PPG7, Projeto Milênio-LBA2 e CAPES. Agradecemos à FAPEAM pela Bolsa de Mestrado de Joana D'Arc de Paula. Nossos agradecimentos à equipe do LBA e do BIONTE pelo apoio logístico, ao Natam pelo auxílio em campo e à Fernanda Oliveira pelo auxílio em laboratório.

Referências.

- Aertes, R. & De Caluwe, H. 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*, 78(1): 244-260
- Afonso, A.A.O. & Henry, R. 2002. Retention of particulate organic matter in a tropical headstream. *Hydrobiologia*, 482: 161-166.
- Albarino, R.J. & Balseiro, E.G. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 181-192

- Anderson, J.M. & Ingram, J.S. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. 2^a ed. C.A.B. International, Oxford. UK. 221pp.
- Ardón, M., Stallcup, L.A. & Pringle, C.M. 2006. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical Streams? *Freshwater Biology*, 51:618-633.
- Balseiro, E. & Albariño, R. 2006. C-N mismatch in the leaf litter-shredder relationship of an Andean Patagonian stream detritivore. *Journal North American Benthological Society*, 25 (3):607-615.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133: 13-22.
- Biggs, T.W., Dunne, T. & Muraoka, T. 2006. Transport of water, solutes and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. *Hydrological Processes*, 20: 2527-2547.
- Bunn, S.E., Davies, P.M. & Winning, M. 2003. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology*, 48: 619-635.
- Canhoto, C. & Graça, M.A.S. 1998. Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verh. International Verein. Limnology*, 26:990-993.
- Casas, J.J. & Gessner, M.O. 1999. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. *Freshwater Biology*, 41: 781-793.
- Cheshire, K., Boyero, L & Pearson, R.G. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, 50: 748–769
- Collier, K.J. & Quinn, J.M. 2003. Land-use influences macroinvertebrates community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology*, 48: 1462-1481.
- Cummins, K.W., Minshall, G.W., Sedell, J.R. Cushing, C.E. & Petersen, R.C. 1984. Stream ecosystem theory. *Verh International Verein Limnology*, 22: 1818-1827.
- Dobson, M., Magana, A., Mathooko, J.M. & Ndegwa, F.K. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics. *Freshwater Biology*, 47: 909–919
- Gartner, T.B. & Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104 (2): 230-246.
- Gessner, M.O. & Chauvet, E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*, 75: 1807-1817.
- Gessner, M.O., Chauvet, E & Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85 (2): 377-384.

- Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S, Callisto, M. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean and tropical cerrado climates. *Journal North American Benthological Society*, 25 (2): 344-355.
- Graça, M.A.S. 2001. The role os invertebrates on leaf litter Decomposition in streams – A review. *Review of Hydrobiology*, 86, 383–393.
- Graça, M.A.S, Ferreira, R.C.F & Coimbra, C.N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal North American Benthological Society*, 20 (3): 408-420.
- Graça, M.A.S & Zimer, M. 2005. Leaf toughness. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a pratical guide*, 109-113. Springer.
- Grattan II, R.M. & Suberkropp, K. 2001. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. *Journal North American Benthological Society*, 20 (1): 33-43.
- Gulis,V., Ferreira, V. & Graça, M.A.S. 2006; Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwater Biology*, 51: 1655-1669.
- Gulis, V. & Suberkropp, K. 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 48: 123-134.
- Hieber, M. & Gessner, M.O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4): 1026-1038.
- Hoorens, B, Aerts, R. & Stroetenga, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137: 578-586.
- Kaushik, N.K. & Hynes, H.B.N. 1971. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 4: 465-515.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2002. Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles in a headwater stream. *Limnology*, 3: 37-42.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2004. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of Japanese headwater stream. *Journal North American Benthological Society*, 23 (1): 78-89.
- Krusche, A.V, Ballester, M.V.R., Victoria, R.L., Bernardes, M.C., Leite, N.K., *et al.* 2005. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. *Acta Amazônica*, 35(2):197-205.

- Leroy, C.J. & Marks, J.C. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51:605-617.
- Mathuriau, C. & Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal North American Benthological Society*, 21 (3): 384-396.
- Melack, J.M. & Forsberg, B.R. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and Associated Wetlands. P.235-274. In McClain, M.E., Victoria, R.L. & Richey, J.E. (eds). *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 862 p.
- Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Guyot, J.L. & Etcheber, H. 2003. Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrological Process*, 17: 1329-1344.
- Moulton, T.P. & Magalhães, S.A.P. 2003. Responses of leaf processing to impacts in stream in Atlantic rain forest, Rio de Janeiro, Brasil – A test of the biodiversity – ecosystem functioning relationship? *Brazilian Journal of Biology*, 63(1):87-95.
- Murphy, J.F. & Giller, P.S. 2000. Seasonal dynamics of macroinvertebrates assemblages in the benthos and associated with detritus packs in two low-order streams with different riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 43: 617-631.
- Neill, C., Deegan, L.A., Thomas, S.M., Hauptert & Cerri, C.C. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11 (6): 1817-1828.
- Neill, C., Deegan, L.A., Thomas, S.M., Hauptert, C.H, Kusche, A.V., Ballester, V.M. & Victoria, R.L. 2006. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. *Hydrological Processes*, 20: 2563-2580.
- Nessimian, J.L., Dorvillé, L.F.M., Sanseverino, A.M. & Baptista, D.F. 1998. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, XV (1/2): 35-50.
- Pearson, R.G. & Connolly, N.M. 2000. Nutrient enhancement, food quality and community dynamics in a tropical rainforest stream. *Freshwater Biology*, 43: 31-42.
- Pérez, G.R. 1988. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo Fen. Colombia/Colciencias, Universidade de Antioquia, 132p.
- Pes, A.M.O., Hamada, N. & Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49(2): 181-204.

- Petersen, R.C.Jr., Cummins, K.W. & Ward, G.M., 1974. Leaf processing in a woodland stream ecosystem. *Freshwater Biology*, 4:343-368.
- Ribeiro, M.N.G. & Adis, J. 1984. Local rainfall variability- a potential bias for bioecological studies in the Central Amazonian. *Acta Amazonica*, 14:159-174.
- Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39: 515-523.
- Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A., Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2002. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology Oceanography*, 47 (1): 278-289.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. & Tolosa, M.B. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal North American Benthological Society*, 25 (1): 233-249.
- Swan, C.M. & Palmer, M.A. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal North American Benthological Society*, 23 (1): 15-28.
- Townsend, C.R. & Riley, R.H. 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, 41: 393-405.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Walker, I. 1985. On the structure and ecology of the micro-fauna in the Central Amazonian forest stream "Igarapé da Cachoeira". *Hydrobiologia*, 122: 137-152.
- Walker, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientia*, 43: 279-286.
- Walker, I. 1992. The benthic litter habitat with its sediments load in the inundation forest of the Central Amazonian blackwater river Tarumã Mirim. *Amazoniana*, XII (2): 143-153.
- Wantzen, K.M. & Wagner, R. 2006. Detritus processing by invertebrates shredders: a neotropical temperate comparison. *Journal North American Benthological Society*, 25 (1): 216-232.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J. L., Hutchens, J.J. & D'Angelo, D.J. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology*, 41, 687-705.
- Wiggins, G.B. 1977. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). University of Toronto and Buffalo Printed in Canada. 401 p.

Wilkinson, L. 1998. Systat: the system for statistics. Systat Inc. Evanston, Illinois, USA.

6. Conclusões

- Todas as espécies estudadas apresentaram curtos tempos de decomposição. *Henriettea* cf. *spruceana* apresentou o maior coeficiente de decomposição (k) e *L. laevigata* apresentou o menor. A mistura da liteira foi capaz de criar condições para acelerar ou retardar o processo de decomposição.
- Espécies da liteira e local, associados ao tempo, que é necessário para proporcionar uma lixiviação, condicionamento e fragmentação adequados a cada espécie, foi um bom modelo para explicar a decomposição da liteira e a diversidade de organismos.
- As características químicas (concentração de nutrientes) e físicas (dureza) da liteira foram importantes determinantes da decomposição e a disponibilidade de nutrientes esteve positivamente correlacionada com o peso seco remanescente da liteira (PSRL).
- A colonização da liteira pelos invertebrados aquáticos não variou entre os três trechos do igarapé. Os fragmentadores foram escassos, não atingindo 1% dos organismos totais. O efeito da pastagem pode ter sido tamponado devido ao pulso de inundação e à manutenção da vegetação ripária, quando a pastagem foi instalada.
- Estudos sobre decomposição em regiões neotropicais vêm crescendo, mas ainda pouco se sabe sobre os principais fatores que a direcionam, e apesar da Amazônia possuir uma extensa rede de drenagem poucos trabalhos nessa região têm tido esse enfoque.

7. Referências

- Abelho, M. & Graça, M.A.S. 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margarça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, 386: 147-152.
- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams. *The Scientific World*, 1: 656-680.

- Aertes, R. & De Caluwe, H. 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*, 78(1): 244-260
- Afonso, A.A.O. & Henry, R. 2002. Retention of particulate organic matter in a tropical headstream. *Hydrobiologia*, 482: 161-166.
- Albarino, R.J. & Balseiro, E.G. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 181-192
- Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. Londres. 388 p.
- Anderson, J.M. & Ingram, J.S. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods*. 2^a ed. C.A.B. International, Oxford. UK. 221pp.
- Benfield, E.F. 1997. Comparison of litterfall input to streams. *Journal North American Benthological Society*, 16: 104-108.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133: 13-22.
- Bradford, M.A., Tordoff, G.M., Eggers, T., Jones, T.H. & Newington, J.E. 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. *Oikos*, 99: 317-323.
- Bunn, S.E., Davies, P.M. & Winning, M. 2003. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology*, 48: 619-635.
- Callisto, M., Moretti, M., Goulart, M.D.C. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6 (1):71-82.
- Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A.O., Moreno, P. & Rosa, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.
- Canhoto, C. & Graça, M.A.S. 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34, 209-214.
- Canhoto, C. & Graça, M.A.S. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globules* 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. & Graça, M.A.S. 1998. Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verh. International Verein. Limnology*, 26:990-993

- Casas, J.J. & Gessner, M.O. 1999. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterized by travertine precipitation. *Freshwater Biology*, 41: 781-793
- Cheshire, K., Boyero, L. & Pearson, R.G. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, 50: 748–769
- Cillero, C., Pardo, I. & Lopez, E.S. 1999. Comparisons of riparian vs. over stream trap location in the estimation of vertical litter fall inputs. *Hydrobiologia*, 416: 171-179.
- Collier, K.J. & Quinn, J.M. 2003. Land-use influences macroinvertebrates community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology*, 48: 1462-1481.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B. & Taliaferro, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, 39: 24-30.
- Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43, 421-439.
- Furch, K., Junk, W.J. & Campos, Z.E.S. 1989. Nutrient dynamics of decomposing leaves from Amazonian floodplain forest species in water. *Amazoniana*, XI (1): 91-116.
- Gartner, T.B. & Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104 (2): 230-246.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. & Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85 (2): 377-384.
- Gessner, M.O. 2005. Proximate lignin and cellulose. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*, 109-113. Springer.
- Gonçalves, J.F., Graça, M.A.S., Callisto, M. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean and tropical cerrado climates. *Journal North American Benthological Society*, 25 (2): 344-355.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter Decomposition in streams – A review. *Review of Hydrobiology*, 86, 383–393.
- Graça, M.A.S., Ferreira, R.C.F. & Coimbra, C.N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal North American Benthological Society*, 20 (3): 408-420.
- Graça, M.A.S. & Zimer, M. 2005. Leaf toughness. In: M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner (eds), *Methods to study litter decomposition: a practical guide*, 109-113. Springer.
- Grattan II, R.M. & Suberkropp, K. 2001. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. *Journal North American Benthological Society*, 20 (1): 33-43.

- Hector, A., Beale, A.J., Minns, A., Otway, S.J. & Lawton, J.H. 2000. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. *Oikos*, 90: 357-371.
- Irons, J.G., Oswood, M.W., Stout, R.J. & Pringle, C.M. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32: 401-411.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2002. Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles in a headwater stream. *Limnology*, 3: 37-42.
- Kobayashi, S. & Kagaya, T. 2004. Litter patch types determine macroinvertebrate assemblages in pools of Japanese headwater stream. *Journal North American Benthological Society*, 23 (1): 78-89.
- Krusche, A.V., Ballester, M.V.R., Victoria, R.L., Bernardes, M.C., Leite, N.K., *et al.* 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.
- Lan, N.K, Asaeda, T. & Manatunge, J. 2006. Decomposition of aboveground and belowground organs of wild rice (*Zizania latifolia*): mass loss and nutrient changes. *Aquatic Ecology*, 40:13-21.
- Larned, S.T. 2000. Dynamics of coarse riparian detritus in a Hawaiian stream ecosystem: a comparison of drought and post-drought conditions. *Journal North American Benthological Society*, 19 (2): 215-234.
- Malavolta, E. & Netto, A.V., 1989. Nutrição mineral, calagem, gessagem e adubação dos citros. Associação Brasileira para Pesquisa do Potássio e do Fósforo, Piracicaba, São Paulo. 201pp.
- Mathuriau, C. & Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal North American Benthological Society*, 21 (3): 384-396.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 862 p.
- Meyer, J.L. 1980. Dynamics of phosphorus and organic matter during leaf decomposition in a forest stream. *Oikos*, 34:44-53.
- Moreira-Turcq, P., Seyler, P., Guyot, J.L. & Etcheber H. 2003. Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrological Process*, 17: 1329-1344

- Nessimian, J.L., Dorvillé, L.F.M., Sanseverino, A.M. & Baptista, D.F. 1998. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, XV (1/2): 35-50.
- Pearson, R.G. & Connolly, N.M. 2000. Nutrient enhancement, food quality and community dynamics in a tropical rainforest stream. *Freshwater Biology*, 43: 31-42.
- Pérez, G.R. 1988. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo Fen. Colombia/Colciencias, Universidade de Antioquia, 132p.
- Pes, A.M.O., Hamada, N. & Nessimian, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49(2): 181-204.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J. & Elósegui, A. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal North American Benthological Society*, 16 (3): 602-611.
- Resh, V.H., Myers, M.J. & Hannaford, M.J. 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Grimm, N.B. (eds), *Methods in Stream Ecology*, 647-667. Copyright Academic Press, Inc.
- Ribeiro, M.N.G. & Adis, J. 1984. Local rainfall variability- a potencial bias for bioecological studies in the Central Amazonian. *Acta Amazonica*, 14:159-174.
- Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39: 515-523.
- Rosemond, A.D., Pringle, C.M., Ramírez, A., Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2002. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology Oceanography*, 47 (1): 278-289.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. IN: D.M. Rosenberg, & V.H. Resh. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, pp.1-9.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. & Tolosa, M.B. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal North American Benthological Society*, 25 (1): 233-249.
- Stallcup, L.A., Ardón, M., Pringle, C.M. 2006. Does nitrogen become limiting under high-P conditions in detritus-based tropical streams? *Freshwater Biology*, 51:1515-1526.
- Suberkropp, K., Godshalk, G.L., Klug, M. J. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*, 57:720-727.

- Suberkropp, K. 1998. Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes growing on leaf litter. *Mycological Research* 102: 998-1002.
- Swan, C.M. & Palmer, M.A. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal North American Benthological Society*, 23 (1): 15-28.
- Tibbets, T.M. & Molles Jr., M.C. 2005. C:N:P stoichiometry of dominant riparian trees and arthropods along the Middle Rio Grande. *Freshwater biology*, 50:1882-1894.
- Townsend, C.R. & Riley, R.H. 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, 41: 393-405.
- Trancoso, R. 2006. Mudanças na cobertura da terra e alterações na resposta hidrológica de bacias hidrográficas na Amazônia. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 132p.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. And, Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137.
- Vieira, L.S. 1988. Manual da Ciência do Solo. 2ª edição, Editora Agronômica Ceres Ltda, Piracicaba, 84 pp.
- Walker, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientia*, 43: 279-286.
- Walker, I. 1992. The benthic litter habitat with its sediments load in the inundation forest of the Central Amazonian blackwater river Tarumã Mirim. *Amazoniana*, XII (2): 143-153.
- Wantzen, K.M., Wagner, R., Suetfeld R. & Junk, W.J. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1-7.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-594.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J. L., Hutchens, J.J. & D'Angelo, D.J. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology*, 41, 687-705.
- Wiggins, G.B. 1977. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). University of Toronto and Buffalo Printed in Canada. 401 p.

Wilkinson, L. 1998. SYSTAT: The system for statistics. Evanston, Illinois, USA., SYSTAT Inc.

8. *Anexos*

8.1. Regras de formatação da revista escolhida

Freshwater Biology: <http://www.blackwellpublishing.com/submit.asp?ref=0046-5070>

Qualis A; Fator de impacto – 2797.

SUBMISSION GUIDELINES

A single file should be prepared containing the title page, summary, text, acknowledgements, references and tables (see guidelines below). Additional files may be created for each figure. DOS or Windows operating system and Word Perfect or Word for Windows word-processing packages should be used to prepare the text file.

Please leave the right-hand margin unjustified•

Turn the hyphenation option off•

Use tabs, not spaces to separate data in tables

(a) *Title page*. This should include the title, list of authors names, institute or laboratory of origin, name, postal address and email address of the author to whom proofs should be sent, an abbreviated title for use as a running head line and five keywords, which should be relevant for literature searching and each normally comprising not more than two words.

(b) *Summary*. All papers should include a summary, in short numbered paragraphs, limited to about 3% of the length of the text, and in any case to not more than 500 words. This should provide a concise statement of the scope of the work and its principal findings and be fully intelligible without reference to the main text.

(c) *Introduction*. This should contain a clear statement of the reason for doing the work, outlining essential background information but should not include either the results or conclusions.

(d) *Methods*. This should be concise but provide sufficient details to allow the work to be repeated. **Product and manufacturer names:** Where specific named materials/products are mentioned or named equipment used (including software packages), these should be identified by their manufacturer, followed by the manufacturer's location (e.g. town, state,

country), or a source reference should be given if a standard or replicated procedure is being followed or uses.

(e) *Results*. This should not include material appropriate to the Discussion.

(f) *Discussion*. This should highlight the significance of the results and place them in the context of other work.

(g) *Acknowledgments*.

(h) *References*.

(i) *Tables*.

(j) *Figure legends*.

(k) *Illustrations*. The original drawings should not be sent until the Editor requests them.

Please see section on Tables, Figures and Illustrations for further information on electronic submission of artwork.

8.2. Tabelas dos invertebrados aquáticos, associados à liteira, encontrados durante o experimento

Tabela A. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos taxa de invertebrados aquáticos associados à folha de *Siparuna bifida*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV1), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	50.16	391.06	7.99	714.93	491.88	5090.92	329.49
Arthropoda								
Arachnida								
Hidracarina	p	10.16	32.40	-	11.31	-	71.68	373.26
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	10.16	-	27.33	-	-	203.43	158.77
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	-	-	35.84	-
Chironomidae	c-c	123.88	724.75	296.28	162.65	318.26	5376.30	8681.07
Empididae	p	-	-	-	-	-	35.84	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	-	297.22	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	10.16	-	-	-	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	82.48	10.12	-	-	35.84	499.82
Trichoptera								
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	-	87.12	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	71.68	236.90
Odontoceridae	r	-	10.25	-	-	-	107.53	46.30
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	-	35.84	-
Odonata								
Perilestidae	p	9.51	-	-	-	-	-	-
Plecoptera								
Perlidae	p	9.51	-	-	-	-	-	-

Tabela B. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos taxa de invertebrados aquáticos associados à folha de *Siparuna bifida*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV2), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	10.25	228.20	656.81	3042.58	2017.82	2558.27	125.00
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Palaemonidae	f	-	11.57	-	-	-	-	-
Arachnida								
Hidracarina	p	51.31	11.57	20.08	-	-	17.01	193.97
Insecta								
Coleoptera								
Dytiscidae	p	-	11.57	-	-	-	-	-
Elmidae	c-c	-	-	-	-	-	343.93	136.52
Gyrinidae	p	-	-	-	12.38	-	-	-
Hydrophilidae	-	-	-	11.16	-	-	-	68.49
Scirtidae	f	-	-	11.16	-	-	-	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	-	13.37	16.78	69.44
Chironomidae	c-c	93.92	457.44	871.97	2389.87	1666.27	4303.36	8984.16
Empididae	p	-	-	-	11.68	-	17.01	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	-	-	12.38	-	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	55.94	44.69	119.14	16.45	152.15	212.44
Trichoptera								
Helicopsychidae	r	-	-	-	11.21	-	17.01	-
Odontoceridae	r	-	11.57	-	-	16.45	17.01	-
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	11.68	16.45	-	69.44

Tabela C. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Siparuna bifida*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 2ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV3), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	356.53	583.72	1292.20	2108.65	2595.31	37.31
Arachnida								
Hidracarina	p	20.06	-	-	-	55.83	-	42.37
Insecta								
Coleoptera								
Dytiscidae	p	-	-	10.16	-	-	-	-
Elmidae	c-c	-	84.34	-	13.02	458.88	229.55	195.27
Hydrophilidae	p	-	14.37	-	26.46	46.30	73.62	52.08
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	23.93	10.50	-	62.64	-	94.46
Chironomidae	c-c	19.81	408.05	708.61	2081.68	5067.91	2758.21	3774.98
Empididae	p	-	-	-	-	32.68	-	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	46.30	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	40.70	20.62	-	39.49	-	83.33
Leptophlebiidae	c-c	-	50.25	52.36	166.20	148.42	173.91	284.37
Leptohyphidae	c-c	-	-	-	-	-	-	37.31
Trichoptera								
Calamoceratidae	f	-	-	-	-	23.15	-	-
Helicopsychidae	r	-	-	-	12.02	-	57.97	-
Leptoceridae	f	-	-	-	13.02	-	-	42.37
Odontoceridae	r	-	14.37	21.28	-	23.15	28.99	104.87
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	32.68	-	-
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	57.63	-	-
Odonata								
Aeshnidae	p	-	14.37	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	p	-	-	-	13.02	-	-	-
Libellulidae	p	-	-	-	-	-	-	94.46
Polythoridae	p	-	-	-	-	23.15	-	-
Plecoptera								
Perlidae	p	-	14.37	-	-	17.24	-	-

Tabela D. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Guatterioopsis sessiliflora*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV1), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	38.59	321.86	-	31.52	10.37	168.74	16.34
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	-	-	-	-	-	30.31
Arachnida								
Hidracarina	p	-	21.20	-	-	-	-	29.24
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	31.15	9.69	-	23.94	24.39	61.73
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	10.16	-	-	-	-	15.43
Chironomidae	c-c	58.66	775.12	30.74	114.81	513.90	131.63	2500.06
Empididae	p	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	9.80	-	-	27.62
Tabanidae	p	-	-	-	-	-	-	15.43
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	70.56	-	-	-	-	30.31
Leptophlebiidae	c-c	-	-	-	-	-	-	140.51
Lepidoptera								
Noctuidae	f	-	-	-	10.25	-	-	-
Odonata								
Calopterygidae	p	-	-	-	-	-	-	15.43
Coenagrionidae	p	-	-	-	-	-	-	15.43
Plecoptera								
Perlidae	p	-	-	-	-	11.63	-	30.31
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	22.32	-	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	-	15.43
Leptoceridae	f	-	-	-	-	-	-	14.88
Odontoceridae	r	-	-	19.97	-	24.63	-	14.88

Tabela E. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Guatterioopsis sessiliflora*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV2), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	127.75	77.00	258.77	157.60	77.81	25.33
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	-	-	10.42	-	-	-
Arachnida								
Hidracarina	p	9.40	-	-	-	-	-	-
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	-	-	20.49	11.11	-	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	61.82	-	-	-
Chironomidae	c-c	28.91	225.11	428.09	249.07	926.54	184.48	2718.87
Empididae	p	-	-	-	-	11.11	-	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	-	-	11.52
Stratiomyidae	c-c	-	-	-	10.25	-	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	28.18	19.92	9.54	-	-	-	-
Leptohyphidae	c-c	-	-	-	-	-	-	13.81
Leptophlebiidae	c-c	-	-	58.11	20.83	12.02	-	-
Trichoptera								
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	45.35	-	13.30
Odontoceridae	r	-	9.96	-	-	21.82	-	13.81
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	-	-	15.15
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	22.47	-	-

Tabela F. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Guatterioopsis sessiliflora*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 2ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV3), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	92.34	317.70	152.15	69.44	303.09	26.88
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	-	-	-	23.04	-	-
Arachnida								
Hidracarina	p	-	19.93	-	30.53	46.14	-	-
Insecta								
Coleoptera								
Dytiscidae	p	-	10.12	-	10.25	-	-	-
Elmidae	c-c	-	-	-	-	34.56	50.92	14.12
Salpingidae	f	-	-	-	-	11.52	-	-
Staphylinidae	p	-	-	10.16	-	-	-	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	-	-	-	13.44
Chironomidae	c-c	18.05	213.15	266.00	419.37	1681.55	100.93	488.34
Empididae	p	-	-	-	-	23.09	-	-
Simuliidae	c-f	-	10.12	-	-	685.17	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	9.03	9.96	-	10.04	11.57	-	28.25
Leptophlebiidae	c-c	-	-	-	10.04	80.91	-	-
Trichoptera								
Helicopsychidae	r	-	9.80	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	c-f	-	9.80	-	-	266.50	-	-
Odontoceridae	r	-	-	10.42	10.04	-	-	-
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	69.12	-	-
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	208.12	-	-
Odonata								
Coenagrionidae	p	-	-	-	-	-	-	13.44
Polythoridae	p	-	-	-	-	11.57	-	-
Plecoptera								
Perlidae	p	-	-	-	-	34.72	-	-

Tabela G. Densidade (ind.g^{-1} PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Henriettea cf. spruceana*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV1), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	19.72	1007.69	19.80	74.08	189.31	153703.70	83.33
Arthropoda								
Hidracarina	p	-	-	10.08	-	48.08	6666.67	-
Insecta								
Coleoptera								
Dytiscidae	p	-	-	-	-	16.23	-	-
Elmidae	c-c	-	-	9.80	-	-	14000.00	-
Diptera								
Chironomidae	c-c	110.62	1515.42	663.26	-	1965.26	590666.67	26416.67
Ceratopogonidae	c-c	-	45.21	10.08	-	-	6666.67	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	55.56	26666.67	-
Empididae	p	-	-	-	-	48.08	-	-
Stratiomyidae	c-c	-	-	-	-	-	10000.00	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	80.60	-	-	67.31	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	194.39	30.24	-	-	16370.37	-
Odonata								
Libellulidae	p	-	11.68	-	-	-	-	-
Plecoptera								
Perlidae	p	-	-	-	-	-	370.37	-
Trichoptera								
Glossosomatidae	r	-	-	-	-	-	-	83.33
Leptoceridae	f	-	10.50	-	-	-	-	-
Odontoceridae	r	-	-	-	-	-	1037.04	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	94888.89	-
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	19.23	-	83.33
Polycentropodidae	c-f	-	11.85	-	-	-	-	-
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	-	-	83.33

Tabela H. Densidade (ind.g^{-1} PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Henriettea cf. spruceana*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV2), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	208.03	471.58	1205.36	1173.17	318.83	310.15
Arthropoda								
Hidracarina	p	9.92	-	-	-	27.78	-	-
Insecta								
Coleoptera								
Scirtidae	f	-	-	-	-	26.32	-	-
Diptera								
Chironomidae	c-c	187.53	654.73	849.30	1393.79	2494.18	349.51	1235.15
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	10.96	-	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	21.65	12.69	12.63	-	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	21.91	192.75	65.26	150.84	-	44.64
Odonata								
Calopterygidae	p	-	-	-	-	26.32	-	-
Trichoptera								
Odontoceridae	r	-	-	-	11.16	-	-	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	66.67	-
Calamoceratidae	f	-	-	12.69	-	-	-	-

Tabela L. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Licania* cf. *laevigata*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV2), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	124.00	74.93	156.42	9.58	86.32	-
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	-	-	19.76	-	-	-
Arachnida								
Hidracarina	p	-	-	9.19	-	-	-	23.26
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	-	-	-	-	10.78	11.42
Hydrophilidae	p	-	9.54	9.51	-	-	-	11.42
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	-	-	10.78	-
Chironomidae	c-c	26.60	180.37	236.51	947.87	1881.49	388.07	1601.93
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	-	-	58.83	20.49	-	23.26
Leptophlebiidae	c-c	-	-	9.19	29.41	10.55	-	82.20
Odonata								
Libellulidae	p	-	-	-	-	10.55	-	-
Trichoptera								
Calamoceratidae	f	-	-	-	-	10.55	-	-
Helicopsychidae	r	-	-	-	9.88	-	-	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	-	11.85
Hydroptilidae	r	-	-	-	19.69	-	-	11.42
Hydrobiosidae	p	-	-	9.19	-	-	-	-
Odontoceridae	r	-	-	-	9.88	31.34	-	-
Philopotamidae	c-f	-	-	-	9.80	-	-	-
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	20.71	-	11.42

Tabela M. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à folha de *Licania* cf. *laevigata*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 2ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV3), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
Oligochaeta	c-c	-	49.02	47.42	115.73	41.84	33.33	10.96
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	0.00	0.00	0.00	12.69	-	-
Arachnida								
Hidracarina	p	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	11.06
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	-	9.51	9.51	12.69	11.31	10.96
Hydrophilidae	p	-	9.80	-	-	10.46	10.29	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	9.73	-	20.11	-
Chironomidae	c-c	38.07	78.43	66.22	269.25	1055.94	703.21	466.71
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	568.70	-	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	-	-	9.73	-	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	-	-	-	25.38	-	32.89
Odonata								
Calopterygidae	p	-	-	-	-	10.46	-	-
Trichoptera								
Glossosomatidae	r	-	-	-	-	-	-	10.96
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	10.73	-	-
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	38.07	-	0.00
Hydroptilidae	r	9.62	-	-	9.62	-	-	0.00
Leptoceridae	f	-	-	-	9.51	-	10.29	0.00
Odontoceridae	r	-	-	-	-	-	11.31	0.00

Tabela N. Densidade (ind.g^{-1} PSRL) dos *taxa* de invertebrados aquáticos associados à mistura das folhas das espécies *Siparuna bifida*, *Guatterriopsis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana* e *Licania* cf. *laevigata* durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PVI), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
oligochaeta	c-c	31.92	362.72	6.91	17.92	302.44	815.17	65.74
Arthropoda								
Arachnida								
Hidracarina	p	-	8.36	-	-	-	-	-
Insecta								
Coleoptera								
Dytiscidae	p	8.04	-	-	-	-	-	-
Elmidae	c-c	15.92	8.45	-	-	-	12.95	-
Gyrinidae	p	-	-	-	-	-	-	-
Hydrophilidae	p	-	16.72	-	-	11.74	-	-
Salpingidae	f	-	-	-	-	-	-	-
Scirtidae	f	-	100.33	-	-	-	-	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	-	-	-	14.37
Chironomidae	c-c	150.94	772.33	841.74	289.98	163.55	1722.02	1464.53
Empididae	p	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	47.23	-	12.95	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	24.04	51.22	8.28	-	-	-	17.12
Leptophlebiidae	c-c	15.97	42.89	53.13	-	-	-	45.86
Lepidoptera								
Noctuidae	f	-	-	-	-	9.26	-	-
Odonata								
Coenagrionidae	p	-	-	-	-	-	-	16.56
Libellulidae	p	-	8.39	-	-	-	-	-
Trichoptera								
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	12.95	-
Leptoceridae	f	8.04	-	8.06	-	-	-	14.37
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	9.26	-	31.37

Tabela O. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos taxa de invertebrados aquáticos associados à mistura das folhas das espécies *Siparuna bifida*, *Guatterriopsis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana* e *Licania* cf. *laevigata*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 1ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV2), localizado na Fazenda Esteio, na Amazônia Central – Brasil.

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
oligochaeta	c-c	-	81.96	260.79	485.77	358.73	667.97	115.05
Arthropoda								
Arachnida								
Hidracarina	p	16.03	-	-	9.33	14.45	70.03	-
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	-	-	28.32	14.79	192.54	-
Hydrophilidae	p	-	7.96	-	-	-	-	-
Scirtidae	f	-	-	-	9.33	-	-	-
Diptera								
Ceratopogonidae	c-c	-	-	-	9.36	-	28.57	17.01
Chironomidae	c-c	223.75	465.16	903.93	1393.25	2259.77	10141.62	2682.39
Empididae	p	-	-	-	-	12.76	-	-
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	14.79	-	-
Tabanidae	p	-	-	-	-	-	30.52	-
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	23.84	-	-	213.18	11.90	38.66	-
Leptophlebiidae	c-c	15.85	-	43.21	121.19	47.62	243.19	34.99
Odonata								
Calopterygidae	p	-	-	-	9.23	-	-	-
Coenagrionidae	p	-	-	-	9.33	11.90	64.13	16.34
Plecoptera								
Perlidae	p	-	-	-	-	-	16.23	-
Trichoptera								
Calamoceratidae	f	-	-	8.68	9.23	-	-	-
Helicopsychidae	r	-	-	-	-	-	109.58	16.45
Hydropsychidae	c-f	-	-	-	-	-	14.29	-
Odontoceridae	r	-	-	-	9.33	14.45	-	-
Philopotamidae	c-f	-	-	8.68	-	-	31.67	16.34
Polycentropodidae	c-f	-	-	-	-	14.45	-	34.99

Tabela P. Densidade (ind.g⁻¹ PSRL) dos taxa de invertebrados aquáticos associados à mistura das folhas das espécies *Siparuna bifida*, *Guatterriopsis sessiliflora*, *Henriettea* cf. *spruceana* e *Licania* cf. *laevigata*, durante o processo de decomposição, que ocorreu de abril a agosto de 2006, no trecho de 2ª ordem do Igarapé Ponta Verde (PV3),

Taxa	GTF	Tempo de incubação do experimento (dias)						
		1	8	15	22	55	83	113
Annelida								
oligochaeta	c-c	-	252.26	248.86	805.24	183.95	439.04	35.21
Arthropoda								
Crustaceae								
Decapoda								
Paleomonidae	f	-	-	-	-	-	-	18.66
Arachnida								
Hidracarina	p	32.79	-	-	-	-	-	-
Insecta								
Coleoptera								
Elmidae	c-c	-	-	-	18.38	111.31	22.36	126.39
Hydrophilidae	p	-	8.42	-	-	-	-	-
Diptera								
Chironomidae	c-c	-	241.74	376.38	951.01	328.99	542.18	463.04
Simuliidae	c-f	-	-	-	-	12.50	-	-
Tipulidae	p	-	-	-	-	-	-	18.66
Ephemeroptera								
Baetidae	c-c	-	11.90	8.87	9.19	-	-	-
Leptophlebiidae	c-c	-	-	53.32	130.25	21.10	26.64	-
Odonata								
Coenagrionidae	p	-	-	-	-	-	-	18.66
Gomphidae	p	-	-	-	9.19	-	-	-
Trichoptera								
Helicopsychidae	r	-	-	-	9.09	-	-	-
Hydroptilidae	r	-	-	-	-	-	12.44	-
Odontoceridae	r	-	-	-	18.28	-	-	-
Philopotamidae	c-f	-	-	-	-	14.04	-	18.66