



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós Graduação em Ecologia

**VARIAÇÃO TEMPORAL DA DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS
FOLIARES EM CÓRREGOS DE CABECEIRA NO CERRADO**

Fernanda de Araújo Bezerra

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Brasília – DF

Agosto, 2012



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós Graduação em Ecologia

**VARIAÇÃO TEMPORAL DA DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS
FOLIARES EM CÓRREGOS DE CABECEIRA NO CERRADO**

Fernanda de Araújo Bezerra

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília – DF

Agosto, 2012

Dissertação de Mestrado

FERNANDA DE ARAÚJO BEZERRA

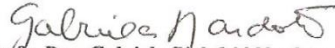
Título:

“Variação temporal da decomposição de detritos foliares em córregos de
cabeceira no Cerrado”.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
Presidente / Orientador
ECL/UnB



Prof. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto
Membro Titular
FUP/UnB



Prof. Dr. Marcelo da Silva Moretti
Membro Titular
UVV

Prof. Dr. John Du Vall Hay
Membro Suplente
ECL/UnB

Brasília, 09 de agosto de 2012.

Dedico este trabalho a minha mãe *in memoriam* por ter
sido um exemplo na minha vida!

“ Om shree saché maha prabhu

Ki jai

Paramatma ki jai

Om shanti shanti shanti om”

Om Shree Saché mantra

AGRADECIMENTOS

Agradeço antes de tudo aos meus pais, Lázara e Wilson, por todo apoio e carinho desde sempre e por acreditarem em mim. Por terem enfrentado todas as dificuldades desde que eu era criança para manterem meus estudos em boas escolas! Agradeço demais pela paciência de vocês e compreensão nos momentos de ausência! Também por terem aguentando a barulhada que faço estudando de madrugada. Hoje acho que consigo mostrar que o esforço de vocês nunca foi em vão, e mesmo sem mostrar tanto durante todos estes anos, podem ter a certeza de que isso significa muito para mim. Sem vocês não teria chegado até aqui! Mamãe, sei que mesmo não estando presente você compartilha comigo essa vitória!

À toda minha família pelo apoio e por toda a força no momento de perda mais difícil da minha vida. Por toda confiança e por sempre terem torcido por mim para que desse tudo certo nesse projeto! Um agradecimento especial à tia Dione, por estar sendo uma mãe pra mim, e a Juju, por todo carinho!

Ao professor Dr. Júnior por ter me confiado um projeto tão importante como este, que me ajudou a crescer muito e superar várias dificuldades! Agradeço por todo seu profissionalismo como orientador! Por estar sempre presente e ajudado nos momentos de dificuldade. Por ter mostrado que eu sempre posso expandir meus limites. Por ter ajudado muuuuuuito na minha dificuldade de escrita e para por as idéias no papel!

Aos queridos amigos que conheci durante esse mestrado: Diego, Diogo, Elisa e José Maurício por todo apoio nos momentos difíceis das provas e seminários e por toda alegria que passamos juntos em vários momentos! Diego obrigada por toda ajuda em arrumar o material de campo, no próprio campo, por formatar várias das minhas tabelas...Obrigada por ter investido todos os grãos de açúcar no seu bombom! Um obrigada muuuuito especial aos beibinhos, Elisa e José Maurício pela amizade e por terem me ajudado tanto nesse trabalho!

Por terem compartilhado comigo toda a dificuldade de manter esse projeto, por todo apoio no campo, por terem ajudado sempre a melhorar este projeto! A amizade de vocês tornou mais feliz meus momentos no laboratório e no campo! Sem vocês dois sei que minha dificuldade teria sido muito maior e se hoje consegui finalizar essa dissertação, muito disso devo a vocês! Vocês são muito sucesso!!!

À todos do Laboratório de Limnologia principalmente pelo apoio nos trabalhos de campo e no processamento do material pós-campo!

À Cássia por toda a ajuda nas análises de ATP e ergosterol!

À Aurea por todo apoio na etapa final do projeto, pela ajuda na estatística e por toda a paciência com minhas dúvidas!

Ao Valter e ao Flávio por toda amizade, que mesmo não fazendo parte do projeto sempre participaram e trabalharam muito nas coletas!

À todos aqueles que participaram dos trabalhos de campo ou que de certa forma me ajudaram no laboratório!

Ao Hiran por todo amor, paciência e dedicação comigo e pela compreensão nos momentos em que tive que ficar mais ausente! Obrigada por várias vezes ter ficado comigo no laboratório pesando amostras, preparando material de campo, me ajudando com o ergosterol e tudo mais! Obrigada meu bem por toda ajuda durante a escrita dessa dissertação! Obrigada pela paciência de ficar ouvindo eu comentar dos meus resultados, dos artigos e outras coisas ecossistêmicas!

À banca examinadora, Marcelo Moretti Gabriela Nardoto por terem aceitado o convite de ler e contribuírem muito com este trabalho!

À professora Mercedes Bustamante como coordenadora do PELD (Programa Ecológico de Longa Duração), ao qual este projeto esta inserido.

À CAPES pela bolsa de mestrado.

À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pelo apoio a pesquisa e pelos conhecimentos adquiridos!

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática da relação entre processos geomórficos e hidrológicos, vegetação ripária e o ecossistema aquático (Adaptado de Gregory <i>et al</i> 1991).....	6
Figura 2: Representação esquemática da estrutura e dinâmica da comunidade microbiana em um biofilme formado sobre um substrato. Modificado de Allan & Castillo, 2007.....	10
Figura 3: Representação esquemática do processamento e transferência de matéria orgânica em sistemas lóticos. Modificado de Cummins, 1974.....	11
Figura 4: Mapa da localização da Reserva Ecológica do IBGE, Jardim Botânico de Brasília e Fazenda Água Limpa.....	18
Figura 5: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Cabeça-de-Veado. Fonte: Google Maps.....	18
Figura 6: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Roncador. Fonte: Google Maps.....	19
Figura 7: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Capetinga. Fonte: Google Maps.....	19
Figura 8: Variação mensal de precipitação total (A) e temperatura média (B) durante os anos de 2010 e 2011. Dados da estação meteorológica da Reserva Ecológica do IBGE.....	21
Figura 9: Disposição dos baldes coletores nas zonas ripárias do córrego Cabeça-de-Veado (A,B), Roncador (C,D) e Capetinga (E,F), durante os períodos de seca (A, C,E) e chuva (B,D,E). Observação: note os baldes danificados devido a tromba d'água presos a vegetação ripária do lado direito da Figura 5F.	23
Figura 10: Representação esquemática da disposição dos baldes coletores ao longo do córrego formando os cinco pontos amostrais.....	24
Figura 11: Disposição das 5 fileiras de litter-bags no leito do córrego.....	25
Figura 12: Processamento dos detritos em laboratório. Retirada de discos dos detritos foliares utilizando um furador de rolhas (A), litter-bag contendo detritos (B).....	26
Figura 13: Concentração de nitrogênio e fósforo dissolvidos na coluna d'água nos córregos Cabeça de Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C) durante o período do experimento.....	36

Figura 14: Valores médios e erro padrão de porte vertical (g/m^2) obtido entre setembro de 2010 e agosto de 2011 em vegetação ripária dos córregos Cabeça-de-Veado (a), Roncador (b) e Capetinga (c). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. S= setembro, O= outubro, N= novembro, J= junho.....**38**

Figura 15: Porcentagem média e erro padrão de massa seca remanescente (eixo principal) e coeficiente de decomposição (k) (eixo secundário) dos detritos encubados nos córregos Cabeça-de-Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C) entre setembro de 2010 e agosto de 2011). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. N= novembro.....**40**

Figura 16: Média e erro padrão da biomassa microbiana total (nmoles de ATP/g MSLC) nos detritos foliares em decomposição nos Córregos Cabeça-de-Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. O= outubro, D= dezembro, Ag= agosto.....**42**

Figura 17: Média e erro padrão da riqueza de taxa de invertebrados associados aos detritos em decomposição nos córregos Cabeça-de-Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C) entre os meses de setembro de 2010 e agosto de 2011.). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. D= dezembro, Mi= maio.....**45**

Figura 18: Média e erro padrão da densidade total de invertebrados bentônicos associados aos detritos em decomposição nos córregos Cabeça de Veado (JBB-A), Roncador (IBGE-B) e Capetinga (FAL-C) entre os meses de setembro de 2010 e agosto de 2011. * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra.. O= outubro, N= novembro, J= junho, Ag= agosto, A=abril.....**48**

Figura 19: Variação temporal da biomassa (g) da comunidade de invertebrados (média e erro padrão) associados aos detritos em relação ao peso seco dos detritos (g) decomposição nos

córregos Cabeça de Veado-JBB (A), Roncador-IBGE (B) e Capetinga-FAL (C) entre setembro de 2010 e agosto de 2011). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água.....50

Figura 20: Proporção de grupos tróficos funcionais da comunidade de invertebrados associados aos detritos nos córregos Cabeça de Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C). Fr=fragmentadores, R= raspadores, P=predadores, Co-Fi= coletores-filtradores, Co=coletores-catadores.....52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos grupos funcionais. Retirado de Cummins <i>et al.</i> , 2005, com adaptações.....	12
Tabela 2. Características de levantamentos de riqueza de espécies realizados em Matas de Galeria não-inundáveis e inundáveis do cerrado.....	15
Tabela 3. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Cabeça-de-Veado mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.....	33
Tabela 4. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Roncador mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.....	33
Tabela 5. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Capetinga mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.....	34
Tabela 6 Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Cabeça-de-Veado entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios \pm erro padrão.....	85
Tabela 7. Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Roncador entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios \pm erro padrão.....	87
Tabela 8. Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Capetinga entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios \pm erro padrão.....	89
Tabela 9 .Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Cabeça-de-Veado entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=preadores; R=raspadores. Valores médios \pm erro padrão.....	91
Tabela 10. Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Roncador entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=preadores; R=raspadores. Valores médios \pm erro padrão.....	92

Tabela 11 Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Capetinga entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=preadores; R=raspadores. Valores médios ± erro padrão	93
Tabela 12. Correlação dos parâmetros avaliados nos córregos Cabeça-de-Veado, Roncador e Capetinga. Valores de <i>p</i> e força de correlação.....	56
Tabela 13: Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Cabeça-de-Veado. Valores de <i>p</i> e força de correlação.....	57
Tabela 14. Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Roncador. Valores de <i>p</i> e força de correlação.....	58
Tabela 15. Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Capetinga. Valores de <i>p</i> e força de correlação.....	59

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUÇÃO	5
2. HIPÓTESES	13
3. OBJETIVO GERAL	14
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
5. MATERIAL E MÉTODOS	14
5.1 ÁREAS DE ESTUDO	14
5.2 DESENHO EXPERIMENTAL.....	22
5.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO.....	27
5.3.1 <i>Comunidade de invertebrados</i>	27
5.3.2 <i>Biomassa microbiana total</i>	28
5.3.3 <i>Massa remanescente</i>	28
5.3.4 <i>Nutrientes dissolvidos na água</i>	29
5.4 ANÁLISES DOS DADOS	30
6. RESULTADOS	31
6.1 CARACTERÍSTICAS DOS CÓRREGOS	31
6.2 APORTE VERTICAL DE MATÉRIA ORGÂNICA	37
6.3 MASSA REMANESCENTE	39
6.4 BIOMASSA MICROBIANA.....	41
6.5 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS	43

6.5.1 Riqueza	43
6.5.2 Densidade	46
6.5.3 Biomassa	49
6.5.4 Grupos tróficos funcionais	51
6.7 CORRELAÇÕES.....	54
7. DISCUSSÃO	60
7.1 APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA	60
7.2 PERDA DE MASSA	62
7.3 MICRORGANISMOS	65
7.4 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS.....	66
8. CONCLUSÕES	69
9. PERSPECTIVAS FUTURAS.....	70
10. REFERÊNCIAS	71
ANEXO 1.....	85
ANEXO 2.....	87
ANEXO 3.....	89
ANEXO 4.....	91
ANEXO 5.....	91
ANEXO 6.....	93

RESUMO

Nos córregos de cabeceira, devido à baixa produtividade primária, os detritos foliares alóctones são a principal fonte de energia. Através do processo de decomposição dessa matéria orgânica ocorre a transferência de energia e nutrientes da vegetação ripária para teias tróficas aquáticas. Este processo é influenciado por fatores bióticos e abióticos, que por sua vez são afetados por variações temporais associadas ao clima. Sendo assim foram formuladas as seguintes hipóteses: 1-o maior aporte de matéria orgânica ocorrerá no final do período de seca; 2- as maiores perdas de massa ocorrerão durante os meses do período chuvoso. Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da variação temporal no aporte de matéria orgânica e no processamento dos detritos foliares provenientes desse aporte em córregos de cabeceira do Cerrado. O experimento ocorreu entre setembro de 2010 e agosto de 2011 nos córregos Cabeça-de-Veados (CV), Roncador (Ro) e Capetinga (Ca) localizados na APA Gama – Cabeça-de -Veados (DF). O aporte de matéria orgânica sobre cada um dos córregos foi avaliado mensalmente, sendo coletado por meio de baldes suspensos sobre os córregos. Os detritos foliares de espécies aleatórias que tiveram maior contribuição para o aporte foram incubados a cada mês, permanecendo nos córregos durante 30 dias. Em todos os córregos os maiores aportes de matéria orgânica ocorreram entre setembro e novembro, corroborando a hipótese número 1. ocorreu durante o mês de outubro. Não foram observadas diferenças significativas mensais dos coeficientes de decomposição, o que não corroborou a hipótese. A biomassa microbiana apresentou grandes oscilações mensais, com menores valores encontrados em outubro, início do período chuvoso, nas três áreas. A estrutura trófica da comunidade apresentou diferenças entre córregos, com predomínio de Coletores-filtradores nos córregos CV e Ro e de Coletores-catadores no Ca, o que

indica que a matéria orgânica particulada fina foi um recurso abundante nos litter-bags. Os fragmentadores apresentaram baixas densidades durante todo o experimento em todos os córregos, correspondendo a 5% 10% e 2% das comunidades do CV, Ro e Ca, respectivamente, mostrando a baixa contribuição deste grupo na decomposição dos detritos. As menores densidades totais de invertebrados ocorreram na durante meses de seca nos três córregos. A precipitação foi a principal variável ambiental relacionada a perda de massa, afetando negativamente a perda de massa dos detritos. Embora as variações climáticas possam exercer influência no processo de decomposição afetando as características do ambiente, outros fatores como as características de cada zona ripária parecem exercer uma maior influencia no processo de decomposição.

Palavras-chave: vegetação ripária, córrego tropical, aporte vertical, detritos misturados.

ABSTRACT

In headwater streams, due to low primary productivity, the allochthonous leaf detritus are the main source of energy. The transfer of energy and nutrients from riparian vegetation to aquatic trophic webs happens through the process of decomposition of this organic matter. This process is influenced by biotic and abiotic factors, which are affected by temporal variations associated with climate. Therefore the following hypotheses were formulated: 1-the largest input of organic matter will occur at the end of the dry season; 2-the largest mass losses will occur during the months of the rainy season. This study aimed to evaluate the effect of temporal variation in the input of organic matter and processing of leaf litter in headwater streams from Cerrado. The experiment took place between September 2010 and August 2011 in the streams Cabeça-de-Veado (CV), Roncador (Ro) e Capetinga (Ca) located in APA Gama Cabeça-de-Veado (DF). The input of organic matter on each of the streams was evaluated monthly, being collected through buckets suspended above the streams. The leaf litter of random species that had greater contribution to the intake were incubated each month, remaining in the streams for 30 days. In all streams, the largest inputs of organic matter occurred between September and November, supporting the hypothesis number 1. However, no significant differences were observed in monthly decomposition rates, which did not corroborate the hypothesis. Microbial biomass showed large monthly fluctuations, with lower values found in October, beginning of the rainy season in the three areas. The trophic structure of the community presented differences between the streams, predominantly Filtering-collector in the streams CV and Ro, and Gathering-collectors in Ca, indicating that thin particulate organic matter was an abundant resource in litter-bags. The shredders showed low densities throughout

the experiment in all streams, accounting for 5%, 10%, 2% of the communities from CV, Ro and Ca, respectively, showing the low contribution of this group in the decomposition of waste. The lowest total densities of invertebrates occurred during the dry months in the three streams. Precipitation was the main environmental variable related to weight loss, affecting negatively the mass loss of debris. Although climatic variations may influence the decomposition process affecting the characteristics of the environment, other factors such as the characteristics of each riparian zone seems to have more influence on the decomposition process.

Keywords: riparian vegetation, tropical stream, vertical input, mixed litter.

1. INTRODUÇÃO

Dentre as fitofisionomias do bioma Cerrado, as matas de galeria são formações vegetais que se encontram associadas a rios de baixa ordem, formando galerias sobre os cursos d'água (Ribeiro & Walter, 2008). Estas formações vegetais são ambientes dinâmicos, caracterizados pela heterogeneidade florística e pela dinâmica de sucessão da comunidade, em função de distúrbios naturais que levam a alterações na composição da vegetação (Felfili, 1997; Felfili *et al.*, 1999). A composição florística é influenciada diretamente pelas características ambientais como: topografia, variação anual na profundidade do lençol freático e drenagem do solo. Diante disso, as zonas ripárias podem ser classificadas como não-inundáveis, ocorrendo sobre solos bem drenados, e inundáveis, que ocorrem em solos mal drenados (Ribeiro & Walter, 2001).

As zonas ripárias apesar de representarem apenas cerca de 5% da área do Cerrado destacam-se pela sua importância para diversidade desse bioma (Felfili *et al.*, 2000). A elevada riqueza florística é tida como uma das principais características desta vegetação, uma vez que abrigam mais de 30% das espécies de plantas vasculares do Cerrado, além de serem responsáveis pela manutenção dos recursos hídricos da região (Ribeiro *et al.*, 2001). Devido à importância para preservação da diversidade biológica e manutenção de processos ecossistêmicos, as zonas ripárias são tidas como áreas de preservação permanente, protegidas por legislações específicas (Lindner & Silveira, 2003)

Zonas ripárias são ambientes altamente complexos, onde ocorre um ecótono entre o ecossistema terrestre e aquático (Gregory, 1991). Nestes sistemas há uma alta conectividade entre a vegetação ripária e o córrego, através de um constante fluxo de energia e matéria entre estes dois sistemas (Vannote *et al.*, 1980; Paetzold *et al.*, 2005;

Parron *et al.*, 2011). De acordo com Gregory *et al.*, (1991) zonas ripárias podem ser entendidas através das escalas espacial e temporal, padrões de processos hidrológicos e morfológicos, sucessão da vegetação terrestre e o ecossistema aquático. As características do meio ambiente físico, os processos ecológicos e a diversidade biológica estão altamente conectados nas zonas ripárias, onde os processos hidrológicos e ecológicos exercem uma forte influencia na estrutura e composição da biota aquática (Figura 1- Gregory *et al.*, 1991).

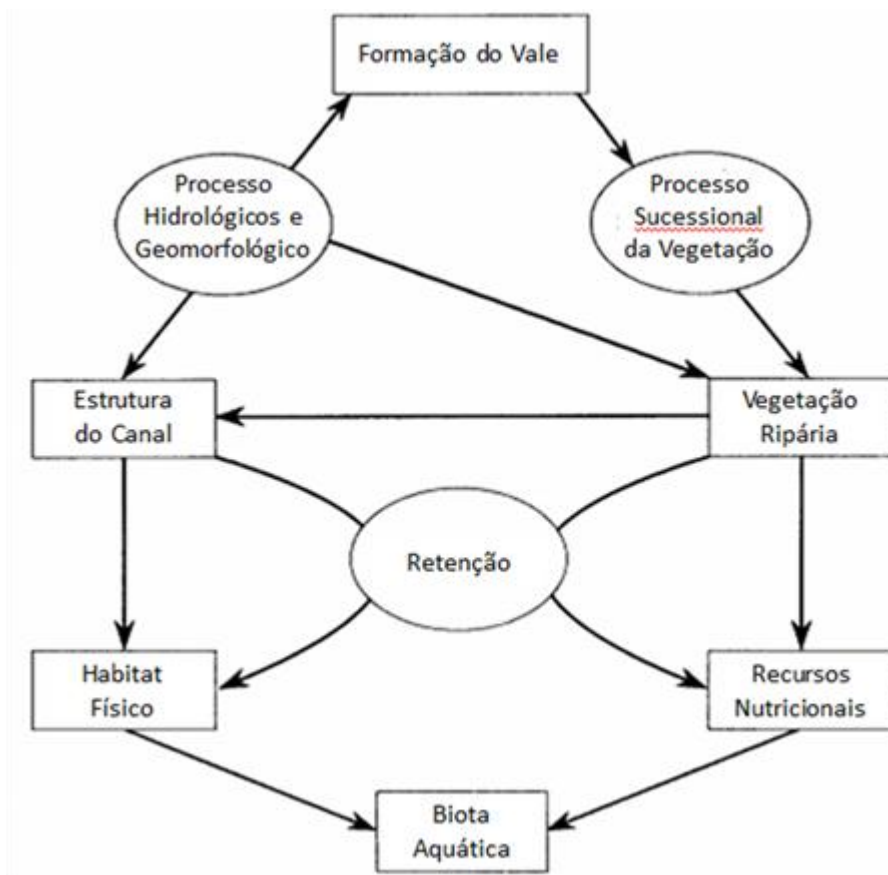


Figura 1: Representação esquemática da relação entre processos geomórficos e hidrológicos, vegetação ripária e o ecossistema aquático (Adaptado de Gregory *et al* 1991).

Em regiões de cabeceira, que incluem riachos de primeira, segunda e terceira ordem, a cobertura vegetal ripária provoca um decréscimo na quantidade de luz disponível, limitando a produtividade primária (Vannote *et al.*,1980; Hill *et al.*, 2011).

Esta característica leva a uma dependência de matéria orgânica de origem alóctone, tornando os rios de pequeno porte ecossistemas heterotróficos (Roberts *et al.*, 2007; Clapcott & Barmuta, 2010).

Em formações florestais de ambientes tropicais geralmente ocorre uma produção constante de detritos de origem vegetal, principalmente folhas, ao longo de todo o ano, variando de acordo com o tipo de vegetação (Silva *et al.*, 2007; Schessl, 2008; Silva *et al.*, 2009). Diante disso, as folhas atuam com a principal fonte de energia em córregos de cabeceira (Vannote *et al.*, 1980). A alta diversidade de plantas em zonas ripárias (Silva-Júnior *et al.* 2001; Oliveira & Felfili, 2005;) resulta na produção de detrito que varia amplamente em relação a estrutura e composição química (Moretti *et al.*, 2007 ;Mitre, 2011). O clima da região e a composição da vegetação são os principais fatores que influenciam a senescência e fenologia, o que afeta diretamente o aporte de matéria orgânica da zona ripária para o córrego (Touma *et al.*, 2009). O processamento dessa matéria orgânica (MO) alóctone através de sua decomposição conecta o funcionamento e as características da zona ripária com a dinâmica dos sistemas lóticos e suas teias tróficas através da transferência de energia e nutrientes (Hieber & Gessner, 2002).

A decomposição da MO é um processo contínuo que envolve uma complexa interação de componentes bióticos e abióticos (Gonçalves *et al.*, 2006). A sazonalidade de fatores ambientais pode ser refletida nas taxas de decomposição, uma vez que podem alterar as características do rio e da biota (Rueda-Delgado *et al.*, 2006). O aumento da vazão, relacionado a eventos de precipitação, pode acelerar a perda de massa devido a uma maior abrasão dos tecidos vegetais (Gonçalves *et al.* 2006; Carvalho & Uieda, 2009; Niu & Dudgeon, 2011). Além disso, uma maior turbulência aumenta a concentração de oxigênio dissolvido na água, o que favorece a ação decompositora e a reprodução de microrganismos (Ferreira & Graça, 2006; Medeiros *et al.* 2009). Maiores

concentrações de nutrientes na coluna d'água, provenientes da lixiviação do solo e dossel (Parron *et al.*, 2011), também tendem a favorecer a perda de massa, uma vez que estes podem ser captados pelos microrganismos decompositores para sua produção secundária (Ferreira *et al.*, 2006; Suberkropp *et al.*, 2010). O aumento da temperatura do ambiente ocasionado por insolação mais intensa tende a acelerar o processamento da matéria orgânica, que favorece o metabolismo dos organismos (Dang *et al.*, 2009) e a lixiviação de compostos secundários (Ardón & Pringle, 2008).

As características químicas do detrito também influenciam a perda de massa, uma vez que folhas com maior conteúdo de compostos secundários e maior dureza irão produzir um detrito de baixa qualidade (Ardón & Pringle, 2008). Este por sua vez irá dificultar o desenvolvimento de microrganismos decompositores, reduzindo a palatabilidade e o incremento nutricional para invertebrados detritívoros (Li *et al.*, 2008; Schindler & Gessner, 2009). Sendo assim, pode-se dizer que o coeficiente de decomposição é resultado das complexas interações entre características do ecossistema (Gonçalves *et al.*, 2006a), características do detrito (Mitre, 2011) e do componente biológico (Hieber & Gessner, 2002).

Assim, a matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1mm) irá decompor através das seguintes etapas: lixiviação de compostos solúveis, mineralização por microrganismos, fragmentação por ação de invertebrados e abrasão física (Gessner *et al.*, 1999). Estes processos levam a conversão da MOPG em matéria orgânica particulada fina (MOPF, <1 mm e >0.5 mm) e em matéria orgânica dissolvida (MOD, <0.5 mm- Allan & Castillo, 2007). Em rios de pequeno porte, a matéria orgânica de origem alóctone sustenta uma complexa rede trófica baseada em detritos (Clapcott & Barmuta, 2010; Graça & Canhoto, 2006; Gonçalves, 2005). A MOPG atua como um substrato para o estabelecimento de um biofilme, como fonte de energia para

microrganismos heterotróficos (Hieber & Gessner, 2002) e como abrigo e alimentação para muitas espécies de invertebrados (Hieber & Gessner, 2002; Boyero & Pearson, 2006).

O biofilme é composto por uma grande variedade de microrganismo, como fungos, bactérias, algas e protistas (Allan & Castilo, 2007; Figura 2). Os fungos e bactérias exercem um papel fundamental na transferência de energia das teias tróficas atuando como transformadores da matéria orgânica disponível (Parron *et al.*, 2011), sendo responsáveis pela sua degradação e mineralização dos nutrientes (Findlay, 2010). Estes microrganismos secretam enzimas capazes de quebrar grandes moléculas (p.ex. celulose, lignina, hemicelulose, proteínas) transformando-as em compostos menores que podem ser utilizados por outros organismos (Das *et al.*, 2007). Dessa forma os microrganismos atuam intermediando a transferência da energia disponível nos detritos para níveis superiores da cadeia trófica (Parron *et al.*, 2011). Além de sua ação direta, atuam de forma indireta na decomposição de detritos, através do acúmulo de biomassa de alto valor nutritivo, tornando-o mais palatável para invertebrados (Gessner *et al.*, 1999).

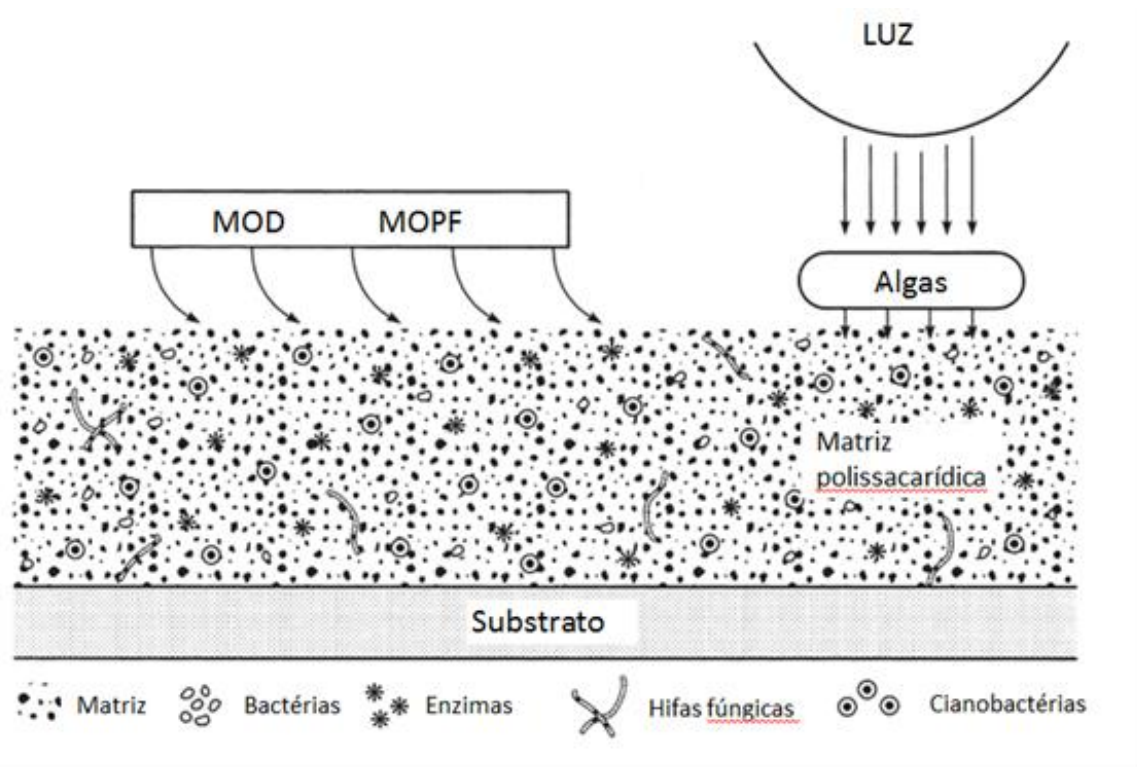


Figura 2: Representação esquemática da estrutura e dinâmica da comunidade microbiana em um biofilme formado sobre um substrato. Modificado de Allan & Castillo, 2007.

A comunidade de invertebrados aquáticos que coloniza os detritos foliares utiliza-o tanto como abrigo quanto como recurso alimentar (Hieber & Gessner, 2002; Ligeiro *et al.*, 2010). A classificação destes invertebrados em grupos tróficos funcionais tem sido amplamente utilizada na caracterização ecológica de ecossistemas aquáticos (Cummins *et al.*, 2005; Ligeiro *et al.*, 2010). A classificação é feita de acordo com o tipo de recurso e características morfológicas e comportamentais empregadas pelos organismos para obter seu alimento (Cummins *et al.*, 2005; Allan & Castillo, 2007-Tabela 1)

Fragmentadores são aqueles que se alimentam de MOPG que tenha sido preferencialmente condicionada (Gessner *et al.*, 1999), incorporando nutrientes na sua produção secundária. Estes organismos são capazes de transformar a MOPG em MOPF através de fragmentos não ingeridos ou liberando matéria orgânica não assimilada em

forma de fezes. Este recurso passa a ser utilizado por coletores (Cummins, 1974), que se alimentam de pequenas partículas de detrito coletadas da coluna d'água ou depositadas no sedimento, não participando diretamente do processo de decomposição. Através da ação de predadores sobre organismos detritívoros ocorre a transferência de energia e matéria de recursos alóctones para outros níveis das redes tróficas (Cheshire *et al.*, 2005). Os raspadores se alimentam do perifiton e do biofilme que se desenvolve sobre um substrato (Allan & Castilo, 2007-Figura 3).

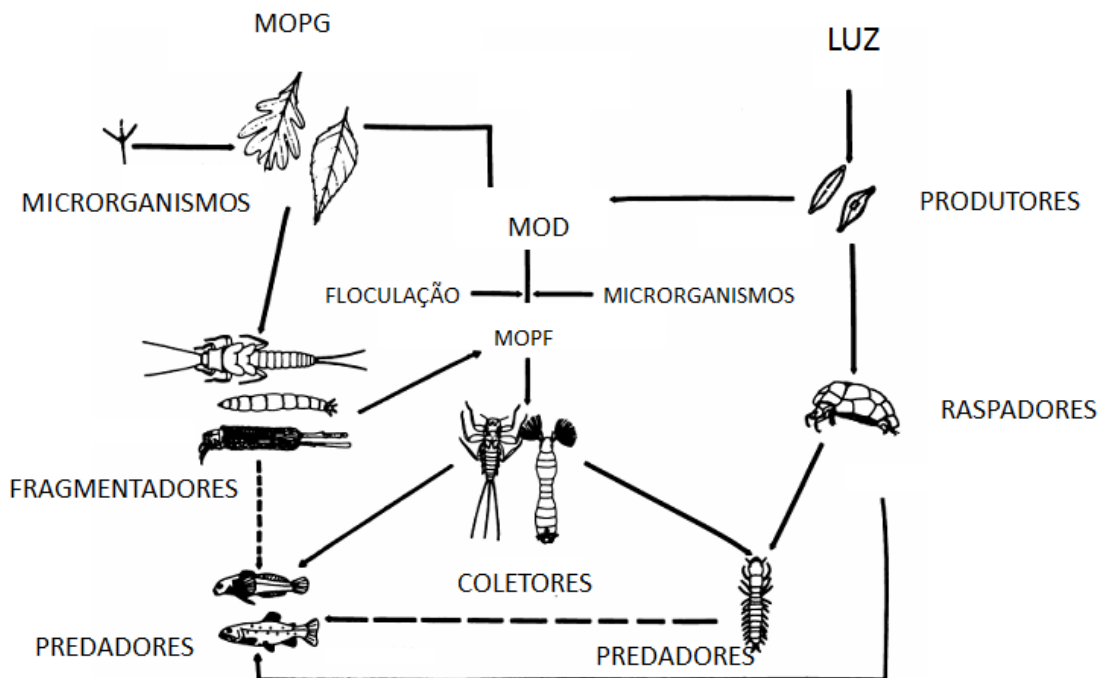


Figura 3: Representação esquemática do processamento e transferência de matéria orgânica em sistemas lóticos. Modificado de Cummins, 1974.

A vegetação ripária pode afetar a comunidade de invertebrados por meio de sua influência na disponibilidade e qualidade dos recursos alóctones (Lecerf & Richardson, 2010) e autóctone (produtores primários- Cheshire *et al.*, 2005), sendo refletida nas

taxas de crescimento, abundancia e estrutura trófica da comunidade de invertebrados (Gregory *et al.*, 1991).

Muitos estudos têm apontado que as variações temporais nas características do córrego podem exercer forte influência na comunidade de invertebrados, podendo afetar sua composição e estrutura (Leah *et al.*, 2006; Cummins *et al.*, 2006). Mudanças no habitat como por exemplo, modificações no substrato (Callisto *et al.*, 2004), alterações nos aspectos físicos e químicos da água (Graça *et al.*, 2004; González & Graça, 2005) e disponibilidade de recursos alimentares (González & Graça, 2005) podem afetar tanto o ciclo de vida (Cummins *et al.*, 2000; Johnson *et al.*, 2012) quanto as estratégias de alimentação, sendo que a influência destes fatores pode variar tanto em escala espacial quanto temporal (Leah *et al.*, 2006).

Tabela 1. Caracterização dos grupos funcionais. Retirado de Cummins *et al.*, 2005, com adaptações.

Grupo funcional	Mecanismo de alimentação	Fonte dominante de alimento	Tamanho médio do alimento (cm)
Fragmentador	Mastigam detrito condicionado ou tecido vivo de planta vascular	MOPG-plantas vasculares em decomposição (ou plantas aquáticas vivas)	>1.0
Coletor-Filtrador	Comedor de suspensão-filtram partículas da coluna d'água	MOPF-partículas de detrito em decomposição; Algas, bactérias e fezes	0.01 – 1.0
Coletor-Catador	Comedor de partícula-ingerem sedimentos ou catam partículas soltas em áreas de deposição	MOPF-partículas de detrito em decomposição; Algas, bactérias e fezes	0.05 – 1.0

Tabela 1. Continuação

Raspador	Raspam rochas, superfícies de madeiras e caule e raízes de plantas aquáticas	Perifíton, algas associadas a detritos, microflora	0.01 – 1.0
Predador	Capturam e engolem presas ou tecidos; ingerem fluidos corporais	Presa- animais vivos	>0,5

2. HIPÓTESES

Hipótese 1: Segundo Gonçalves et al. (2006) e França et al., (2009) o maior aporte de matéria orgânica ocorrerá entre o final do período de seca e início das chuvas, devido a um maior estresse hídrico sofrido pela vegetação, o que aumenta a disponibilidade de nutrientes e energia no sistema, que como consequência levará ao aumento do metabolismo aquático, acelerando o processo de decomposição.

Hipótese 2: Considerando que o Cerrado é um ambiente sazonalmente marcante, com períodos de seca e chuva bem definidos e que o processo de decomposição tem uma relação com a estrutura física e química do ecossistema, haverá um aumento dos coeficientes de decomposição nos meses de chuva devido ao aumento da vazão, velocidade da correnteza e temperatura.

3. OBJETIVO GERAL

Avaliar a variação temporal do aporte vertical de matéria orgânica e da decomposição de detritos foliares misturados provenientes desse aporte ao longo de um ano em córregos de cabeceira da APA Gama- Cabeça-de-Veado (DF).

4. OBJETIVOS ESPÉCÍFICOS

Determinar os coeficientes de decomposição mensal de uma mistura de detritos foliares de espécies de vegetação ripária nos córregos Cabeça-de-Veado, Roncador e Capetinga;

- Avaliar o aporte mensal de matéria orgânica sobre os três córregos;
- Analisar a relação entre variáveis abióticas e a decomposição foliar em córregos de cabeceira;
- Avaliar a biomassa total de microrganismos associados aos detritos;
- Analisar a composição e estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos que colonizam os detritos foliares em decomposição.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 AREA DE ESTUDO

O Cerrado ocupa cerca de 21% do território nacional, sendo o segundo maior bioma brasileiro. É considerado um dos “hotspots” mundiais de diversidade, entretanto, somente 2,2% de sua área é protegida por lei. A expansão agrícola, invasão de espécies

exóticas e erosão do solo são algumas das principais ameaças a diversidade (Klink & Machado, 2005). O Cerrado apresenta uma malha hídrica bastante extensa, sendo que três das maiores bacias hidrográficas da América do Sul - São Francisco, Tocantins-Araguaia e Paraná/Prata- tem origem nesse bioma (IBAMA & Funatura, 1998).

A estrutura da vegetação ripária é composta por um estrato arbóreo com poucas espécies emergentes e cobertura de dossel variando de 70 a 95% (Ribeiro& Walter, 2001).Em geral matas de galeria inundáveis apresentam uma menor riqueza de espécies em relação a matas não inundáveis (Tabela 2), com espécies típicas para cada tipo (Ribeiro & Walter 1998; Felfili *et al.*, 2000).

Tabela 2. Características de levantamentos de riqueza de espécies realizados em Matas de Galeria não-inundáveis e inundáveis do cerrado.

TIPO DE MATA	LOCALIZAÇÃO	RIQUEZA (Nº DE ESPÉCIES)	AUTORES
NÃO-INUNDÁVEIS	Córrego Riacho Fundo- Fazenda Sucupira- DF	150	Sampaio <i>et al.</i> , 2000
	Ribeirão do Gama-Fazenda Água Limpa-DF	104	Oliveira& Felfili, 2005
	Mata de Camargos-Itutinga-MG	162	Berg & Oliveira-Filho,2000
INUNDÁVEIS	Fazenda Marileuza-Uberlândia-MG	33	Nogueira & Schiavini, 2003
	Parque Canjerana-Brasília-DF	33	Dietzsch <i>et al.</i> , 2006
	Córrego Riacho Fundo- Fazenda Sucupira- DF	53	Guarino & Walter, 2004

O clima da região é do tipo Aw de acordo com a classificação proposta por Köpen (Tropical de Savana), caracterizado por 2 períodos bem definidos, um chuvoso e quente (de outubro a abril) e outro frio e seco (de maio a setembro-Silva-Júnior *et al.*, 2001).

A Área de Proteção Ambiental (APA) Gama- Cabeça-de-Veado, foi criada pelo Decreto n°. 9.417 de 21 de abril de 1986, cujos objetivos podem-se destacar a proteção de mananciais, preservação de recursos hídricos e da biodiversidade do Cerrado (Fagg *et al.*, 2009). Com uma área de aproximadamente 25 mil ha e situada a 1.100 m de altitude, está localizada na bacia do Paraná, região centro sul do Distrito Federal (Plano de manejo da EEJBB, 2009).

A APA inclui áreas urbanas, rurais e de preservação como a Fazenda Água Limpa, a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, a Reserva Ecológica do IBGE (RECOR). As 3 áreas de preservação fazem parte da zona núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado, o que representa 44,71% da APA. A paisagem da região é formada por um mosaico de formações vegetais que abrange todos os tipos fisionômicos do Cerrado, sendo drenada pelas bacias do Ribeirão do Gama e do Córrego Cabeça-de-Veado (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004).

O Ribeirão do Gama possui uma extensão de 20,76 km, onde há a captação de água das nascentes para o abastecimento de áreas da região da APA. Em sua bacia é possível observar áreas com diferentes níveis de preservação (Fonseca, 2008). O Córrego Cabeça-de-Veado nasce no Jardim Botânico de Brasília possui um total de 6,91 km de comprimento, com seus cursos superior e médio encontrando-se protegidos no interior da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. Assim como no Ribeirão do Gama, em suas nascentes também ocorre captação de água pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) para o abastecimento público (Fagg, 2009).

A Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília (15°53'5.55"S 47°50'32.91"O) possui uma área de 5 mil hectares, tendo o córrego Cabeça-de-Veado como seu principal curso d'água. A vegetação ripária deste córrego

possui largura variável entre 5 e 50 metros ao longo de seus 6 Km de extensão. A cobertura arbórea é de 80 a 100% (Plano de Manejo da EEJBB, 2009).

A RECOR (5°56'14.41"S 47°53'9.08" O) é drenada pela bacia do Córrego Taquara, a qual é formada por 5 cursos d'água, cujas nascentes encontram-se no interior da reserva, com uma área de 1.350 há. Os córregos Escondido, Pitoco e Monjolo são tributários do córrego Roncador, que possui aproximadamente 3.625 m. Este, por sua vez, é o principal, afluente do córrego Taquara, o qual corre para fora da reserva, desembocando no Ribeirão do Gama (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004). Juntos os 5 córregos da bacia do Taquara sustentam os 104 ha de vegetação ripária da reserva (Silva-Júnior *et al.*, 2001).

A Fazenda Água Limpa (propriedade da Universidade de Brasília) possui uma área de 4.500 ha, sendo que 50% dessa área é destinado à preservação e o restante, à prática de ensino, pesquisa e extensão. O córrego Capetinga é tributário do ribeirão do Gama, estendendo-se por 2,81 km ao longo da microbacia, cuja rede de drenagem apresenta aproximadamente 18,19 km (Alencar *et al.*, 2006).

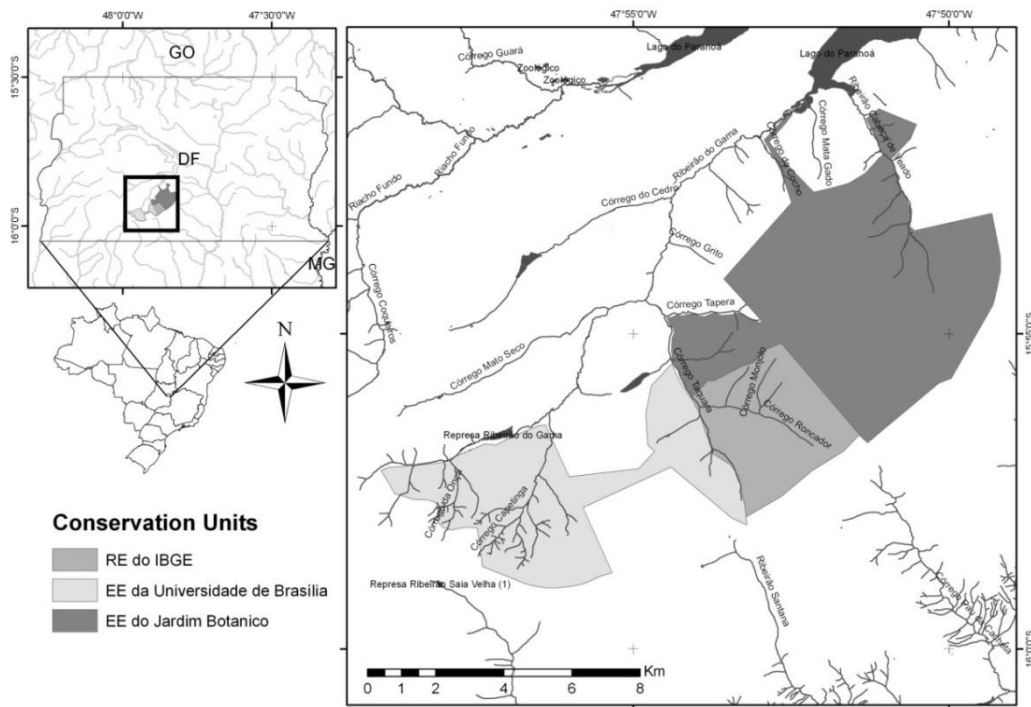


Figura 4: Mapa da localização da Reserva Ecológica do IBGE, Jardim Botânico de Brasília e Fazenda Água Limpa.



Figura 5: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Cabeça-de-Veado. Fonte: Google Maps.

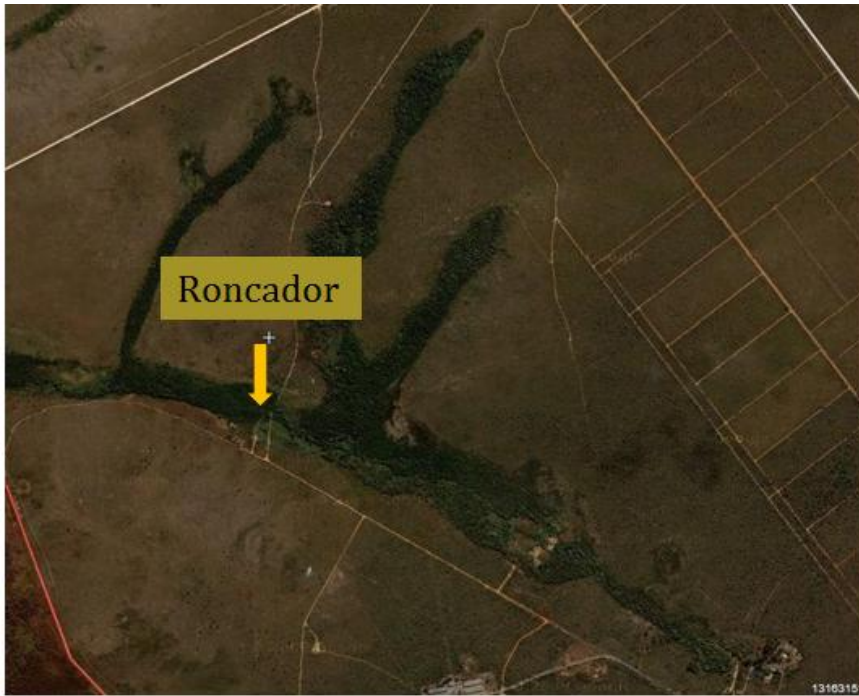


Figura 6: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Roncador.

Fonte: Google Maps



Figura 7: Localização aproximada do ponto de coleta (indicado pela seta) no córrego Capetinga.

Fonte: Google Maps

A precipitação acumulada para os anos de 2010 e 2011 foi de 1476 mm e 1386 mm respectivamente (Figura 8 A). No ano de 2010, durante os meses de julho, agosto e setembro, não foram registrados eventos de chuva. Em 2011 o período sem precipitação ocorreu de junho a setembro. O valor máximo de precipitação nos os dois anos ocorreu em dezembro, sendo registrados 320,6 mm em 2010 e 366,8mm em 2011. Em 2010 e 2011 as menores médias ocorreram em junho (20,3°C em 2010 e 20°C em 2011) e máximas em setembro de 2010 (24,3°C) e novembro de 2011 (24,5 °C-Figura 8 B). Os dados climáticos (temperatura média e precipitação) referentes aos anos de 2010 e 2011 foram obtidas a partir do banco de dados da Reserva Ecológica do IBGE (Disponível em: <http://www.recor.org.br/index.php/banco-dados/dados-meteorologicos>).

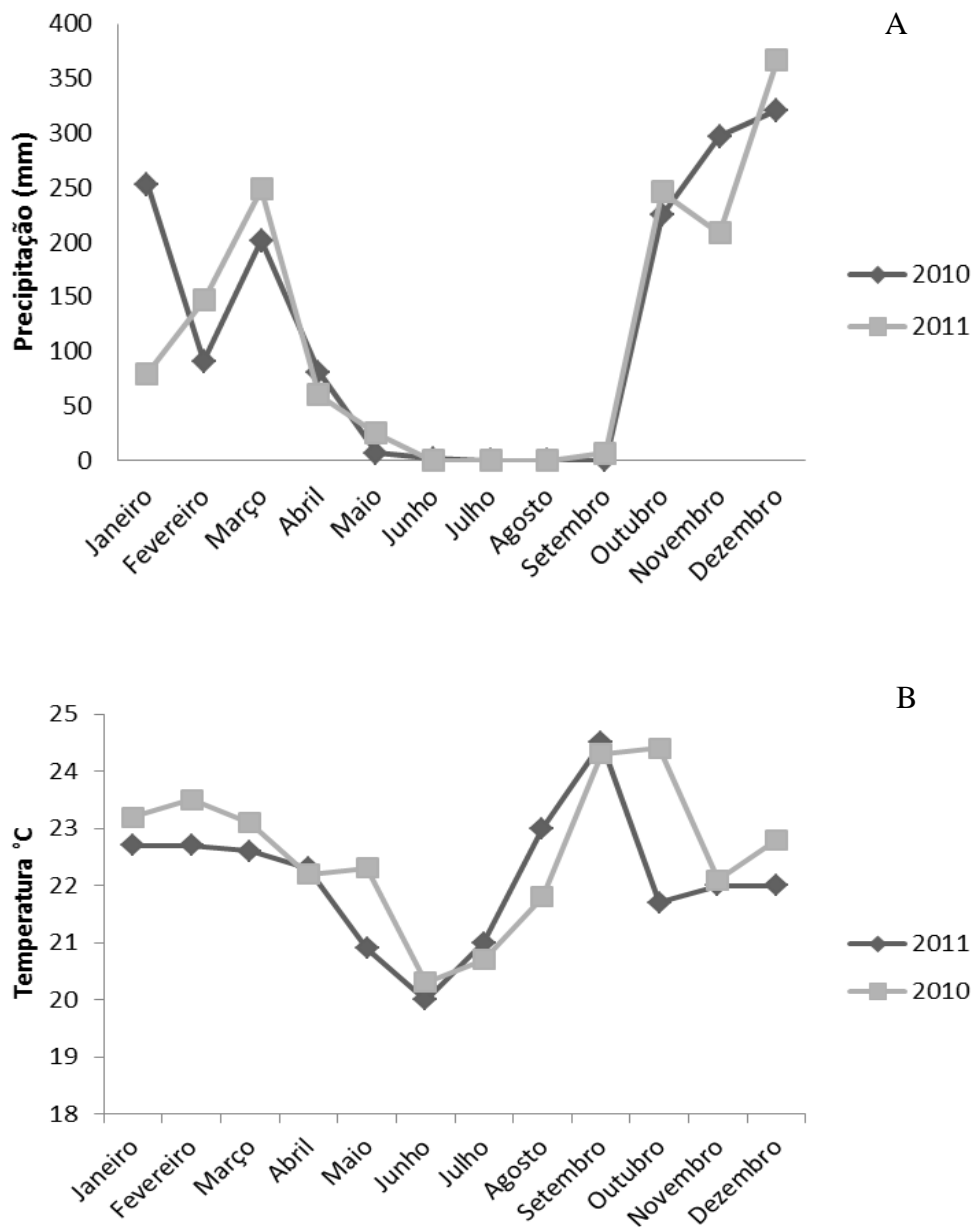


Figura 8: Variação mensal de precipitação total (A) e temperatura média (B) durante os anos de 2010 e 2011. Dados da estação meteorológica da Reserva Ecológica do IBGE.

5.2 DESENHO EXPERIMENTAL

Para a realização do experimento foram selecionados 3 riachos dentro da APA Gama-Cabeça de veado: Cabeça de Veado (2^a. ordem, trecho de mata não inundável; Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília- Figura 5 A,B), Roncador (2^a. ordem; trecho de mata inundável; Reserva Ecológica do IBGE- Figura 5 C,D), Capetinga (3^a.ordem, trecho de mata não inundável; Fazenda água Limpa- Figura 5 E,F). As coletas foram realizadas mensalmente durante o período de 1 ano, com início em setembro de 2010 e finalização em outubro de 2011.

A matéria orgânica proveniente das vegetações ripárias que cai diretamente sobre os riachos (aporte vertical) foi coletada por meio de fileiras de baldes suspensos por cordas a aproximadamente 2 metros do leito do riacho, perpendiculares ao curso d'água (Figura 6). Estas fileiras são compostas por 6 baldes com 25 centímetros de diâmetro. Para evitar que houvesse o acúmulo de água das chuvas, foram feitos pequenos furos no fundo dos baldes.



Figura 9: Disposição dos baldes coletores nas zonas ripárias do córrego Cabeça-de-Veado (A,B), Roncador (C,D) e Capetinga (E,F), durante os períodos de seca (A, C,E) e chuva (B,D,E). Observação: note os baldes danificados devido a tromba d'água presos a vegetação ripária do lado direito da Figura 5F.

Em cada unidade de conservação foi selecionado um trecho de aproximadamente 65 metros de rio, sendo este dividido em 5 pontos amostrais. Nestes, foram colocadas 3 fileiras de baldes, distantes aproximadamente 1 metro entre si, totalizando 15 fileiras por riacho. A área total formada pelos 90 baldes corresponde a uma área amostral de 4,41 m².

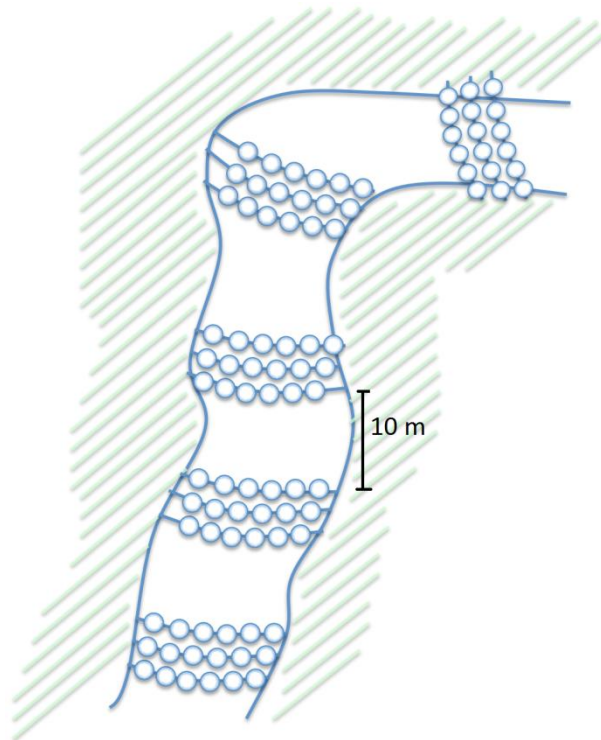


Figura 10: Representação esquemática da disposição dos baldes coletores ao longo do córrego formando os cinco pontos amostrais.

A matéria orgânica foi retirada de cada balde 30 dias após o início da amostragem e transportada em sacos plásticos devidamente identificados para o laboratório, onde foi realizada a pesagem desse material. Em cada fileira foi selecionada a amostra correspondente ao balde que apresentava a maior massa de matéria orgânica. As folhas desta amostra foram pesadas separadamente do restante do material e posteriormente umedecidas com água destilada com o intuito de torná-las mais

maleáveis e evitar que se quebrassem durante o manuseio e transporte. Em seguida, estes detritos foliares foram colocados em sacos de detritos (“litter-bag” de 35x35 cm) com malha de 10 mm e tamanho 35x35 cm, totalizando 15 litter-bags por córrego. Nos casos em que a amostra do balde mais pesado continha apenas folhas muito pequenas, passíveis de atravessarem a malha do saco de detrito, ou demasiadamente deterioradas, foi utilizada a amostra do 2º balde mais pesado.

Posteriormente, o restante da matéria orgânica foi seco em estufa a 60 C° por 72 horas para que fosse possível determinar o seu peso seco. A média percentual de massa seca dos 15 baldes de cada ponto não utilizada para confecção de litter-bags foi utilizada para corrigir o peso seco inicial das amostras incubadas correspondentes a seu respectivo ponto a partir do seguinte cálculo:

$$\text{Peso seco inicial} = (\text{média massa seca de cada ponto} * \text{peso úmido das amostras incubadas}) / 100$$

No dia seguinte a coleta de matéria orgânica, os sacos de detrito foram incubados no córrego, em baixo dos seus respectivos pontos, sendo um na margem direita, um no meio e um na margem esquerda do rio (Figura 11). Os sacos foram amarrados a uma corda e fixados no fundo dos córregos com o auxílio de pedras, tomando-se o cuidado para não colocá-las em cima dos detritos.

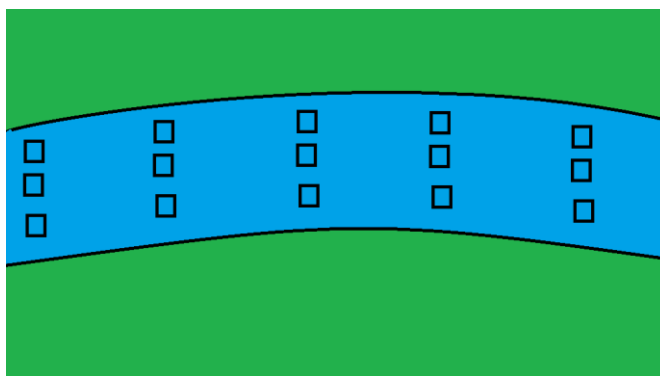


Figura 11: Disposição das 5 fileiras de litter-bags no leito do córrego

Após 30 dias, os sacos de detrito foram retirados da água e armazenados em sacos plásticos, sendo transportados para o laboratório em caixa térmica contendo gelo. Os detritos foliares remanescentes nos sacos foram lavados cuidadosamente em água destilada corrente sobre uma peneira com malha de 120 μ m (Figura 7 B). O material obtido associado aos detritos foi armazenado em frascos de vidro e conservado em álcool 80% para posterior triagem e identificação dos invertebrados. De cada saco de detrito retiraram-se 5 folhas aleatórias das quais extraíram-se 3 discos com o auxílio de um furador de rolhas com abertura de aproximadamente 12 mm (Figura 7 A). Os conjuntos de 15 discos obtidos foram utilizados para análises posteriores. Após este procedimento todas as folhas contidas no saco de detrito foram colocadas em bandejas e secas em estufa a 60°C por 72 horas. Após este período estes detritos foram então pesados para a determinação do peso seco final.

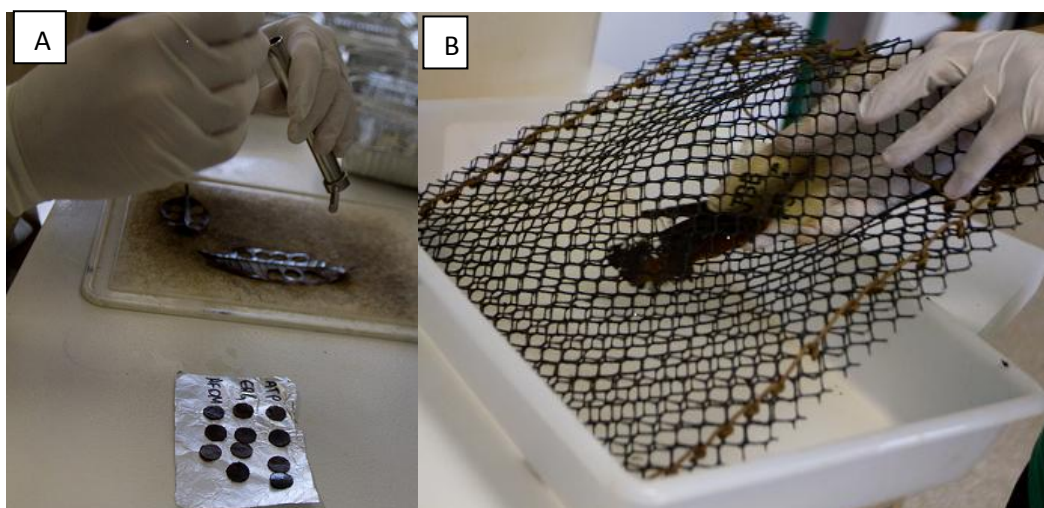


Figura 12: Processamento dos detritos em laboratório. Retirada de discos dos detritos foliares utilizando um furador de rolhas (A); litter-bag contendo detritos (B).

Mensalmente, foram realizadas as medidas do pH (pHmetro marca PHTEK), turbidez (Turbidímetro marca Quimis) e condutividade elétrica (Conduvímeter marca

Quimis) da água. Foi utilizado um fluxômetro portátil (Global Water, modelo FP 101) para determinação da velocidade da correnteza e profundidade da coluna d'água. Estas medidas foram feitas nas margens direita e esquerda, assim como no meio do córrego, do qual também foi medida a largura para o cálculo da vazão:

$$\text{Vazão} = \text{largura} * (\text{média das profundidades}) * (\text{média das velocidades})$$

5.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

5.3.1 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS

Os invertebrados encontrados durante as triagens foram fixados em álcool 80% e armazenados em eppendorfs. Os indivíduos foram contados e identificados até o nível de família com o auxílio de lupa (Zeizz, modelo STEMI DV 4) e de chaves de identificação (Wallace *et al.*, 1986; Merrit *et al.*, 1996; Merritt & Cummins, 1996; Mugnai *et al.*, 2009) e agrupados de acordo com seu grupo trófico funcional (Conforme Tabela 1).

Após estes procedimentos foi determinada a biomassa dos organismos. Cada amostra foi pesada individualmente em papel alumínio para determinação do peso úmido inicial. Posteriormente as amostras foram colocadas em estufa por 72 horas a 60 °C, tempo necessário para estabilização do peso. Após este período as amostras foram novamente pesadas para a determinação do peso seco final. A biomassa corresponde ao valor obtido pela diferença dos pesos úmido inicial e seco final.

5.3.2 *BIOMASSA MICROBIANA TOTAL*

A biomassa microbiana total foi determinada através da concentração de ATP nas amostras, conforme protocolo descrito por Abelho (2005). Os discos de cada amostra foram embrulhados em papel alumínio e mantidos congelados até o momento da extração. Cada conjunto de disco foi triturado em soluções contendo HEPES, ácido sulfúrico e ácido oxálico. Em cada sessão de extração foi incluído uma amostra de discos previamente esterilizada em UV contendo uma concentração conhecida de ATP para obtenção da eficiência. Após este procedimento as amostras foram centrifugadas. O sobrenadante obtido foi filtrado em filtros estéreis e seu pH foi ajustado entre 7,0 e 7,5, com auxílio de um pHmetro de bancada (Jenway, modelo 3510). Após estes procedimentos, as amostras foram armazenadas em vials de vidro até o momento da leitura.

Para a leitura no luminômetro foi adicionada a enzima Firelight em cada amostra. Após essa primeira leitura foi adicionada uma quantidade conhecida de ATP e novamente feita uma leitura. A quantidade de ATP foi determinada indiretamente através da intensidade luminosa (proporcional ao conteúdo de ATP) emitida pela reação que ocorre entre a enzima Firelight com a molécula de ATP sendo captada pelo Luminômetro .

5.3.3 *MASSA REMANESCENTE*

Um conjunto de 5 discos previamente secos em estufa por no mínimo 72 h a 60 °C foi utilizado para determinação da massa seca livre de cinzas (AFDM, sigla em inglês). Cadinhos previamente lavados e identificados foram queimados em mufla a

500 °C por 2 horas para evitar alterações em relação ao peso da amostra. Ao serem retirados da mufla, os cadinhos foram transferidos para um dessecador, onde permaneceram até atingirem temperatura ambiente. Após este procedimento cada cadinho foi pesado vazio e depois com os discos da amostra, para determinação do peso seco inicial, em balança (marca Shimadzu) com 5 casa de precisão. Em seguida os cadinhos junto com suas respectivas amostras permaneceram na mufla a 500 °C por 4 h. Após isso os cadinhos permaneceram em dessecador até esfriarem para depois serem pesados.

A determinação do peso seco inicial dos discos e das cinzas foi feita desconsiderando-se o peso do cadinho vazio. A proporção de matéria orgânica na amostra foi obtida subtraindo-se o peso das cinzas do peso seco inicial dos discos.

A porcentagem de AFDM dos discos é obtida pela divisão entre a matéria orgânica (MO) e o peso do disco:

$$\% \text{ de AFDM} = \text{MO} / \text{peso discos}$$

O AFDM é obtido pelo seguinte cálculo:

$$\text{AFDM} = \text{MO} / \text{peso seco dos detritos}$$

A partir destes valores é possível calcular a massa remanescente nas amostras:

$$\text{Massa remanescente} = (\text{AFDM} / \text{PESO SECO INICIAL DOS DETRITOS}) * 100$$

5.3.4 NUTRIENTES DISSOLVIDOS NA ÁGUA

A cada ida ao campo foi coletada uma amostra de aproximadamente 3 litros de água no meio do córrego. Em laboratório essa amostra foi filtrada com o auxílio de um

filtro analítico AP 40 da marca Millipore com 0.5 micrometros de malha para análise do teor de nutrientes. Após este procedimento, 1 litro da amostra foi mantido congelado até o momento das análises, realizadas no Laboratório de Águas da Universidade Católica de Brasília. As análises foram feitas de acordo com as técnicas recomendadas pelo “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (América Water Works Association). Foram analisados os conteúdos de nitrogênio e fósforo totais de acordo com o método SMWW-Fósforo total: 4500 P D; Nitrogênio total: 4500 Ntotal.

5.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados de porcentagem de massa remanescente foram transformados em logaritmo neperiano para obtenção do coeficiente de decomposição (k) através do modelo de decaimento linear, em função do experimento ser baseado em apenas dois períodos amostrais, o tempo zero e o 30 dias:

$$(y = -kx + b)$$

As diferenças das massas remanescentes, aporte vertical, concentração de ATP, biomassa e densidade de invertebrados, grupos tróficos funcionais em relação aos meses de experimento foram verificadas através de uma análise de variância (ANOVA one-way - Programa Statistica 7). Para esta análise os dados foram normalizados pela transformação dos resultados em logaritmo de base 10. A comparação mensal entre as 3 áreas em relação aos resultados obtidos foi feita através de teste Tukey, com o uso do software estatístico R (R Development Core Team, 2012, disponível em www.r-project.org). A correlação entre as duas variáveis foi feita no programa Past, sendo observada a partir da análise da correlação de Spearman (ρ), levando em consideração p

< 0.05. Este coeficiente varia entre -1 e 1, onde os valores iguais ou superiores a 0.70 indicam uma forte correlação, de 0.30 a 0.7 indica correlação moderada e de 0 a 0.30 uma fraca correlação.

6. RESULTADOS

6.1 CARACTERÍSTICAS DOS CÓRREGOS

A água dos três córregos pode ser caracterizada como levemente ácida. Tanto no córrego Cabeça-de-Veado quanto no Roncador o menor valor de pH foi obtido durante no mês de agosto (5,9 e 5,5, respectivamente- Tabelas 3 e 4). No córrego Capetinga foi observado o menor valor dentre as 3 áreas (4,8-Tabela 5), sendo registrado no mês de outubro. Em todas as áreas os maiores valores foram observados durante a estação chuvosa (7,3 em fevereiro no Cabeça-de-Veado e 7,2 e 7,3 em janeiro no Roncador e Capetinga, respectivamente).

Os maiores valores de turbidez nas três áreas foram observados no córrego Roncador (Tabela 4), com picos nos meses de novembro (7,56 NTU) e dezembro (5,94 NTU). Assim como no Roncador, o pico de turbidez no Capetinga foi observado em novembro (4,8 NTU). No Cabeça-de-Veado o maior valor foi registrado na chuva (1,7 NTU). Em todas as áreas o menor valor foi registrado durante o período de seca, no mês de junho.

Dentre as três áreas o córrego Roncador apresentou os maiores valores de condutividade elétrica, onde o maior valor foi observado no mês de agosto ($6,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), enquanto que o menor em maio ($3,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). O Cabeça-de-Veado apresentou pouca variação, com valores máximo de $3,72 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em agosto e mínimo de $2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em

julho. No Capetinga houve uma maior variação nos valores de condutividade elétrica, com máxima em novembro ($6,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e mínima em junho ($1,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

A temperatura máxima no Cabeça-de-Veado foi de $21,3^{\circ}\text{C}$, ocorrendo durante a estação chuvosa (abril), enquanto a mínima foi em setembro (19°C), durante o período de seca. No córrego Roncador a máxima foi registrada em janeiro ($20,6^{\circ}\text{C}$) e a mínima em junho (18°C). O menor valor dentre os três córregos foi registrado em setembro no Capetinga ($14,2^{\circ}\text{C}$), o qual apresentou maior temperatura em dezembro ($20,9^{\circ}\text{C}$ -Tabela 3).

No córrego Roncador a maior profundidade foi observada em fevereiro (0,74 m) e a menor em outubro (0,23 m). No córrego Cabeça-de-Veado as maiores profundidade ocorreram no período seco, com máxima em setembro (0,39 m) e mínima em dezembro (0,25 m). No Capetinga a máxima ocorreu em setembro (0,23 m) e mínima em janeiro e maio (0,11 m).

No córrego Cabeça-de-Veado a maior velocidade ocorreu em janeiro (1,47 m/s-Tabela 3) e a menor em novembro (0,66 m/s). No córrego Capetinga a máxima velocidade ocorreu em dezembro (1,11 m/s) e a mínima em novembro e agosto (0,10 m/s). No córrego Roncador o maior valor foi obtido em junho (0,73 m/s) e menor em (0,26m/s).

No córrego Roncador a maior e menor vazão registradas ocorreram em fevereiro e agosto ($1,02 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0,19 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente- Tabela 3). No córrego Capetinga a maior vazão ocorreu em janeiro ($0,701 \text{ m}^3/\text{s}$) e menor em novembro ($0,04 \text{ m}^3/\text{s}$). No córrego Cabeça-de-Veado a maior vazão ocorreu em março ($1,28 \text{ m}^3/\text{s}$) e o menor em dezembro ($0,12 \text{ m}^3/\text{s}$).

Tabela 3. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Cabeça-de-Veado mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.

Parâmetros	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
PH	6.0	6.0	6.5	7.0	6.4	7.3	6.6	6.7	6.5	6.4	-	5.9
TURBIDEZ (NTU)	1.2	1.1	1.1	1.1	1.2	0.9	1.0	1.7	1.1	0.9	-	1.7
CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	2.5	2.8	2.7	2.6	2.7	2.2	2.2	2.2	2.1	2.0	-	3.7
TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)	19.0	20.6	21.1	20.9	20.9	20.5	21.2	21.3	20.1	19.1	-	21.0
VAZÃO (m^3/s)	-	0.5	0.6	0.1	1.0	0.5	1.3	1.1	0.8	0.6	-	0.8
VELOCIDADE (m/s)	-	0.7	0.8	0.2	1.5	0.9	1.3	1.0	0.8	0.7	-	0.8
PROFUNDIDADE (m)	0.6	0.3	0.4	0.3	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.4	-	0.4

Tabela 4. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Roncador mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.

Parâmetros	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
PH	6.2	5.9	6.2	6.4	7.2	7.0	6.4	6.2	5.9	6.8	-	5.5
TURBIDEZ (NTU)	1.2	1.3	7.6	5.9	2.1	1.4	1.5	1.3	1.9	1.1	-	2.2
CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	5.6	5.4	5.2	4.9	4.3	4.3	4.8	4.1	3.9	5.0	-	6.7
TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)	18.1	19.7	19.8	20.4	20.6	20.5	20.5	20.5	19.9	18.0	-	18.2
VAZÃO (m^3/s)	-	0.2	0.3	0.5	0.5	1.0	0.6	0.6	0.6	0.3	0.4	0.2
VELOCIDADE (m/s)	-	0.5	0.3	0.5	0.3	0.7	0.5	0.4	0.5	0.3	0.7	0.3
PROFUNDIDADE (m)	-	0.2	0.5	0.3	0.7	0.7	0.6	0.5	0.6	0.7	-	0.5

Tabela 5. Parâmetros abióticos mensurados no córrego Capetinga mensurados entre setembro de 2010 e agosto de 2011.

Parâmetros	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
PH	6.4	4.8	6.6	7.0	7.3	6.7	6.6	6.6	7.2	6.7	-	5.4
TURBIDEZ (NTU)	1.9	1.3	4.8	1.6	2.3	1.0	1.6	4.8	1.5	0.8	-	-
CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	6.2	3.8	2.5	1.7	1.8	1.6	1.5	2.5	1.5	1.4	-	3.3
TEMPERATURA ($^{\circ}\text{C}$)	14.2	20.0	19.5	20.9	20.5	19.8	20.7	19.5	19.6	16.9	-	18.0
VAZÃO (m^3/s)	-	0.1	0.0	0.3	0.7	0.3	0.4	0.1	0.2	0.1	-	0.1
VELOCIDADE (m/s)	-	0.1	0.1	0.3	1.1	0.3	0.6	0.1	0.3	0.2	-	0.1
PROFUNDIDADE (m)	-	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	-	0.1

No córrego Cabeça-de-Veado a maior concentração de nitrogênio ocorreu em outubro e em julho (37 $\mu\text{g/L}$ -Figura 13A), enquanto a menor ocorreu em março (23 $\mu\text{g/L}$). No córrego Roncador durante os meses de dezembro e janeiro foram observadas as maiores concentrações de nitrogênio na água (38 $\mu\text{g/L}$ em ambos os meses) e em setembro a menor (15 $\mu\text{g/L}$ - Figura 13B). No córrego Capetinga a maior concentração ocorreu em janeiro (28 $\mu\text{g/L}$) e a menor em abril (14 $\mu\text{g/L}$ -Figura 13C)

No córrego Cabeça-de-Veado a maior concentração de fósforo foi obtida em abril (27 $\mu\text{g/L}$) e a menor em agosto (11 $\mu\text{g/L}$ -Figura 9A). No córrego Roncador a máxima concentração foi observada em março (27 $\mu\text{g/L}$) e a mínima em setembro (13 $\mu\text{g/L}$ -Figura 9B). No Capetinga a maior ocorreu em janeiro (21 $\mu\text{g/L}$) e a menor em abril (10 $\mu\text{g/L}$ -Figura 9C).

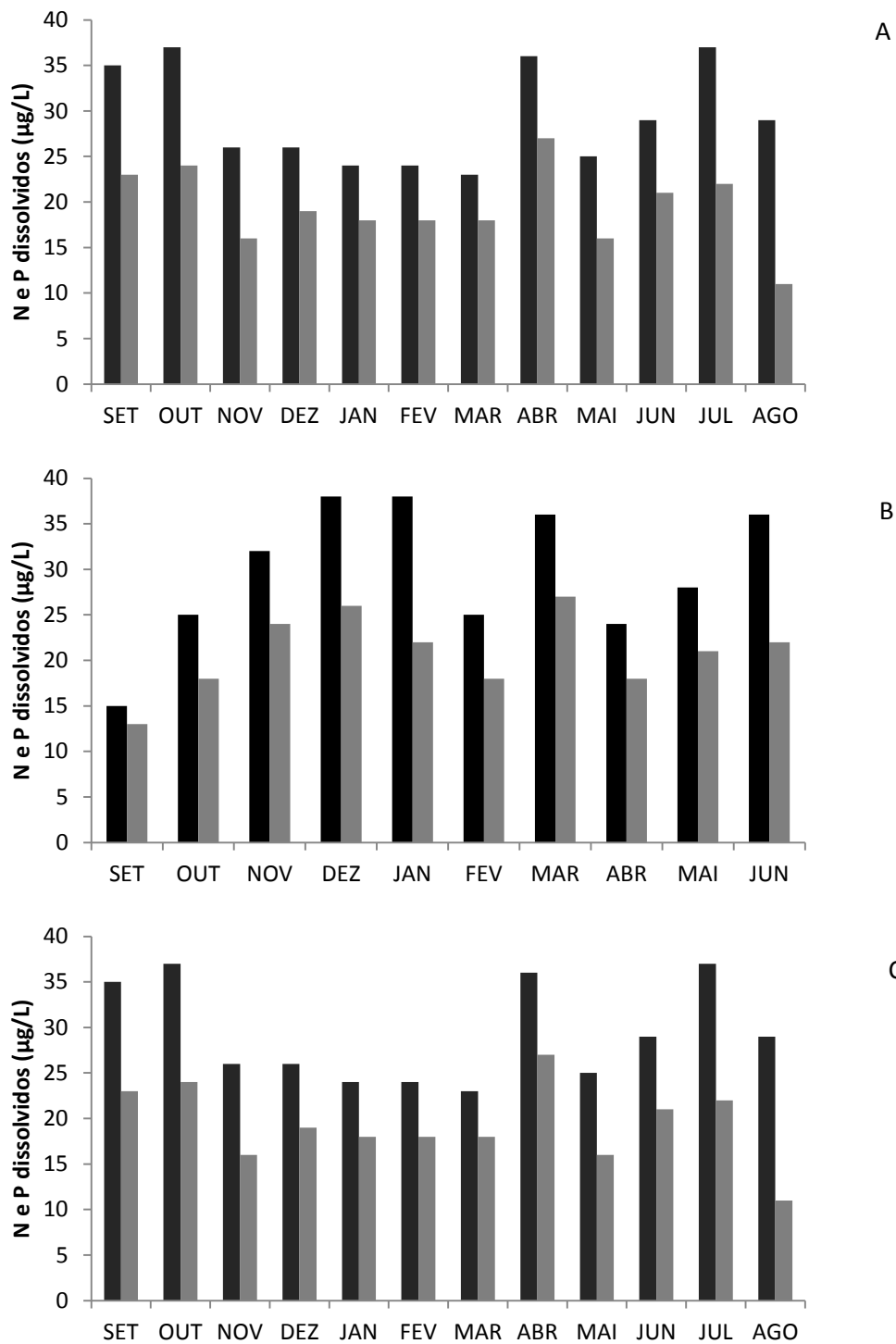


Figura 13 : Concentração de nitrogênio e fósforo dissolvidos na coluna d'água nos córregos Cabeça de Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C) durante o período do experimento.

6.2 APORTE VERTICAL DE MATÉRIA ORGÂNICA

Na vegetação ripária do córrego Cabeça-de-Veado o aporte total foi de 6,6 Mg/ano/ha, sendo que o maior aporte de matéria orgânica foi observado em outubro ($103,98 \pm 9,4 \text{ g/m}^2$) e o menor em março ($29,49 \pm 10,75 \text{ g/m}^2$ -Figura 14A). Nesta vegetação foi observada maior variabilidade temporal nas médias de aporte, havendo variação significativa ao longo dos meses (ANOVA: $F_{(11,48)} = 5,27$; $p < 0,001$) sendo que os meses de outubro e novembro se destacaram dos demais. Na vegetação ripária do córrego Roncador o aporte total foi de 5,4 Mg/ano/ha, onde o pico de queda de detritos vegetais ocorreu em outubro ($80,54 \pm 8,44 \text{ g/m}^2$) e a menor média ocorreu em junho ($16,18 \pm 7,15 \text{ g/m}^2$) havendo diferença significativa entre os meses (ANOVA: $F_{(11,48)} = 7,88$; $p < 0,001$ -Figura 14B). No córrego Capetinga o aporte de matéria orgânica sobre o córrego foi estimado em 3,7 Mg/ano/ha, com a maior média em outubro ($71,65 \pm 4,28$) e a menor em junho ($8,61 \pm 4,28$ -Figura 14C), sendo observadas diferenças significativas entre os meses (ANOVA: $F_{(9,40)} = 4,21$; $p < 0,001$). Comparando as três áreas não foram observadas diferenças significativas em relação ao aporte de matéria orgânica entre o Cabeça-de Veado e o Roncador (Tukey test, $p = 0,19$), entretanto ambos foram diferentes em relação ao Capetinga (Tukey test, CV-Ca, $p < 0,001$; Ro-Ca, $p = 0,04$).

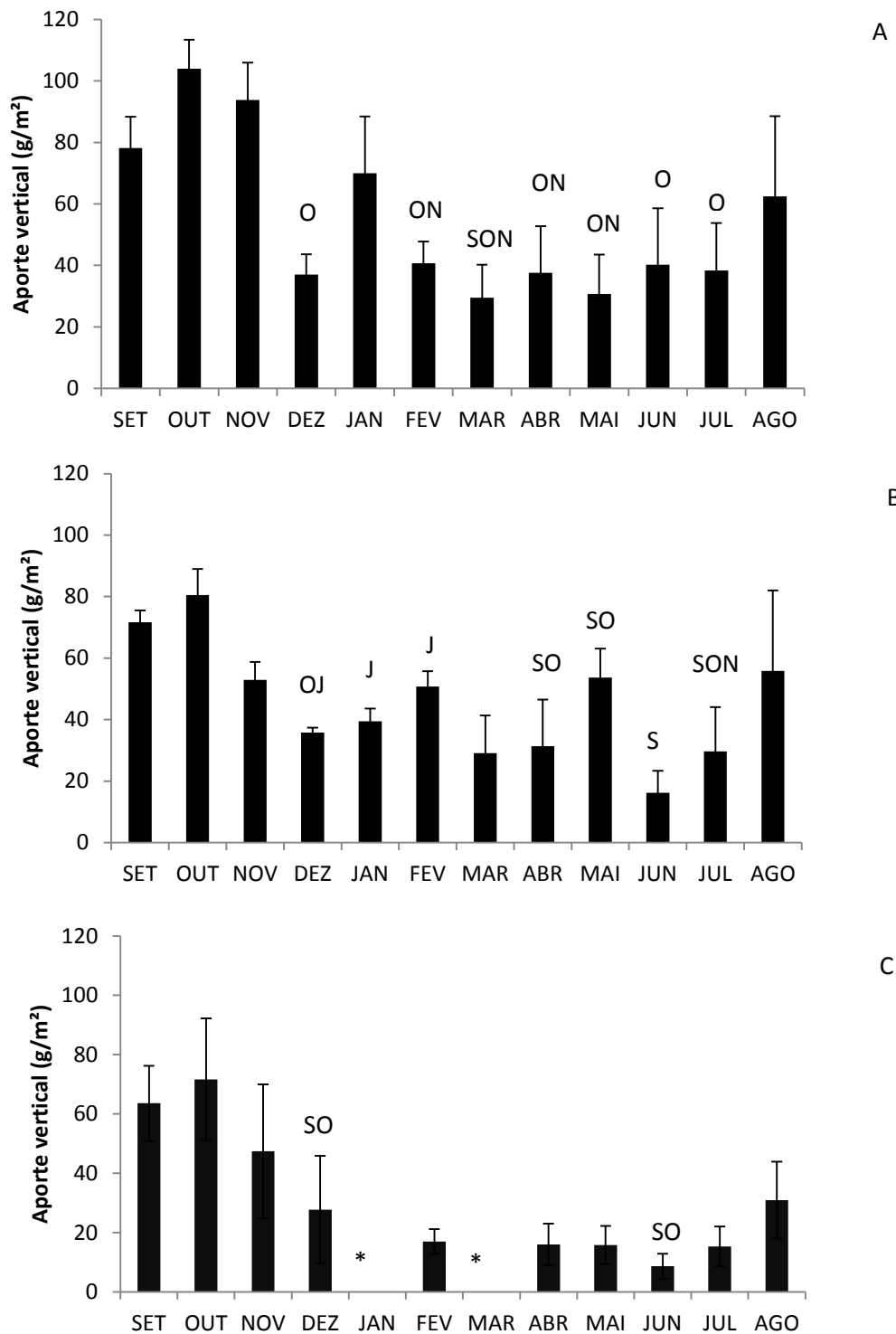


Figura 14: Valores médios e erro padrão de porte vertical (g/m²) obtido entre setembro de 2010 e agosto de 2011 em vegetação ripária dos córregos Cabeça-de-Veado (a), Roncador (b) e Capetinga (c). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. S= setembro, O= outubro, N= novembro, J= junho.

6.3 MASSA REMANESCENTE

As médias do percentual de massa remanescente dos detritos no córrego Cabeça-de-Veado e Roncador não apresentaram variação significativa em relação aos meses (ANOVA: CV $F_{(11, 48)} = 1,62$, $p = 0,12$; Ro: $F_{(11, 48)} = 1,17$, $p = 0,33$ Figura 15 A, B respectivamente). No córrego Capetinga foram observadas as maiores médias de massa remanescente dentre os 3 córregos (Figura 15 C). Os detritos foliares apresentaram um incremento de massa de aproximadamente 32% e 1% em novembro e dezembro, respectivamente. A menor massa remanescente ocorreu em julho ($74,93 \pm 5,38$ %, $k=0,0096 \text{ dia}^{-1}$). Neste córrego foram observadas diferenças significativas em relação a variação mensal de massa remanescente (ANOVA: $F_{(9, 38)}=2,55$, $p= 0,02$).

Comparando os três córregos, não houve diferença significativa em relação à massa remanescente entre o Cabeça-de-Veado e o Roncador (Tukey test, $p= 0,91$), entretanto ambos foram significativamente diferentes em relação ao Capetinga (Tukey test, CV-Ca, $p = 0,006$; Ro-Ca, $p = 0,01$).

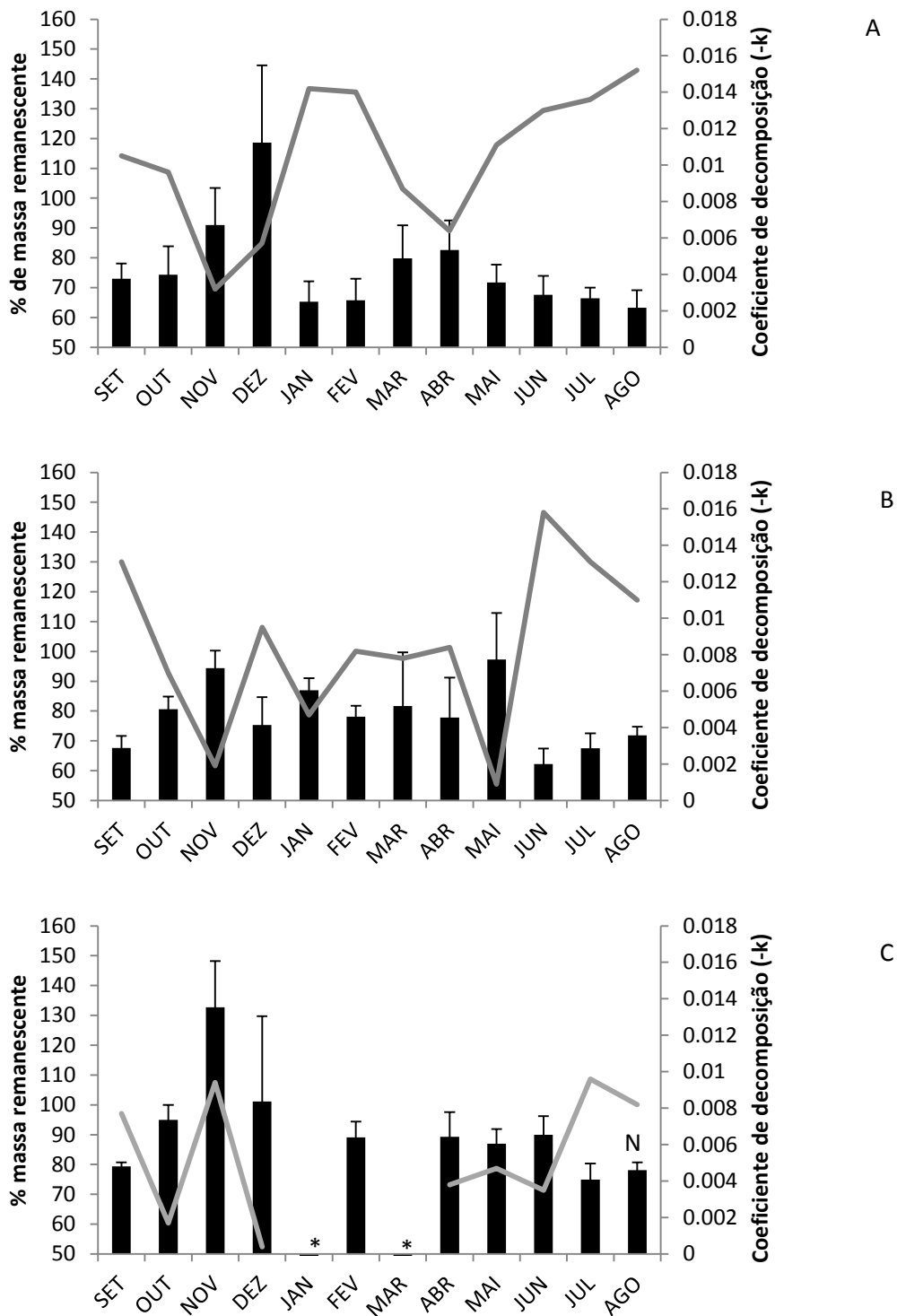


Figura 15: Porcentagem média e erro padrão da massa seca remanescente (eixo principal) e coeficiente de decomposição (k) (eixo secundário) dos detritos encubados nos córregos Cabeça-de-Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C) entre setembro de 2010 e agosto de 2011). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. N= novembro.

6.4 BIOMASSA MICROBIANA

Em relação à biomassa microbiana, não foi observado um padrão para as três zonas ripárias ocorrendo oscilações ao longo do período de estudo (Figura 16), onde foi encontrada diferença significativa em entre os meses em todos os córregos (ANOVA: CV $F_{(11,48)}=2,81$, $p=0,006$; Ro: $F_{(11,47)}=12,35$, $p < 0,001$; Ca: $F_{(9,34)}=9,18$, $p < 0,001$).

No córrego Cabeça-de-Veado as menores concentrações foram observadas no mês de outubro ($6,86 \pm 3,61$ nmoles/g MSLC-Figura 16A). No córrego Roncador, baixas concentrações também foram obtidas nos meses de outubro ($2,2 \pm 0,52$ nmoles/g MSLC) e agosto ($5,8 \pm 2,6$ nmoles/g MSL-Figura 16B). No Córrego Capetinga, assim como nos outros córregos, as menores concentrações foram observada em outubro ($2,98 \pm 2,22$ nmoles/g MSLC-Figura 16C). Fazendo a comparação entre os três córregos, diferença significativa foi observada apenas entre o Cabeça-de-Veado e o Capetinga (Tukey test, CV-Ro, $p=0,07$; CV-Ca, $p=0,01$; Ro-Ca, $p=0,05$).

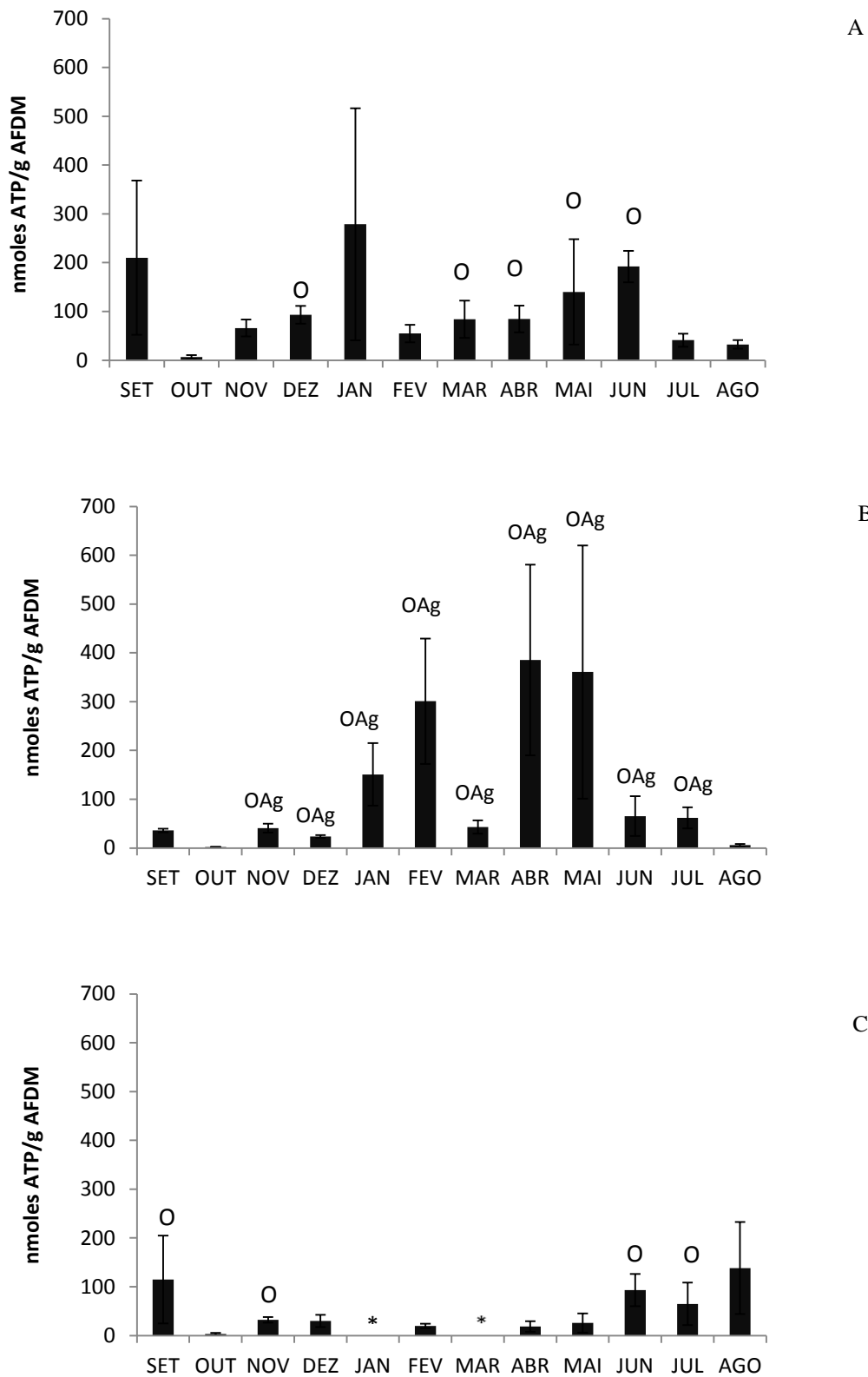


Figura 16: Média e erro padrão da biomassa microbiana total (nmols de ATP/g MSLC) nos detritos foliares em decomposição nos Córregos Cabeça-de-Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. O= outubro, D= dezembro, Ag= agosto.

6.5 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS

6.5.1 RIQUEZA

O total de invertebrados coletados foi 28,311 organismos associados aos detritos em decomposição nos três córregos durante o período do estudo. Os organismos foram classificados nos filos Arthropoda (96,3%) , Annelida (3,09%), Mollusca (0,44%), Platyhelminthes (0,07%) e Cnidaria (0,06%), distribuídos em 48 taxa.

A classe Insecta apresentou a maior abundância de indivíduos, representando aproximadamente 91,5% do total de organismos coletados. Dentro desta classe, foi observada uma diversidade de 39 famílias, distribuídas nas ordens Diptera (9), Ephemeroptera (3), Trichoptera (9), Plecoptera (2), Odonata (8), Coleoptera (4), Lepidoptera (1), Hemiptera (1) e Megaloptera (2- Tabelas 6,7 e 8, em anexo).

A ordem Diptera foi a mais representativa, correspondendo a aproximadamente 71,6% e do total de indivíduos e 78,3% total de quando considerado somente Insecta,. Dentro desta ordem, a família Chironomidae apresentou o maior número de indivíduos, representando 64,8% do total de indivíduos coletados, seguida por Simuliidae com cerca de 7% da amostragem total.

A riqueza taxonômica de invertebrados no córrego Cabeça-de-Veado não apresentou variação significativa em relação aos meses (Figura 17-ANOVA $F_{(11,48)}=1,76$, $p=0,08$), apresentando valores de 2 a 13 taxa mensais. Neste córrego foi encontrado um total de 10.652 invertebrados, distribuídos em 39 taxa (Tabela 6, em anexo). As famílias Chironomidae e Simuliidae corresponderam a aproximadamente 57% e 14% do total de indivíduos, respectivamente.

No córrego Roncador foram encontrados 5.924 indivíduos, sendo estes agrupados em 43 taxa (Tabela 7, em anexo). Houve variação mensal significativa dos

valores de riqueza de invertebrados (ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,73$, $p < 0,001$), em que os menores valores de riqueza ocorreram em novembro ($3,6 \pm 0,49$ taxa) e os maiores em junho ($9,9 \pm 1,2$ -Figura 17B-ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,73$, $p < 0,001$).

No córrego Capetinga foi encontrada a menor riqueza (37 taxa; Tabela 8, em anexo) e as menores médias mensais de taxa, onde a maior foi observada em abril ($7,8 \pm 1$ taxa) e a menor em dezembro ($1,75 \pm 0,36$ taxa-Figura 17C), havendo variação significativas entre os meses (ANOVA: $F_{(9,39)} = 7,4$, $p < 0,001$). Apenas o Cabeça-de-Veado e o Capetinga diferiram significativamente entre si (Tukey test, CV-Ca, $p=0,01$; Ro-Ca, $p=0,05$; CV-Ro, $p=0,73$).

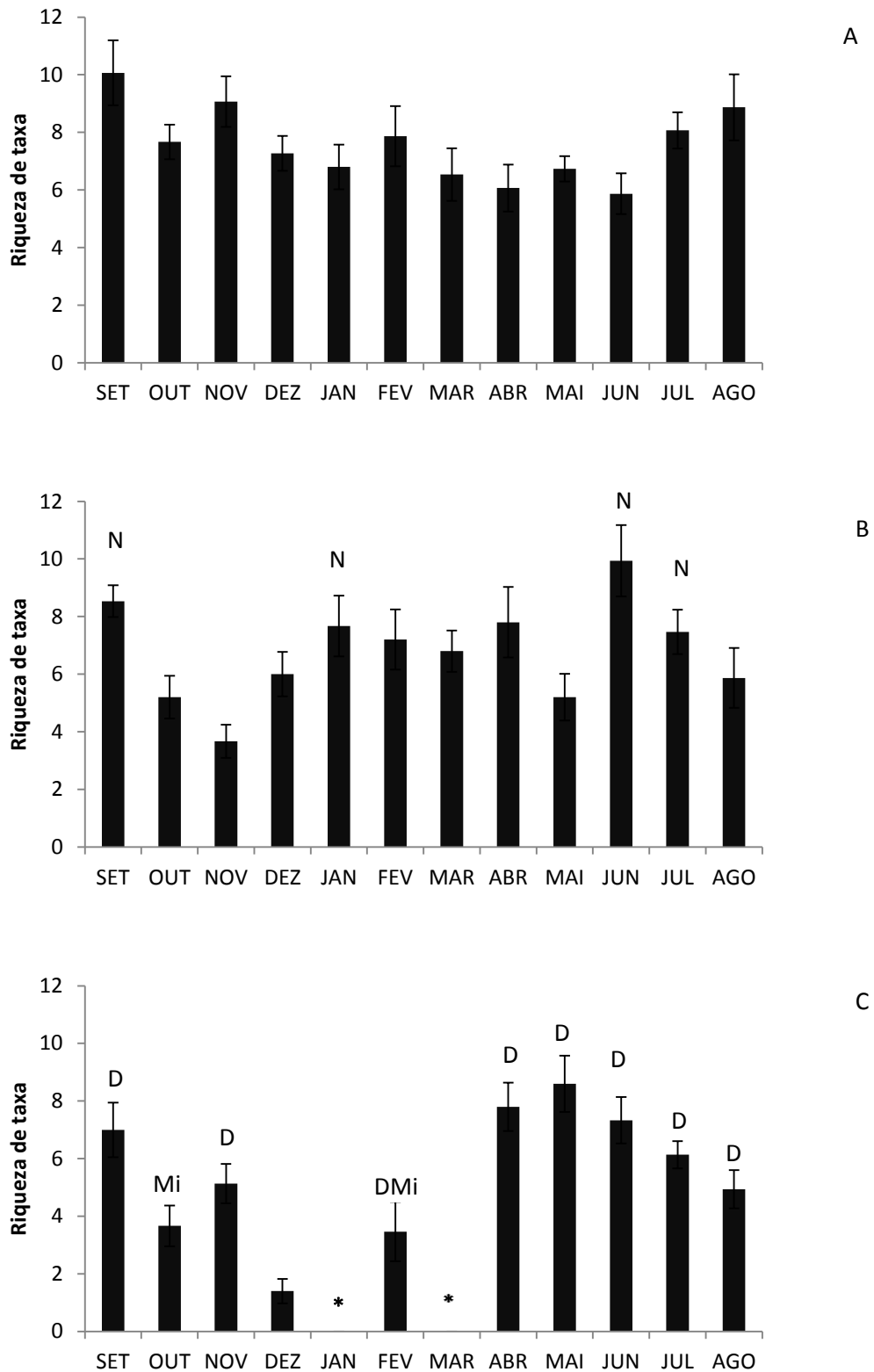


Figura 17: Média e erro padrão da riqueza de taxa de invertebrados associados aos detritos em decomposição nos córregos Cabeça-de-Veado (A) ,Roncador (B) e Capetinga (C) entre os meses de setembro de 2010 e agosto de 2011.). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d’água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra. D= dezembro, Mi= maio.

6.5.2 DENSIDADE

No córrego Cabeça-de-Veado a densidade média foi obtida no mês de agosto ($118,8 \pm 22,3$ ind./MSLC) e a menor no mês de janeiro ($21,1 \pm 6,21$ ind. /MSLC; Figura 18 A), havendo diferença significativa entre estes dois meses ($p=0,01$). Chironomidae e Simuliidae apresentaram as maiores densidades, em agosto ($78,9 \pm 13,8$ ind./ MSLC) e em março ($31,9 \pm 29,1$ ind./MSLC), respectivamente.

No córrego Roncador a maior densidade média total ocorreu em junho ($143,6 \pm 44,4$ ind./ MSLC), enquanto que a menor ocorreu em novembro ($10,15 \pm 1,99$ ind./ MSLC; Figura 18 B) (ANOVA $F_{(11,48)}= 4,58$, $p < 0,001$). Chironomidae foi o grupo mais abundante, representando cerca de 61,5% do total de organismos. Em seguida aparecem as famílias Leptoceridae e Leptophlebiidae com 4,5% e 4,2% do total, respectivamente. As maiores densidades de organismos foram observadas em Chironomidae, nos meses de junho (média de $71,46 \pm 23,70$ ind./ MSLC) e fevereiro ($61,86 \pm 34,97$ ind./ MSLC). Hydropsychidae e Simuliidae aparecem em seguida, com elevada densidade no mês de abril, com $40,16 \pm 38,59$ ind./ MSLC e $31,97 \pm 31,89$ ind./ MSLC respectivamente.

No córrego Capetinga a menor densidade total foi observada em dezembro ($15,3 \pm 9,3$ ind./ MSLC), enquanto a maior foi observada em abril ($198,54 \pm 70,0$ ind./ MSLC; Figura 18C) (ANOVA: $F_{(9,39)}=2,41$, $p < 0,001$). A família Chironomidae correspondeu a 70,2% do total de 11.773 indivíduos coletados neste córrego. Cladocera e Leptohiphidae aparecem em seguida com 7,2 % e 6,1% do total, respectivamente. Chironomidae apresentou as maiores densidades, com picos em abril ($157 \pm 64,74$ ind./ MSLC) e novembro ($97,5 \pm 45,32$ ind./ MSL). Cladocera teve sua maior densidade ($24,28 \pm 10,74$ ind./ MSLC) em julho e Leptohiphidae em agosto ($18,07 \pm 7,05$ ind./ MSLC). Comparando os 3 córregos, foram observadas diferenças significativas apenas

entre o córrego Cabeça-de-Veados e Capetinga em relação a densidade total de organismos (Tukey test, CV-Ro, $p=0,75$; CV-Ca, $p=0,01$; Ro-Ca, $p=0,05$).

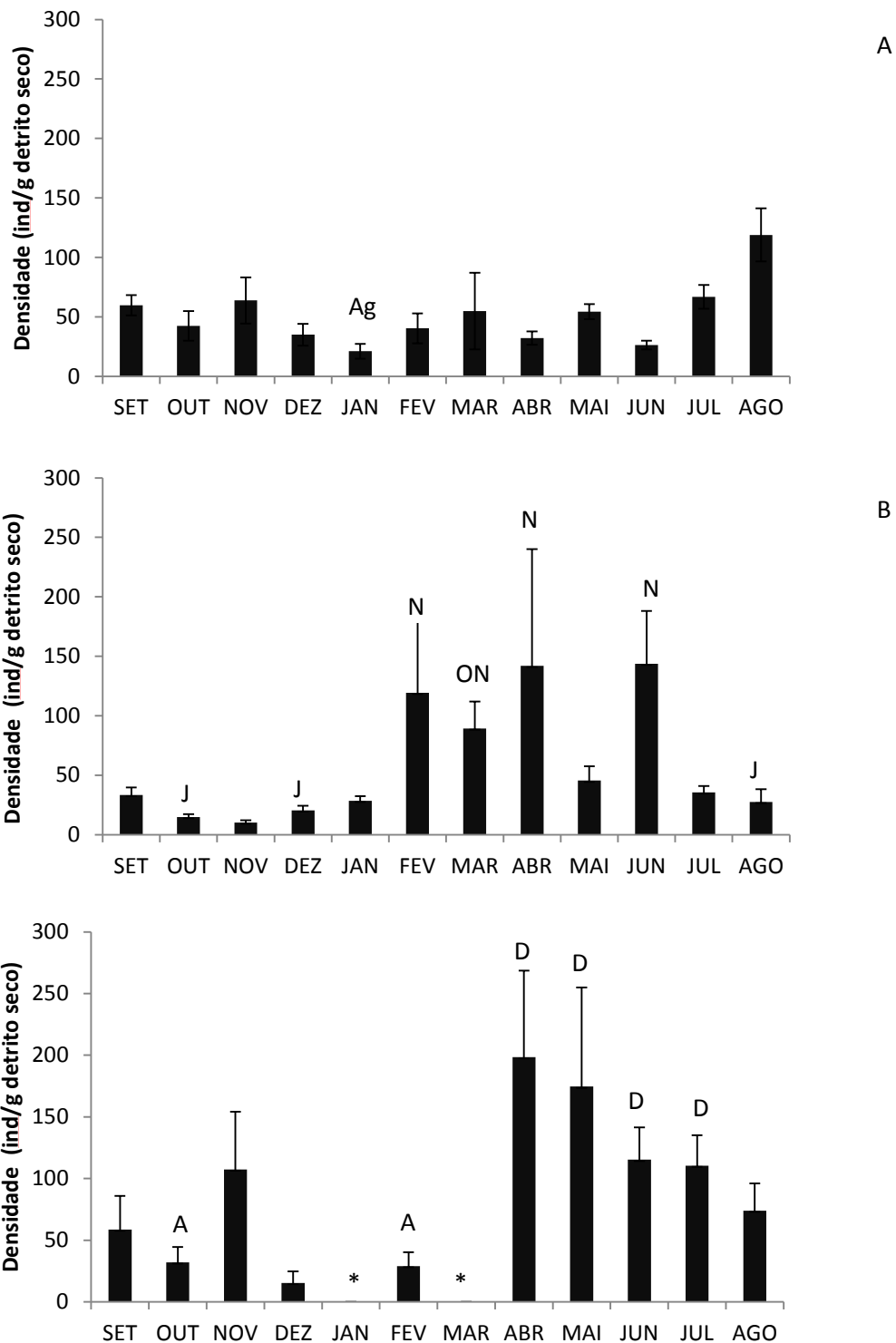


Figura 18: Média e erro padrão da densidade total de invertebrados bentônicos associados aos detritos em decomposição nos córregos Cabeça de Veado (JBB-A), Roncador (IBGE-B) e Capetinga (FAL-C) entre os meses de setembro de 2010 e agosto de 2011. * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água. As letras sobre as barras representam diferenças significativas com $p < 0,05$ entre o respectivo mês e aquele representado pela letra.. O= outubro, N= novembro, J= junho, Ag=agosto, A=abril

6.5.3 BIOMASSA

No Córrego Cabeça-de-Veado os maiores e menores valores de biomassa de invertebrados foram obtidos em julho ($0,09 \pm 0,05$ g biomassa/g detrito seco) e junho ($0,0002 \pm 0,00004$ g biomassa /g detrito seco), respectivamente (ANOVA: $F_{(11,48)}=2,63$, $p= 0,01$ -Figura 19A). No córrego Roncador foram obtidos os maiores valores de biomassa dentre as três áreas, com a maior biomassa registrada no mês de abril ($1,29 \pm 0,93$ g biomassa/g detrito seco) e a menor em outubro ($0,16 \pm 0,05$ g biomassa/g detrito seco; Figura 19B), não sendo observadas diferenças significativas entre os meses (ANOVA: $F_{(11,46)}=1,52$, $p=0,15$). No córrego Capetinga os maiores valores foram observados em fevereiro, após o evento o evento de tromba d'água ocorrido em janeiro ($0,29 \pm 0,23$ g biomassa/g detrito seco), enquanto o menor valor foi registrado em abril, após uma nova tromba d'água ocorrida em março ($0,001 \pm 0,0007$ g biomassa/g detrito seco; Figura 19C), entretanto não foi registrada diferença significativa (ANOVA: $F_{(9,36)} = 0,91$, $p = 0,5$). A análise estatística não revelou diferenças da biomassa de invertebrados entre os córregos (Tukey test: CV-Ro, $p= 0,99$; CV-Ca, $p = 0,33$; Ro-Ca, $p=0,32$).

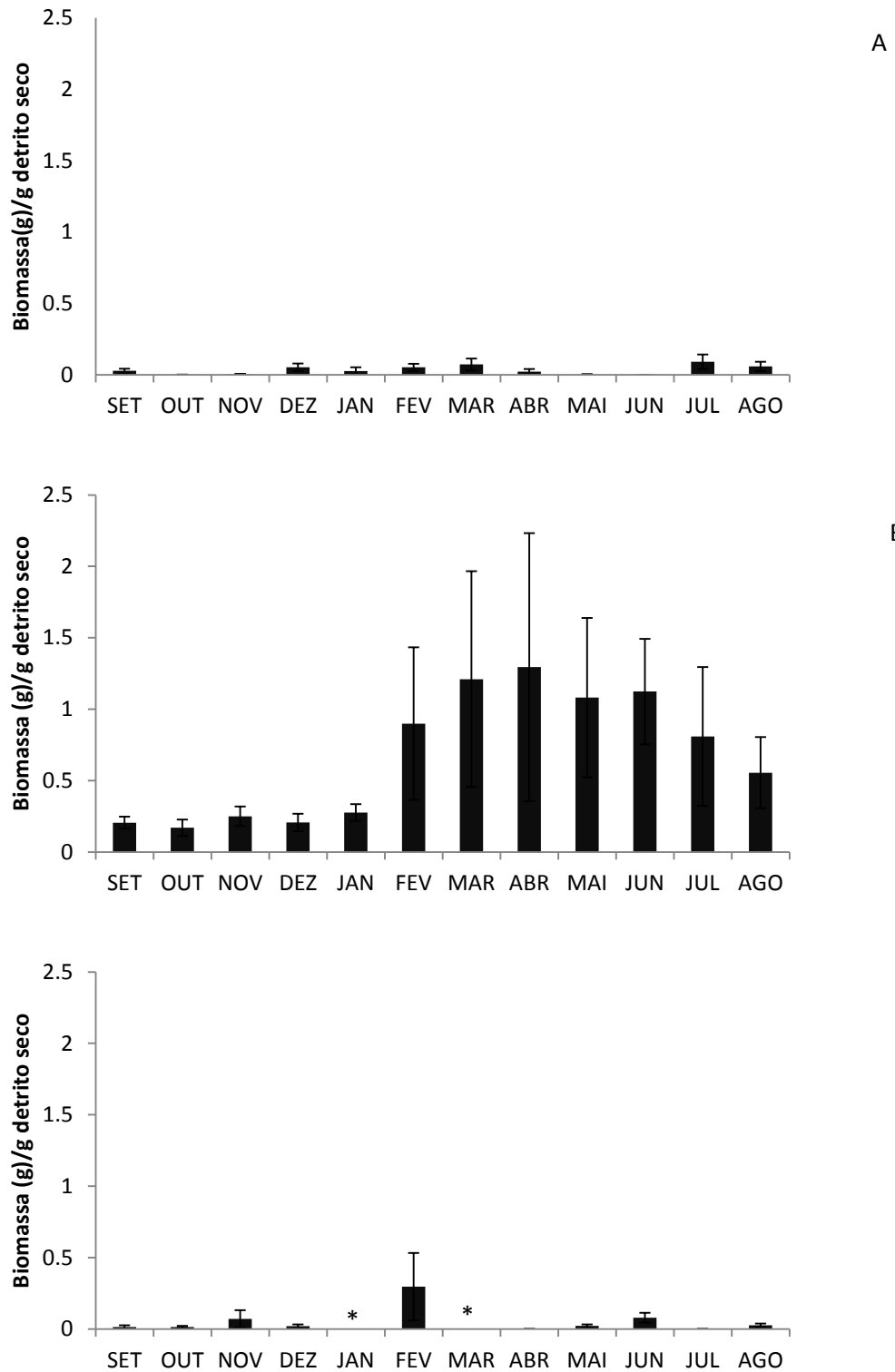


Figura 19: Variação temporal da biomassa (g) da comunidade de invertebrados (média e erro padrão) associados aos detritos em relação ao peso seco dos detritos (g) decomposição nos córregos Cabeça de Veado-JBB (A), Roncador-IBGE (B) e Capetinga-FAL (C) entre setembro de 2010 e agosto de 2011). * não foi possível obter os valores devido a perda do experimento em decorrência de trombas d'água.

6.5.4 GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS

No córrego Cabeça-de-Veado houve um predomínio de coletores-filtradores, representando mais da metade do total de organismos encontrados (Figura 20 A). O grupo dos fragmentadores foi o menos abundante, correspondendo a cerca de 5,4% da comunidade. Em todos os meses este grupo apresentou as menores porcentagens, com exceção de outubro, dezembro e julho, quando a menor densidade ocorreu entre os raspadores.

Os coletores-filtradores foram o grupo mais abundante no córrego Roncador, representaram cerca de 38% do total de invertebrados, seguido por coletores-catadores, com aproximadamente 23,2%. (Figura 20B). Raspadores e fragmentadores foram os menos abundantes, correspondendo a cerca de 11,5% e 10,6 % da comunidade total.

Ao contrário do observado nos outros córregos, no Capetinga os coletores-catadores foram dominantes, correspondendo a cerca de 50% do total da comunidade (Figura 20 C). Este grupo apresentou os maiores valores ao longo do experimento, com exceção do mês de julho, em que a comunidade teve maior abundância de coletores-filtradores (41,5%). O grupo dos raspadores foi o segundo mais abundante, totalizando cerca de 26,9% da comunidade total. Os fragmentadores tiveram a menor abundância, respondendo por aproximadamente 2,1% da comunidade. Os grupos tróficos funcionais das comunidades de invertebrados associados aos detritos apresentaram diferenças significativas em suas composições nas três zonas ripárias (ANOVA: JBB $F_{(4,55)}=29,8$, $p < 0,001$; IBGE : $F_{(5, 66)}=10,08$, $p < 0,001$; FAL: $F_{(4, 45)}=32,6$, $p < 0,001$).

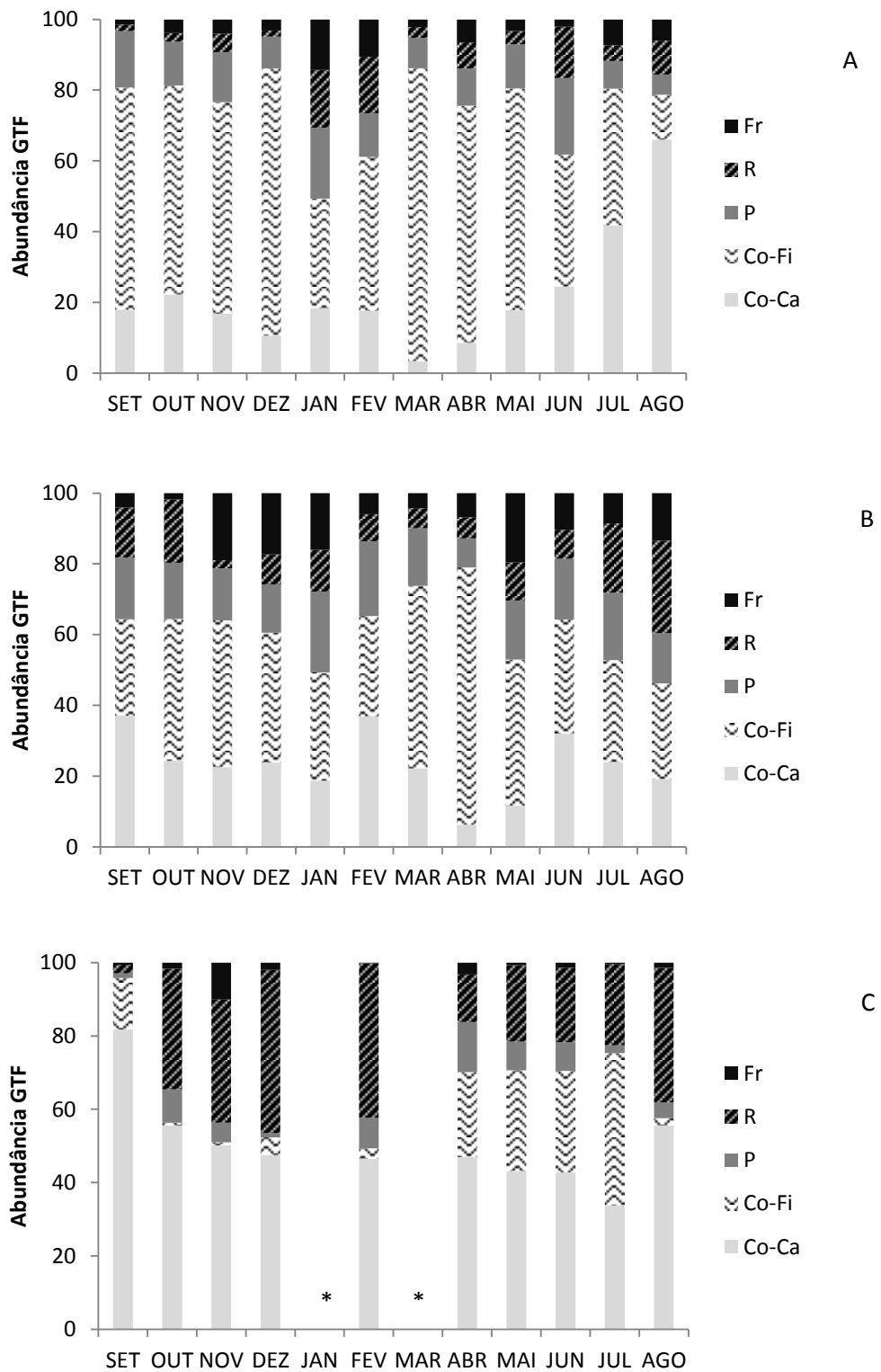


Figura 20: Proporção de grupos tróficos funcionais da comunidade de invertebrados associados aos detritos nos córregos Cabeça de Veado (A), Roncador (B) e Capetinga (C). Fr=fragmentadores, R=raspadores, P=predadores, Co-Fi= coletores-filtradores, Co=coletores-catadores.

No córrego Cabeça-de-Veado houve uma variação mensal significativa dos Coletores-catadores em relação aos meses (ANOVA: $F_{(11,48)} = 10,05$, $p < 0,001$), havendo maior densidade no mês de agosto $2,933 \pm 0,153$ ind./g detrito seco (Tabela 9, em anexo). Diferenças significativas em fragmentadores foram observadas apenas do mês de fevereiro ($0,552 \pm 0,155$ ind./g detrito) comparado a setembro ($0,054 \pm 0,014$ ind./g detrito seco) e junho ($0,051 \pm 0,027$) (ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,27$, $p = 0,002$; JUN-FEV: $p = 0,01$; SET-FEV: $p = 0,01$). Em Raspadores, variação significativa ocorreu em fevereiro ($0,533 \pm 0,135$ ind./g detrito seco) em relação a setembro ($0,050 \pm 0,014$ ind./g detrito seco), outubro ($0,045 \pm 0,020$ ind./g detrito seco) e dezembro ($0,058 \pm 0,018$ ind./g detrito seco) (ANOVA: $F_{(11,48)} = 2,43$, $p = 0,01$; DEZ-FEV: $p = 0,03$; OUT-FEV: $p = 0,02$; SET-FEV: $p = 0,03$). Não foi observada variação significativa em Coletores-filtradores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 1,14$, $p = 0,34$) e Predadores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 0,55$, $p = 0,85$).

No córrego Roncador as maiores densidades de Coletores-catadores ocorreram durante o mês de junho ($2,560 \pm 0,442$ ind./g detrito seco- Tabela 10, em anexo) e as menores em janeiro ($0,004 \pm 0,000$ ind./g detrito seco), havendo diferenças significativas entre os meses (ANOVA: $F_{(11,48)} = 6,55$, $p < 0,001$). Também foram variação mensal significativa da densidade de indivíduos em Fragmentadores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,6$, $p < 0,001$) e Predadores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,83$, $p < 0,001$), com maiores densidades em junho ($1,295 \pm 0,442$ e $0,476 \pm 0,135$ ind./g detrito seco, respectivamente) e menores em janeiro ($0,006 \pm 0,000$ e $0,002 \pm 0,001$ ind./g detrito seco, respectivamente). Apesar de o teste estatístico ter indicado variação mensal significativa em Coletores-filtradores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 3,1$, $p = 0,003$) e Raspadores (ANOVA: $F_{(11,48)} = 2,85$, $p = 0,005$) porém não foram discriminadas diferenças entre pares de meses.

No córrego Capetinga, apenas o grupo dos Fragmentadores não apresentou variação mensal significativa. Durante o mês de maio foram observadas as maiores densidades de Coletores-catadores ($2,882 \pm 0,985$ ind./g detrito seco- Tabela 11, em anexo), sendo que as menores ocorreram em dezembro ($0,001 \pm 0,000$ ind./g detrito seco), havendo variação significativa entre os meses (ANOVA: $F_{(9,40)} = 8,86$, $p < 0,001$). No grupo dos Raspadores as maiores densidades ocorreram no mês de agosto ($1,776 \pm 0,715$ ind./g detrito seco)(ANOVA: $F_{(9,40)} = 5$, $p = 0,001$). Apesar de haver um $p < 0,05$ em relação a variação mensal em Coletores-filtradores (ANOVA: $F_{(9,40)} = 2,49$, $p = 0,02$) e Predadores (ANOVA: $F_{(9,40)} = 2,41$, $p = 0,02$), não houve diferenciação significativa entre pares de meses. No grupo dos Fragmentadores não houve variação mensal significativa (ANOVA: $F_{(9,40)} = 1,2$, $p = 0,31$).

6.6 CORRELAÇÕES

Considerando os resultados das três zonas ripárias, houve uma correlação positiva entre a vazão e a concentração de ATP ($p = 0,002$; Tabela 12). A temperatura da água apresentou uma correlação positiva em relação a precipitação ($p = 0,001$), enquanto que a temperatura do ar foi positivamente correlacionada com o aporte ($p = 0,004$). A precipitação e a massa remanescente dos detritos foram positivamente correlacionadas ($p = 0,001$). Os fragmentadores, a biomassa e a densidade foram negativamente relacionados com o aporte ($p = 0,006$), ($p = 0,004$) e ($p = 0,01$). A vazão foi negativamente relacionada com a biomassa ($p = 0,01$).

A análise de correlação revelou uma relação positiva entre a massa remanescente e a precipitação no córrego Cabeça-de Veado ($p = 0,02$; Tabela 13). Uma correlação

significativa também foi observada entre condutividade e aporte ($p = 0,03$). As concentrações de nitrogênio e fósforo na água também foram positivamente relacionadas entre si ($p = 0,02$).

No córrego Roncador as concentrações de ATP foram positivamente correlacionadas com a densidade ($p = 0,01$) e biomassa ($p = 0,006$) de invertebrados (Tabela 14). A precipitação foi positivamente relacionada com a massa remanescente ($p = 0,04$). A temperatura da água também foi positivamente relacionada com a massa remanescente ($p = 0,02$).

No córrego Capetinga apesar da densidade de fragmentadores ter apresentado uma correlação significativa com a massa remanescente ($p = 0,01$), esta correlação foi positiva (Tabela 15). A precipitação apresentou uma correlação negativa com a o ATP ($p=0,04$) e com a massa remanescente ($p < 0,001$). A temperatura da água também foi negativamente correlacionada com a massa remanescente ($p= 0,03$). As concentrações de nitrogênio e fósforo foram positivamente relacionadas entre si ($p < 0,001$).

Tabela 12. Correlação dos parâmetros avaliados nos córregos Cabeça-de-Veado, Roncador e Capetinga. Valores de *p* e força de correlação.

	ATP	APORTE	MASSA	k	DENSIDADE	BIOMASSA	FRAG.	PRECIP.	T. AR	PH	T. ÁGUA	TURB.	COND.	VAZÃO	N	P
ATP		0,46	0,54	0,54	0,30	0,12	0,12	0,27	0,41	0,19	0,86	0,50	0,08	0,00	0,23	0,17
APORTE	-0,24		0,37	0,37	0,02	0,00	0,01	0,37	0,00	0,32	0,86	0,50	0,06	0,43	0,97	0,79
MASSA	-0,20	0,29		0,00	0,42	0,57	0,47	0,00	0,96	0,71	0,08	0,39	0,59	0,47	0,68	0,50
k	0,20	-0,29	-1,00		0,42	0,57	0,47	0,00	0,96	0,71	0,08	0,39	0,59	0,47	0,68	0,50
DENSIDADE	0,33	-0,67	-0,26	0,26		0,01	0,00	0,09	0,03	0,60	0,38	0,31	0,35	0,40	0,22	0,11
BIOMASSA	0,48	-0,76	-0,18	0,18	0,75		0,00	0,71	0,04	0,24	0,39	0,24	0,02	0,02	0,16	0,34
FRAG.	0,47	-0,73	-0,23	0,23	0,87	0,83		0,24	0,02	0,47	0,80	0,39	0,08	0,26	0,26	0,14
PRECIP.	-0,35	0,28	0,81	-0,81	-0,51	-0,12	-0,37		0,53	0,28	0,00	0,45	0,61	0,74	0,95	0,18
T. AR	-0,26	0,76	0,02	-0,02	-0,62	-0,59	-0,67	0,20		0,27	0,85	0,89	0,04	0,58	1,00	0,77
PH	0,41	-0,31	0,12	-0,12	-0,17	0,37	0,23	0,34	-0,35		0,10	0,83	0,00	0,19	0,85	0,74
T. ÁGUA	0,06	-0,06	0,53	-0,53	-0,28	0,27	-0,08	0,81	0,06	0,50		0,54	0,24	0,26	0,90	0,20
TURB.	-0,22	0,22	0,27	-0,27	-0,32	-0,37	-0,27	0,24	0,05	-0,07	0,20		0,29	0,48	0,10	0,33
COND.	-0,52	0,55	-0,17	0,17	-0,29	-0,64	-0,53	-0,16	0,60	-0,78	-0,37	0,34		0,14	0,52	0,87
VAZÃO	0,78	-0,25	-0,23	0,23	0,27	0,67	0,36	-0,11	-0,18	0,41	0,36	-0,22	-0,45		0,16	0,36
N	-0,38	-0,01	-0,13	0,13	-0,38	-0,44	-0,35	0,02	0,00	-0,06	0,04	0,50	0,21	-0,44		0,01
P	-0,42	-0,09	0,21	-0,21	-0,48	-0,30	-0,45	0,41	-0,10	0,11	0,40	0,31	0,05	-0,29	0,74	

Tabela 13: Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Cabeça-de-Veado. Valores de *p* e força de correlação.

	ATP	APORTE	MASSA	k	DENSIDADE	BIOMASSA	FRAG.	PRECIP.	T. AR	PH	T. ÁGUA	TURB.	COND.	VAZÃO	N	P
ATP		0.56	0.88	0.88	0.06	0.40	0.17	0.68	0.46	0.97	0.33	0.72	0.14	0.39	0.28	0.86
APORTE	-0.19		0.57	0.57	0.70	0.28	0.91	0.89	0.11	0.07	0.62	0.66	0.03	0.22	0.27	0.79
MASSA	0.05	-0.18		0.00	0.81	0.60	0.11	0.02	0.97	0.13	0.25	0.43	0.79	0.59	0.81	0.32
k	-0.05	0.18	-1.00		0.81	0.60	0.11	0.02	0.97	0.13	0.25	0.43	0.79	0.59	0.81	0.32
DENSIDADE	-0.55	0.13	-0.08	0.08		0.12	0.44	0.51	0.71	0.40	0.87	0.22	0.26	0.95	0.47	0.29
BIOMASSA	-0.27	-0.34	-0.17	0.17	0.48		0.06	0.98	0.51	0.48	0.40	0.40	0.49	0.62	0.65	0.61
FRAG.	-0.42	-0.03	-0.49	0.49	0.24	0.55		0.95	0.99	0.44	0.20	0.21	0.39	0.60	0.50	0.20
PRECIP.	-0.14	-0.05	0.64	-0.64	-0.21	-0.01	-0.02		0.53	0.06	0.09	0.14	0.50	0.34	0.16	0.71
T. AR	-0.24	0.48	-0.01	0.01	0.12	0.21	0.00	0.20		0.30	0.85	0.55	0.02	0.44	0.66	0.61
PH	-0.01	-0.54	0.46	-0.46	0.27	0.23	0.25	0.56	-0.33		0.35	0.17	0.17	0.57	0.23	0.89
T. ÁGUA	-0.31	-0.16	0.36	-0.36	0.05	0.27	0.40	0.51	0.06	0.29		0.41	0.26	0.23	0.65	0.67
TURB.	-0.12	0.14	-0.25	0.25	0.38	0.27	0.39	-0.46	0.19	-0.42	0.26		0.15	0.13	0.13	0.87
COND.	-0.45	0.62	-0.09	0.09	0.36	0.22	0.28	0.22	0.65	-0.43	0.36	0.44		0.52	0.46	0.62
VAZÃO	0.27	-0.38	-0.17	0.17	0.02	0.16	0.17	-0.30	-0.25	-0.18	0.38	0.46	-0.21		0.56	0.81
N	-0.34	0.35	0.08	-0.08	0.23	-0.15	-0.21	-0.44	0.14	-0.37	-0.15	0.46	0.24	-0.19		0.02
P	0.06	0.09	0.31	-0.31	-0.34	-0.17	-0.40	-0.12	0.16	0.05	-0.14	0.05	-0.16	-0.08	0.66	

Tabela 14. Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Roncador. Valores de *p* e força de correlação.

	ATP	APORTE	MASSA	k	DENSIDADE	BIOMASSA	FRAG.	PRECIP.	T. AR	PH	T. ÁGUA	TURB.	COND.	VAZÃO	N	P
ATP		0.14	0.50	0.55	0.01	0.01	0.04	0.59	0.02	0.25	0.12	0.52	0.00	0.00	0.73	0.86
APORTE	-0.45		0.37	0.30	0.04	0.01	0.10	0.97	0.02	0.04	0.52	0.98	0.19	0.47	0.09	0.08
MASSA	0.22	0.29		0.00	0.35	0.98	0.59	0.04	0.89	0.80	0.03	0.32	0.13	0.17	0.74	0.34
k	-0.19	-0.33	-0.99		0.28	0.85	0.52	0.05	0.92	0.69	0.04	0.30	0.15	0.24	0.80	0.43
DENSIDADE	0.73	-0.61	-0.29	0.34		0.00	0.00	0.18	0.08	0.23	0.78	0.04	0.09	0.10	0.57	0.66
BIOMASSA	0.74	-0.69	-0.01	0.06	0.85		0.00	0.51	0.01	0.54	0.39	0.46	0.04	0.11	0.94	0.58
FRAG.	0.61	-0.50	-0.17	0.21	0.80	0.87		0.41	0.04	0.91	0.98	0.33	0.14	0.23	0.58	0.99
PRECIP.	-0.17	-0.01	0.59	-0.58	-0.42	-0.21	-0.26		0.53	0.61	0.04	0.20	0.48	0.46	0.26	0.10
T. AR	-0.66	0.65	-0.05	0.03	-0.53	-0.68	-0.61	0.20		0.49	0.95	0.83	0.12	0.46	0.44	0.22
PH	0.36	-0.60	-0.08	0.13	0.38	0.20	-0.03	0.16	-0.22		0.21	0.81	0.26	0.20	0.10	0.28
T. ÁGUA	0.47	-0.20	0.63	-0.61	0.09	0.27	0.01	0.60	0.02	0.39		0.47	0.00	0.01	0.50	0.42
TURB.	-0.21	0.01	0.32	-0.33	-0.61	-0.23	-0.31	0.40	-0.07	-0.08	0.23		0.99	0.81	0.10	0.08
COND.	-0.85	0.40	-0.47	0.45	-0.51	-0.61	-0.46	-0.22	0.47	-0.35	-0.75	0.00		0.00	0.80	0.59
VAZÃO	0.76	-0.23	0.42	-0.37	0.50	0.48	0.38	0.24	-0.24	0.40	0.73	-0.08	-0.88		0.67	0.99
N	-0.11	-0.51	0.11	-0.08	-0.18	0.02	-0.18	0.36	-0.25	0.49	0.22	0.50	-0.08	-0.14		0.00
P	-0.06	-0.52	0.30	-0.25	-0.14	0.18	0.00	0.50	-0.38	0.34	0.26	0.52	-0.17	0.00	0.90	

Tabela 15. Correlação dos parâmetros avaliados no córrego Capetinga. Valores de *p* e força de correlação.

	ATP	APORTE	MASSA	k	DENSIDADE	BIOMASSA	FRAG.	PRECIP.	T. AR	PH	T. ÁGUA	TURB.	COND.	VAZÃO	N	P
ATP		0.84	0.15	0.15	0.91	0.84	0.38	0.04	0.89	0.66	0.05	0.30	0.79	0.91	0.67	0.70
APORTE	-0.07		0.17	0.17	0.07	0.94	0.50	0.17	0.00	0.23	0.49	0.17	0.06	0.81	0.18	0.21
MASSA	-0.45	0.42		0.00	0.48	0.27	0.99	0.00	0.77	0.43	0.03	0.97	0.46	0.94	0.23	0.22
k	0.45	-0.42	-1.00		0.48	0.27	0.99	0.00	0.77	0.43	0.03	0.97	0.46	0.94	0.23	0.22
DENSIDADE	0.04	-0.54	-0.23	0.23		0.67	0.01	0.19	0.00	0.78	0.23	0.67	0.43	0.38	0.24	0.23
BIOMASSA	0.07	-0.02	0.35	-0.35	-0.14		0.33	0.41	0.51	0.12	0.64	0.42	0.03	0.69	0.90	0.91
FRAG.	0.28	-0.21	0.00	0.00	0.74	0.31		0.39	0.05	0.99	0.11	0.36	0.53	0.09	0.29	0.28
PRECIP.	-0.60	0.42	0.86	-0.86	-0.40	0.26	-0.27		0.53	0.37	0.00	0.99	0.51	0.63	0.30	0.29
T. AR	-0.04	0.75	0.09	-0.09	-0.80	-0.21	-0.57	0.20		0.15	0.53	0.69	0.02	0.88	0.30	0.32
PH	-0.14	-0.38	0.25	-0.25	0.09	0.47	0.00	0.28	-0.44		0.11	0.66	0.00	0.03	0.57	0.51
T. ÁGUA	-0.57	0.22	0.61	-0.61	-0.38	0.15	-0.49	0.82	0.20	0.48		0.63	0.29	0.09	0.23	0.21
TURB.	0.33	0.43	0.01	-0.01	0.14	-0.26	0.29	0.00	0.13	-0.14	-0.16		0.10	0.81	0.47	0.45
COND.	0.09	0.55	-0.23	0.23	-0.25	-0.63	-0.20	-0.21	0.66	-0.78	-0.34	0.50		0.22	0.49	0.53
VAZÃO	0.04	-0.08	-0.02	0.02	-0.28	0.13	-0.51	0.16	0.05	0.61	0.51	-0.08	-0.38		0.95	1.00
N	-0.14	0.41	0.38	-0.38	-0.36	-0.04	-0.33	0.32	0.33	0.18	0.38	0.23	0.22	-0.02		0.00
P	-0.12	0.39	0.38	-0.38	-0.37	-0.04	-0.34	0.34	0.32	0.21	0.39	0.24	0.20	0.00	1.00	

7. DISCUSSÃO

7.1 APORTE DE MATÉRIA ORGÂNICA

A ausência de eventos climáticos extremos (como frio intenso prolongado) e a umidade relativa alta no interior da mata mesmo durante os meses de seca (Sousa-Silva *et al.*, 2001; Miranda *et al.*, 2011), tornam as zonas ripárias do Cerrado um ambiente favorável, permitindo que a vegetação seja perenifólia, o que possibilita um aporte de matéria orgânica contínuo sobre os córregos ao longo dos meses, como mostram os resultados. Esta produtividade de matéria orgânica é afetada por fatores ambientais, como ação mecânica do vento e das chuvas, e por respostas fisiológicas das plantas a variações ambientais (Valenti *et al.*, 2008).

A alta diversidade florística em zonas ripárias aliada a variações sazonais climáticas encontradas no Cerrado gera uma grande variação de padrões fenológicos, relacionados a fatores tanto bióticos quanto abióticos, o que possibilita a ocorrência de eventos reprodutivos bem distribuídos ao longo do ano (Oliveira & Paula, 2001), o que contribui para a produção contínua de detritos observada. Estudando as características fenológicas de espécies lenhosas comuns em zonas ripárias do Cerrado, Antunes & Ribeiro (1999) apontaram que o período reprodutivo destas ocorrem em variadas épocas do ano, como por exemplo *Vochysia pyramidalis*, *Tapirira guianensis*, *Talauma ovata*, que apresentam período de florescimento na estação chuvosa, indo de outubro a dezembro. *Eriotheca gracilipes* tem seu período de floração restrito a estação seca, de maio a setembro. Outras espécies, como *Acrocomia aculeata* e *Maprounea guianensis* apresentam um período de floração mais longo, indo de janeiro a dezembro e de abril a dezembro, respectivamente. (Oliveira & Paula, 2001).

Os maiores valores de aporte de matéria orgânica observado durante os meses do final da estação seca e início da estação seca e início da chuvosa (setembro a novembro) corroboram a hipótese 1, o que pode estar relacionado a maior produção de flores e sementes nesse período (Antunes & Ribeiro, 1999; Oliveira & Paula, 2001; Funch *et al.*, 2002). Além disso, pode ser atribuída ao estresse hídrico a maior queda entre setembro e outubro (Gonçalves *et al.*, 2006; França *et al.*, 2009). Durante as primeiras chuvas ocorre uma maior perda de material lenhoso pela vegetação, ocasionado pela ação mecânica dos ventos e das chuvas (Paiva *et al.*, 2008). Estes resultados diferem dos observados em outros estudos em vegetações ripárias, que apontam um pico de produção durante a estação seca (Funch *et al.*, 2002; Santana *et al.*, 2010). De acordo com Marimon (2007), o principal fator da produção de serapilheira é o caráter fenológico de suas principais espécies, o que pode estar relacionado às variações no aporte encontrado entre as áreas e entre os meses observados.

A maior produtividade de detritos durante o final da estação seca e início da chuvosa revela que a vegetação ripária responde de forma diferente às variações climáticas quando comparadas a outras fitofisionomias do Cerrado (Cianciaruso *et al.*, 2006; Valenti *et al.*, 2008;), em que a produção de detritos é maior durante a estação seca. Este aspecto pode estar relacionado a maior disponibilidade de água na zona ripária uma vez que o lençol freático está mais próximo à superfície. A temperatura parece ser o fator determinante no aporte, o que pode estar relacionado a resposta de fatores fenológico das espécies. Além disso, as maiores médias de temperatura ocorreram justamente no período de transição da seca para chuva, quando houve o pico de aporte. Williams-Linera e Tolome (1996) obtiveram resultados semelhantes, em que o aporte foi correlacionado com a temperatura, mas não com a precipitação.

A produção total de matéria orgânica na vegetação ripária do córrego Cabeça-de-Veado foi próxima a obtida por Sanches *et al.* (2009) em uma área de floresta tropical de transição, cuja produção foi de 6,86 ton/Ha/ano. O valor obtido para a mata do córrego Roncador foi semelhante ao relatado por Cianciaruso *et al.* (2006) em uma área de cerradão (5,64 ton/Ha/ano) e por Valenti *et al.* (2008) em cerrado *censu stricto* (5,4 ton/Ha/ano). A produção de detritos no córrego Capetinga foi próxima a obtida por Paiva (2008) em uma área de cerrado *sensu stricto* (3,5 ton/Ha/ano). Entretanto, os resultados encontrados nestas três zonas ripárias ficaram bem abaixo da produção relatada para outras formações florestais: 10,6 ton/Ha/ano em uma área de zona ripária (Vital *et al.*, 2004) e 8,99 ton/Ha/ano em uma floresta de transição Amazônia-Cerrado (Silva *et al.*, 2001). A reciclagem da matéria orgânica através da decomposição é uma importante fonte de nutrientes para o sistema, os quais são necessários para a produção primária, sendo um componente fundamental na manutenção da comunidade (Drage, 2007). Diante disto, em zonas ripárias do Cerrado aparentemente há uma menor disponibilidade de nutrientes e, conseqüentemente, baixa produtividade em relação a outras áreas florestais.

7.2 PERDA DE MASSA

De acordo com a classificação proposta por Petersen e Cummin (1974) os coeficientes de decomposição podem ser considerados em geral como médios. Este resultado está acima dos relatados por Gonçalves *et al.*, 2007 e de acordo com o obtido por outros autores em córregos do Cerrado (Gonçalves *et al.*, 2006; Moretti *et al.*, 2007). No entanto, estudos realizados em outros ecossistemas tropicais os coeficientes

de decomposição encontrados foram maiores (Ardón & Pringle, 2008; Pettit *et al.*, 2012). Geralmente em córregos do Cerrado são observados coeficientes de decomposição mais lentos, o que pode estar relacionado a baixa concentração de nutrientes na água, escassez de fragmentadores e pela dureza das folhas (Gonçalves *et al.*, 2007).

Os resultados de perda de massa não corroboraram a hipótese número 2, o que difere dos trabalhos de obtidos por Carvalho e Uieda (2009) e Mitre (2011), em que as maiores perdas ocorrem durante as chuvas. Vários fatores podem ter ocasionado estes resultados, dentre os quais está o acúmulo de massa observado nesse período nos córregos Cabeça-de-Veados e Capetinga. Outro fator a ser considerado é que, durante as chuvas, em algumas amostras foram observadas massas gelatinosas contendo diversos ovos e larvas recém eclodidas de Trichoptera, os quais, mesmo com a lavagem durante o processamento do material, permaneceram aderidas às folhas. Rueda-Delgado *et al.* (2006) também obtiveram menores perdas de massa durante o período chuvoso em um córrego de primeira ordem da Amazônia colombiana. Segundo estes autores, isto pode ter ocorrido devido ao acúmulo de matéria orgânica sobre os litter-bags, criando condições desfavoráveis à decomposição dos detritos. Durante o período chuvoso, foi muito comum observar os litter-bags cobertos por um grande volume de matéria orgânica alóctone carregada pelas chuvas, principalmente no córrego Roncador, o que pode reduzir a lixiviação, o acesso aos invertebrados e até mesmo criar condição de anóxia. Além disso, os microrganismos também podem ter contribuído para o acúmulo de massa, entretanto esta questão será discutida no tópico seguinte. Sendo assim, as alterações nos córregos ocasionadas pela estação chuvosa, como aumento na turbulência e temperatura, que potencialmente poderiam afetar positivamente a decomposição podem não ter sido suficientes para acelerar a perda de massa e compensar estes efeitos.

A variação observada nos coeficientes de decomposição entre os rios e os períodos pode estar relacionada não só às características ambientais, como a composição da vegetação e os padrões fenológicos de perda de folhas das espécies em cada zona ripária, mas também às qualidades dos detritos produzidos. Diversos autores vêm apontando que a composição química dos detritos é o principal fator determinante das taxas de decomposição (Ardón & Pringle, 2008; Mitre, 2011, Gonçalves *et al.*, 2012). Apesar das características das folhas não terem sido avaliadas neste estudo, foi observada durante o experimento uma elevada variação das espécies encubadas em cada litter-bag, que provavelmente podem apresentar diferenças nos coeficientes de decomposição. Além disso, as espécies podem produzir detritos com diferentes qualidades ao longo do ano (Campanella & Bertiller, 2008; Hättenschwiler *et al.*, 2008; Zehnder *et al.*, 2009), o que pode também criar condições diferentes na decomposição. A lixiviação do solo no período chuvoso o torna mais pobre em nutrientes, o que pode levar a produção de detritos de menor qualidade (apresentado maior dureza, por exemplo; Santiago *et al.*, 2004), o que pode ter contribuído para uma decomposição mais lenta nesse período.

A maioria dos estudos vem avaliando as perdas de massa em espécies individuais (Wantzen & Wagner, 2006; Li *et al.*, 2008) e pouco se conhece a respeito do processamento de detritos misturados. Estudar espécies individualmente pode não refletir a complexidade de fatores envolvidos na decomposição de detritos em um ecossistema, uma vez que em ambiente natural os detritos de diversas espécies ocorrem misturados no leito dos rios. Leroy e Marks (2006) e Lecerf *et al.* (2011) observaram que a taxa de decomposição de uma espécie misturada com outras é diferente de quando avaliada individualmente. O efeito da interação de espécies no funcionamento do ecossistema também foi observado por Kominoski *et al.* (2009), em que litter-bags

contendo detritos de variadas espécies apresentaram processamento por parte dos microrganismos diferente do que ocorre nestas mesmas espécies quando analisadas individualmente.

7.3 MICROORGANISMOS

A temperatura da água não parece ser um fator limitante ao desenvolvimento da comunidade microbiana, uma vez que foram observados altos valores de ATP mesmo durante os meses mais frios. Sendo assim, a falta de uma correlação significativa entre as concentrações de ATP e as variações de temperatura na água dos córregos pode ter ocorrido porque durante todo o período de estudo a temperatura da água foi muito próxima da faixa de temperatura considerada ótima para fungos em córregos tropicais (entre 20 °C e 25 °C - Wong *et al.*, 1998).

A colonização dos detritos por microrganismos varia fortemente em relação as espécies, de acordo com a composição química e estrutura das folhas (Ardón & Pringle, 2008). Diante disso, a falta de uma correlação significativa da biomassa microbiana com as perdas de massa e a falta de um padrão nos córregos estudados pode estar relacionada a elevada variação de misturas de espécies ao longo do experimento e entre os locais durante o estudos. Sendo assim, a composição de espécies de cada amostra pode tanto facilitar como dificultar a colonização microbiana (Leroy & Marks, 2006; Kominoski *et al.*, 2009), o que pode estar relacionado a oscilação observada entre os meses e seus elevados valores de erros padrão. Além disso, deve-se considerar a complexidade de organismos analisados pelo método do ATP. Entre os microrganismos que compõem o biofilme não são encontrados somente aqueles que se alimentam diretamente dos detritos, mas também algas e protistas não autótrofos (Ribblett *et al.*, 2005, Figura 2).

Um incremento de massa dos detritos durante o processo de decomposição também foi observado por outros autores (Moulton *et al.*, 2010; Alvim, 2012), os quais atribuíram este fenômeno a presença do biofilme. Aparentemente os resultados encontrados neste trabalho não podem ser associados ao biofilme formado, uma vez em todos estes eventos foram observadas baixas concentrações de ATP. Entretanto, o método utilizado na detecção do ATP não é capaz de mensurar os vários componentes que formam a matriz (composta por proteínas, ácidos nucleicos e exopolissacarídeos) liberada pelos microrganismos, associados em biofilme, durante a decomposição. Esta matriz poderia contribuir para o incremento observado, uma vez que pode responder por 90% do peso do biofilme (Flemming & Wingender, 2010).

7.4 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS

Uma maior densidade e riqueza durante o período seco também é relatado em outros estudos realizados em córregos do Cerrado (Bisbo & Oliveira, 1998, Kikuchi & Uieda, 1998; Callisto *et al.*, 2004; Valente, 2008). O aumento na velocidade da correnteza ocasionado pela ocorrência das chuvas causam o carreamento de invertebrados devido a distúrbios no substrato (Callisto *et al.*, 2004), o que pode ser considerado um dos principais fatores responsáveis pela redução das densidades desses organismos no período chuvoso.

Aparentemente não houve variação de temperatura suficiente para gerar mudança na estrutura da comunidade de invertebrados. O ciclo de vida e a estrutura da comunidade destes organismos em córregos de ambientes tropicais parecem estar relacionado principalmente aos regimes de precipitação (Bispo & Oliveira, 1998).

A composição da comunidade de acordo com as estratégias de alimentação de cada grupo é um reflexo da disponibilidade de recursos e condições do ambiente em que se encontram (Kominoski *et al.*, 2011), refletindo as adaptação de cada espécie. A predominância de organismos coletores na comunidade dos três córregos está de acordo com os resultados obtidos em outros estudos de ambientes tropicais (Ardón & Pringle, 2008). Estes resultados evidenciam que os detritos foliares formam um ambiente propício ao acúmulo de MOPF (Rueda-Delgado *et al.*, 2006).

Ao contrário dos outros grupos, houve um aumento da densidade de coletores-filtradores nos Córregos Cabeça-de-Veado e Roncador no período chuvoso, o que pode estar associado a um aumento da suspensão de MOPF ocasionada pelas chuvas (Callisto *et al.*, 2004).

A maior incidência de organismos raspadores no córrego Capetinga pode estar associada à estrutura física do ecossistema. Este córrego, por ter uma maior distância entre as margens, provoca uma diminuição no sombreamento provocado pela vegetação ripária, permitindo uma maior incidência luminosa sobre a coluna d'água, o que contribui para um maior desenvolvimento do perifíton (Lau *et al.*, 2008) . Nos córregos Cabeça-de-Veado e Roncador o sombreamento do córrego não permitiria um suporte energético para elevadas densidade de raspadores.

A baixa incidência de fragmentadores nas assembleias de invertebrados esta de acordo com outros estudos desenvolvidos em ambientes tropicais (Gonçalves *et al.*, 2007; Touma *et al.*, 2009; Moulton *et al.*, 2010), o que mostra uma baixa representatividade deste grupo na decomposição de detritos no Cerrado. Entretanto, alguns autores vêm propondo que os invertebrados de ambientes tropicais podem apresentar comportamentos flexíveis de alimentação, variando conforme o local, as condições do ambiente e estação (Cheshire *et al.*, 2005; Tomanova *et al.*, 2006) . A falta

de fragmentadores pode ser reflexo do pouco conhecimento a respeito do hábito de alimentação destes invertebrados em ambientes tropicais (Boyero *et al.*, 2009). Estes mesmos autores mostram que vários organismos são classificados em mais de uma categoria, não refletindo a forma simplificada que as chaves de classificação propõem. No estudo de Touma *et al.* (2009) na análise de conteúdo estomacal foi verificado que muitos invertebrados além dos típicos como fragmentadores também se alimentam de MOPG, o que mostra que o grupo dos fragmentadores pode estar subestimado em ambientes tropicais. A estrutura da comunidade em que os fragmentadores são pouco representativos e a falta de correlação entre a presença de fragmentadores e a porcentagem de massa remanescente indica que este grupo não participa ativamente na decomposição dos detritos nos córregos estudados.

As variações observadas na composição da comunidade entre os meses e entre os córregos pode estar associada a entrada de diferentes tipos de matéria orgânica e ao ciclo de vida dos organismos (Jonhson *et al.*, 2012). O predomínio de coletores e a escassez de fragmentadores pode indicar que os organismos estão utilizando os detritos principalmente como substrato e abrigo, sendo este pouco utilizado como recurso alimentar (Li *et al.*, 2009).

As larvas de Chironomidae são apontadas como dominantes em muitos estudos (Gonçalves, 2006; Li *et al.*, 2008). Estes organismos foram desconsiderados na análise de grupos tróficos funcionais uma vez que sua classificação ainda é imprecisa (Ligeiro *et al.*, 2010). Entretanto estas larvas podem estar influenciando a decomposição dos detritos pois podem estar atuando como minadores ou raspadores (Wantzen & Wagner, 2006; Callisto *et al.*, 2007), acelerando o processo de decomposição. Caso estes organismos fossem considerados nas análises a proporção de fragmentadores seria menor ainda.

A ocorrência de trombas d'água parece ser constante no córrego Capetinga durante o período de chuvas, pois nessa época foi possível detectar estes eventos através da perda e estrago do material de coleta. Enchentes são consideradas um dos principais fatores de distúrbio abiótico em córregos (Stanley, 2010), contribuindo para a estruturação da comunidade de invertebrados e suas adaptações a estes distúrbios (Lytle & Poff, 2004; Death, 2010). Sendo assim muitos autores tem apontado que a comunidade de invertebrados é mais resiliente do que resistente a enchentes (Fritz & Dodds, 2004; Death, 2010), o que explica a recuperação dos invertebrados em relação a densidade de organismos, biomassa e riqueza após os eventos de tromba d'água.

8. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesta dissertação confirmam a hipótese número 1, de que o aporte de matéria orgânica é maior entre o final do período seco e início das chuvas, visto que setembro e outubro apresentaram altos valores de perda de matéria orgânica pela vegetação. Por outro lado a hipótese número 2 de que as maiores taxas de decomposição ocorreriam no período chuvoso, não pode ser corroborada, uma vez que não houve diferença nas massas remanescentes entre os meses de seca e chuva. As mudanças nos córregos associadas aos eventos de precipitação afetaram negativamente a perda de massa dos detritos. Estes resultados evidenciam que há uma complexidade muito grande de fatores envolvidos direcionando a decomposição em sistemas lóticos além de alterações na turbulência, temperatura e nutrientes nas águas. Entretanto, devido a escassez de estudos que evidenciem o efeito da variação temporal sobre a

decomposição de folhas em ambientes lóticos, ainda é difícil compreender esta questão e compará-la com outros resultados.

9. PERSPECTIVAS FUTURAS

Devido à falta de estudos, pouco se conhece a respeito da influência da variação temporal sobre a decomposição de recursos alóctones em sistemas lóticos. Os resultados obtidos nessa dissertação evidenciam diferenças temporais no processamento de matéria orgânica em córregos do Cerrado, sendo assim futuros estudos darão maior importância a o efeito da variação temporal nesse processo, afim de que possam fornecer uma visão mais ampla a respeito deste processo.

A metodologia utilizada no trabalho ainda é bastante recente e mostra uma nova forma de estudar a interação entre sistema aquático e terrestre em zonas ripárias. Dessa forma, espera-se abrir um novo caminho para futuros estudos de decomposição de detritos em sistemas lóticos.

Os dados obtidos nesta dissertação contribuem para um melhor entendimento de processos ecológicos em zonas ripárias, podendo ser utilizados em futuros projetos de manejo dessas áreas. Além disso, podem ser utilizados para a conservação destes ambientes, dada a sua fundamental importância para conservação da fauna e de recursos hídricos.

10. REFERÊNCIAS

Abelho, M. 2005. Extraction and quantification of ATP as a measure of microbial biomass. *In: Methods to Study Litter Decomposition*. Cap 30. p. 223–229.

Alencar, D. B. S., C. L. Silva, & C. A. S. Oliveira. 2006. Influência da precipitação no escoamento superficial em uma microbacia hidrográfica do Distrito Federal. *Engenharia Agrícola* 26(1): 103-112.

Allan, J. D., & M. M. Castillo. 2005. *Stream Ecology Structure and function of running waters*. 2 ed. Dordrecht: Springer.

Antunes, N. B., & J. F. Ribeiro. 1999. Aspectos fenológicos de seis espécies vegetais em matas de galeria do Distrito Federal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 34(9): 1517-1527.

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

Ardón, M., & C.M. Pringle. 2009. Does leaf chemistry differentially affect breakdown in tropical vs temperate streams? Importance of standardized analytical techniques to measure leaf chemistry. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28(2): 440–453.

Artigas, J., A. M. Romaní, A. Gaudes, I. Muñoz, & S. Sabater. 2009. Organic matter availability structures microbial biomass and activity in a Mediterranean stream. *Freshwater Biology* 54: 2025–2036.

Bêche, L. A., E. P. McElravy, & V. H. Resh. 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology* 51: 56–75.

Bispo, P. C. & L. G. Oliveira 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. pp. 175-189. In: Nessimian, J.L. & A. L. Carvalho. E. (eds). Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, vol V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

Boyero, L., & R. G. Pearson. 2006. Intraspecific interference in a tropical stream shredder guild. *Marine and Freshwater Research* 57: 201-206.

Boyero, L., A. Ramirez, D. Dudgeon, & R. G. Pearson. 2009. Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society* 28(2): 397-403.

Callisto, M., M. Goulart, A. O. Medeiros, P. Moreno, & C. A. Rosa. 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.

Campanella, M. V., & M. B. Bertiller. 2008. Plant phenology, leaf traits and leaf litterfall of contrasting life forms in the arid Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 19: 75-85.

Carvalho, E.M., & V. S. Uieda. 2009. Seasonal leaf mass loss estimated by litter bag technique in two contrasting stretches of a tropical headstream. *Acta Limnol. Bras.* 21(2): 209-215.

Cheshire, K., L. Boyero, & R. G. Pearson. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology* 50: 748-769.

Cianciaruso, M. V., J. S. R. Pires, W. B. C. Delitti, & E. F. L. P. Silva. 2006. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação

Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20(1): 49-59.

Clapcott, J. E., & L. A. Barmuta. 2010. Metabolic patch dynamics in small headwater streams: exploring spatial and temporal variability in benthic processes. *Freshwater Biology* 55, 806–824.

Cummins, K. W. 1974. The importance of different energy sources in freshwater ecosystems. In: *Productivity of World Ecosystems*. Washington, National Academy of Sciences, 166.

Cummins, K. W., & M. J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol Syst.* 10: 147-72.

Dang, C. K., M. Schindler, E. Chauvet, & M. O. Gessner. 2009. Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90(1): 122–131.

Das, M., T. V. Royer, & L. G. Leff. 2007. Diversity of Fungi, Bacteria, and Actinomycetes on Leaves Decomposing in a Stream. *Applied and Environmental Microbiology* 73(3): 756-767.

Death, R. G. 2010. Disturbance and riverine benthic communities: What has it contributed to general ecological theory? *River Research and Applications* 26: 15-25.

Dietzch, L., A. V. Rezende, J. R. R. Pinto, & B. A. S. Pereira. 2006. Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria do Parque Canjerana, Df. *Cerne* 12(3): 201-210.

Drage, S. 2007. Litter dynamics and nutrient cycling in a tropical lowland rainforest in Puntarenas, Costa Rica. Wien, Universidade de Wien, 57. Dissertação de Mestrado.

Epstein, H. E., I. C. Burke, & W. K. Lauenroth. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. great plains. *Ecology* 83(2): 320–327.

Fagg, J. M. F., C. G. de Freitas, E. C. L. de Oliveira & A. C. C. de Moura. 2009. Atividades de extensão voltadas à educação ambiental - Projeto APA “Restabelecimento da integridade ecológica e ecogestão nas bacias São Francisco e Paranoá, DF”. Em *Extensão* 8(1): 134 – 150.

Felfili, J. M., J. F. Ribeiro, C. W. Fagg, & J. Wagner. 2000. Cerrado: manual para recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Ferreira, V., V. Gulis, & M. A. S. Graça. 2006. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia*. 149: 718–729.

Findlay, S. 2010. Stream microbial ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc* 29: 170–181.

Flemming, H. C., & J. Wingender. 2010. The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology* 8: 623-633.

Fonseca, M. R. S. 2008. Avaliação hidrológica preliminar para subsidiar a construção de cenários sobre o futuro da ocupação humana na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Gama e Córrego Cabeça de Veado – Distrito Federal. Brasília, Universidade de Brasília, 108. Dissertação de Mestrado.

Fritz, K. M., & W. K. Dodds. 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia* 527: 99–112.

Funch, L. S., R. Funch, & G. M. Barroso. 2002. Phenology of Gallery and Montane Forest in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Biotropica* 34(1): 40-50.

Gessner, M. O., E. Chauvet, & M. Dobson. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85(2): 377-384.

Gonçalves, J. F., J. S. França, A. O. Medeiros, C. A. Rosa, & M. Callisto. 2006. Leaf breakdown in a tropical stream. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91(2):164–177.

Gonçalves, J. F., M. A. S. Graça, & M. Callisto. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25(2): 344–355.

Gonçalves, J. F., M. A. S. Graça, & M. Callisto. 2007. Litter decomposition in a cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology* 52: 1440–1451.

Gonçalves, J. F., R. S. Rezende, J. França, & M. Callisto. 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 63: 428–439.

González, J. M., & M. A. S. Graça. 2005. Influence of Detritus on the Structure of the Invertebrate Community in a Small Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology* 90(5-6): 534–545.

Graça, M. A. S., P. Pinto, R. Cortes, N. Coimbra, S. Oliveira, M. Morais, M. J. Carvalho, & J. Malo. 2004. Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two-Scale Analysis. *International Review of Hydrobiology* 89(2): 151–164.

Graça, M. A. S., F. Bärlocher, & M. O. Gessner. 2005. *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Dordrecht: Springer.

Graça, M. A. S., & C. Canhoto. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25: 1-10.

Guarino, E. S. G., & B. M. T. Walter. 2005. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(3): 431-442.

Hättenschwiler, S., B. Aeschlimann, M. M. Coûteaux, J. Roy, & D. Bonal. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. *New Phytologist* 179: 165–175.

Hieber, M., & M. O. Gessner. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf break down based on biomass estimates. *Ecology* 83(4): 1026–1038.

Hill, W. R., B. J. Roberts, S. N. Francoeur, & S. E. Fanta. 2011. Resource synergy in stream periphyton communities. *Journal of Ecology* 99: 454–463.

Ibama & Funatura. 1998. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília (Revisão), Brasília.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2004. Reserva Ecológica do IBGE – Ambiente e Plantas Vasculares. In: Estudos e Pesquisas Informação Geográfica 3. Rio de Janeiro, 73.

Johnson, R. C., M. M. Carreiro, H.-S. Jin, & J. D. Jack. 2012. Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators* 13: 206–214.

Kikuchi, R. M. & V. S. Uieda 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In: Nessimian, J.L. & A. L. Carvalho. E. (eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Series *Oecologia Brasiliensis*, vol V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

Klink, C. A., & R. B. Machado. 2005. A conservação do cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v.5.

Kominoski, J. S., T. J. Hoellein, J. J. Kelly, & C. M. Pringle. 2009. Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? *Oikos* 118: 457-463.

Kominoski, J. S., L. B. Marczak, & J. S. Richardson. 2011. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology* 92(1): 151–159.

Lau, D. C. P., K. M. Y. Leung, & D. Dudgeon. 2008. Experimental dietary manipulations for determining the relative importance of allochthonous and autochthonous food resources in tropical streams. *Freshwater Biology* 53: 139-147.

Lau, D. C. P., K. M. Y. Leung, & D. Dudgeon. 2009. What does stable isotope analysis reveal about trophic relationships and the relative importance of allochthonous and autochthonous resources in tropical streams? A synthetic study from Hong Kong. *Freshwater Biology* 54: 127–141.

Lecerf, A., G. Risnoveanu, C. Popescu, & M. O. Gessner. 2007. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88(1): 219-227.

Lecerf, A., & J. S. Richardson. 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management*. 259: 2433–2443.

Lecerf, A., G. Marie, J. S. Kominoski, C. J. LeRoy, C. Bernadet, & C. M. Swan. 2011. Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. *Ecology* 92(1): 160–169.

Leroy, C. J., & J. C. Marks. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51: 605–617.

Li, A. O. Y., & D. Dudgeon. 2009. Shredders: species richness, abundance, and role in litter breakdown in tropical Hong Kong streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28(1): 167–180.

Li, A. O. Y., L. C. Y. Ng, & D. Dudgeon. 2009. Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. *Aquat. Sci.* 71: 80 – 93.

Ligeiro, R., M. S. Moretti, J. F. Gonçalves Jr., & M. Callisto. 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia* 654: 125–136.

Lindner, E. A., & N. F. Q. Silveira. 2003. A legislação ambiental e as áreas ripárias. In: I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias – Anais. Alfredo Wagner, Universidade Federal de Santa Catarina, pp: 49 – 63.

Lytle, D. A., & N. LeRoy Poff. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *TRENDS in Ecology and Evolution* 19(2): 94-100.

Marimon Junior, B. H. 2007. Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* taub. e uma floresta mista no leste mato-grossense. Brasília, Universidade de Brasília, 274. Tese de Doutorado.

Medeiros, A. O., C. Pascoal, & M. A. S. Graça. 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54: 142-149.

Merritt, R. W., & K. W. Cummins. 1996. An introduction to the Aquatic Insects of North America.

Miranda, L. A. P., A. P. Vitória, & L. S. Funch. 2011. Leaf phenology and water potential of five arboreal species in gallery and montane forests in the Chapada Diamantina; Bahia; Brazil. *Environmental and Experimental Botany* 70: 143–150.

Moretti, M. S., J. F. Gonçalves, R. Ligeiro, & M. Callisto. 2007. Invertebrates Colonization on Native Tree Leaves in a Neotropical Stream (Brazil). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 92(2): 199–210.

Moretti, M., J. F. Gonçalves, & M. Callisto. 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. *Limnologica* 37: 250–258.

Moulton, T. P., S. A. P. Magalhães-Fraga, E. F. Brito, & F. A. Barbosa. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638: 55–66.

Niu, S. Q., & D. Dudgeon. 2011. The influence of flow and season upon leaf-litter breakdown in monsoonal Hong Kong streams. *Hydrobiologia* 663: 205–215.

Nogueira, M. F., & I. Schiavini. 2003. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de uma mata de galeria inundável em Uberlândia, MG., Brasil. *Bioscience Journal* 19(2): 89-98.

Oliveira, E. C. L., & J. M. Felfili. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(4): 801-811.

Oliveira, P. E. A. M. & F. R. 2001. Paula. Fenologia e biologia reprodutiva de plantas de Matas de Galeria, pp 303 a 332. In: Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, Distrito Federal.

Paetzold, A., C. J. Schubert, & K. Tockner. 2005. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. *Ecosystems* 8: 748-759.

Paiva, A. O. 2008. Eficiência do uso de nutrientes ao longo de uma transição de mata de galeria e cerrado no Distrito Federal. Brasília, Universidade de Brasília, 100. Dissertação de Mestrado.

Parron, L. M., M. M. C. Bustamante, & D. Markewitz. 2011. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry* 105: 89-104.

Petersen, R. C., & K. W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368.

Pettit, N. E., T. Davies. J. B. Fellman. P. F Grierson. D. M. Warfe, & P. M. Davies. 2012. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia* 680: 63–77.

Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, 2009.

Ribblett, S. G., M. A. Palmer, & D. W. Coats. 2005. The importance of bacterivorous protists in the decomposition of stream leaf litter. *Freshwater Biology* 50: 516–526.

Ribeiro, J.F. & B.M. Walter 2001. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. pp 29 a 47. In: Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, Distrito Federal.

Ribeiro, J. F., C. E. L. Fonseca, & j. C. Sousa-silva. 2001. Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Roberts, B. J., P. J. Mulholland, & W. R. Hill. 2007. Multiple Scales of Temporal Variability in Ecosystem Metabolism Rates: Results from 2 Years of Continuous Monitoring in a Forested Headwater Stream. *Ecosystems* 10: 588-606.

Rueda-Delgado, G., K. M. Wantzen, & M. B. Tolosa. 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.

Sampaio, A. B., B. M. T. Walter, & J. M. Felfili. 2000. Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. *Acta Botanica Brasilica* 14(2): 197-214.

Sanches, L., C. M. A. Valentini, M. S. Biudes, & J. S. Nogueira. 2009. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 13(2): 183-189.

Santana, O. A., J. I. Encinas, F. L. S. Silveira, & G. S. Ribeiro. 2010. Produção de serrapilheira em floresta de galeria e floresta mesofítica na dolina da garapa, Distrito Federal, Brasil. *Cerne* 16(4): 585-596.

Santiago, L. S., K. Kitajima, S. J. Wright, & S. S. Mulkey. 2004. Coordinated changes in photosynthesis, water relations and leaf nutritional traits of canopy trees along a precipitation gradient in lowland tropical forest. *Oecologia* 139: 495-502.

Schessl, M., W. L. Silva, & G. Gottsberger. 2008. Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil. *Flora* 203: 215-228.

Schindler, M. H., & M. O. Gessner. 2009. Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90(6): 1641-1649.

Silva, C. J., L. Sanches, M. E. Bleich, F. A. Lobo, & J. S. Nogueira. 2007. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazonica* 37(4): 543-548.

Silva, C. J., F. A. Lobo, M. E. Bleich, & L. Sanches. 2009. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. *Acta Amazonica* 39(3): 591-600.

Silva-Júnior M. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, P. E. Nogueira A.V. Rezende, R. O. Morais & M. G. G. Nóbrega. 2001. Análise da flora arbórea de mata de galeria no Distrito Federal : 21 levantamentos. Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Sousa-Silva, J.C., J.F.Ribeiro, C.E.L.Fonseca & N.B.Santos 2001. Germinação de sementes e emergência de plântulas de espécies arbóreas e arbustivas que ocorrem em Matas de Galeria. pp 379 a 422. In: Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, Distrito Federal.

Stanley, E. H., S. M. Powers & N. R. Lottig. 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: concepts, contributions, and coming challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 67–83.

Suberkropp,K., V. Gulis, A. D. Rosemond, & J. P. Benstead. 2010. Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. *Limnology and Oceanography* 55(1): 149–160.

Tiegs, S. D., F. D Peter, C. T. Robinson, U. Uehlinger, & M. O. Gessner. 2008. Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27(2): 321–331.

Tomanova, S., E. Goitia, & J. Helešic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251–264.

Touma, B. R., A. C. Encalada, & N. P. Fornells. 2009. Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *International Review of Hydrobiology* 94(4): 357–371.

Valente, L. C. 2008. Estrutura e composição de assembléias de macroinvertebrados bentônicos associados a acúmulos de folhas em riachos de cabeceira, pertencentes à Cadeia do Espinhaço (MG). Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 66. Dissertação de Mestrado.

Valenti, M. W., M. V. Cianciaruso, & M. A. Batalha. 2008. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. *Brazilian Journal of Biology* 68(3): 459-465.

Van Den Berg, E., and A. T. Oliveira-Filho. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 231-253.

Vital, A. R. T., I. A. Guerrini, W. K. Franken, & R. C. B. Fonseca. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore* 28(6): 793-800.

Wantzen, K. M., & R. Wagner. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 216–232.

Wantzen, K. M., C. M. Yule, J. M. Mathooko & C. M. Pringle. 2008. Organic Matter Processing in Tropical Streams. *Tropical Stream Ecology*. 43-64.

Webster, J. R., & Benfield, E.F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-94.

Williams-Linera, G. & J. Tolome. 1996. Litterfall, Temperate and Tropical Dominant Trees, and Climate in a Mexican Lower Montane Forest. *Biotropica* 28 (4) 649-656.

Wong, M. K. M., T.-K. Goh, I. J. Hodgkiss, K. D. Hyde, V. M. Raghoo, C. K. M. Tsui, W.-H. Ho, W. S.W. Wong, & T.-K. Yuen. 1998. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 7: 1187-1206.

Zehnder, C. B., K. W. Stodola, B. L. Joyce, D. Egetter, R. J. Cooper, & M. D. Hunter. 2009. Elevational and Seasonal Variation in the Foliar Quality and Arthropod Community of *Acer pensylvanicum*. *Environmental Entomology* 38(4):1161-1167.

ANEXOS

Anexo 1-Tabela 6 Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Cabeça-de-Veado entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios \pm erro padrão.

TAXON	GRUPO TRÓFICO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
ARTHROPODA													
INSECTA													
DIPTERA													
CHIRONOMIDAE	*	39,3 \pm 4,3	28,0 \pm 9,2	36,6 \pm 10,1	8,1 \pm 1,2	9,4 \pm 3,9	13,8 \pm 5,4	10,6 \pm 3,6	10,5 \pm 2,2	28,1 \pm 4,1	14,0 \pm 2,6	36,6 \pm 6,5	78,9 \pm 13,9
CERATOPOGONIDAE	Co-Ca/P	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2	0,8 \pm 0,4	0,6 \pm 0,4	0,6 \pm 0,3	0,3 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,4 \pm 0,2
SIMULIIDAE	Co-Fi	8,6 \pm 7,8	5,2 \pm 1,9	3,5 \pm 1,6	12,3 \pm 5,6	0,6 \pm 0,3	4,5 \pm 1,9	31,9 \pm 29,1	5,2 \pm 2,0	5,7 \pm 2,9	0,8 \pm 0,2	9,5 \pm 5,2	3,8 \pm 1,9
EMPIDIDAE	P	0,3 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,6 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,2
TIPULIDAE	P	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
TABANIDAE	P	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
PSYCHODIDAE	Co-Ca/R	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Ephemeroptera													
LEPTOPHLEBIIDAE	R/Co-Ca	0,3 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	1,5 \pm 0,9	0,7 \pm 0,2	2,2 \pm 0,8	4,9 \pm 1,0	0,7 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	1,4 \pm 0,6	0,6 \pm 0,3	1,2 \pm 0,6	2,7 \pm 1,2
LEPTOHYPHIDAE	Co-Ca	1,6 \pm 0,7	0,7 \pm 0,2	0,6 \pm 0,4	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	1,0 \pm 0,4	3,7 \pm 1,0
BAETIDAE	Co-Ca	1,0 \pm 0,3	0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	1,0 \pm 0,4	3,9 \pm 1,2	2,2 \pm 0,5
Trichoptera													
HYDROPSYCHIDAE	Co-Fi	0,7 \pm 0,6	3,0 \pm 0,5	12,4 \pm 6,0	7,8 \pm 2,6	2,8 \pm 1,1	6,6 \pm 3,2	4,6 \pm 1,5	8,4 \pm 2,9	10,2 \pm 1,8	3,4 \pm 1,1	1,7 \pm 0,9	0,2 \pm 0,1
LEPTOCERIDAE	Fr/Co-Fi/ Pr/P	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,7 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	0,5 \pm 0,3	1,0 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	0,7 \pm 0,3	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2
CALAMOCERATIDAE	Fr	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3	0,7 \pm 0,3	0,3 \pm 0,2	0,5 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,2
POLYCENTROPODIDAE	Co-Fi	0,1 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1
ODONTOCERIDAE	R	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,5 \pm 0,1	0,5 \pm 0,4	1,0 \pm 0,8	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3	0,3 \pm 0,1	0,9 \pm 0,3
GLOSSOSOMATIDAE	R	0,1 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
HYDROPTILIDAE	R	0,1 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3
HYDROBIOSIDAE	P	0,1 \pm 0,0	0,9 \pm 0,3	0,8 \pm 0,5	0,7 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,4 \pm 0,2
Plecoptera													
GRYPOPTERYGIDAE	Fr	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,3	0,3 \pm 0,2	0,9 \pm 0,6	0,3 \pm 0,3	0,2 \pm 0,2	0,4 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	1,9 \pm 0,6	2,0 \pm 0,7
PERLIDAE	P	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,4	0,9 \pm 0,3	1,0 \pm 0,3	1,0 \pm 0,4	1,6 \pm 0,6	0,8 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3	0,9 \pm 0,3	0,8 \pm 0,3	0,8 \pm 0,5

Anexo1. Continuação

TAXON	GRUPO TRÓFICO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
ARTHROPODA													
INSECTA													
ODONATA													
LIBELLULIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0,2 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CORDULIIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
MEGAPODAGRIONIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,4	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1
PROTONEURIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
COENAGRIONIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CALOPTERYGIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0
COLEOPTERA													
ELMIDAE ADULTO	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	0,0 ± 0,0	1,1 ± 1,1
ELMIDAE LARVA	Co-Ca	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,3	1,2 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,8 ± 0,6	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
GYRINIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1
DYSTISCIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
PSEPHENIDAE	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
LEPIDOPTERA													
PYRALIDAE	Fr/R	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,4	1,9 ± 0,9	0,4 ± 0,3	0,9 ± 0,5	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,0
HEMIPTERA													
BELOSTOMATIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
MEGALOPTERA													
CORYDALIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
ENTOGNATHA													
COLEMBOLLA	Co-Ca	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CRUSTACEA													
CLADOCERA	Co-Fi	3,4 ± 1,2	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,8 ± 0,2
DECAPODA	Co-Fi/P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
ARACHNIDA													
HYDRACARINA	P	2,4 ± 0,8	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,8 ± 0,5	0,4 ± 0,2

Anexo 1. Continuação

ANNELIDA																
OLIGOCHAETA	Co-Ca	0,6 ± 0,1	2,0 ± 1,0	2,2 ± 0,3	1,1 ± 0,4	0,8 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,3 ± 0,2	1,0 ± 0,5	3,0 ± 1,4	1,2 ± 0,6	7,0 ± 3,3	18,9 ± 4,4			
PLATELMINTHES																
TURBELLARIA	P	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0				

Anexo 2- Tabela 7. Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Roncador entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios ± erro padrão.

TAXON	GRUPO TRÓFICO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO			
ARTHROPODA																
INSECTA																
DIPTERA																
CHIRONOMIDAE	*	26,7 ± 5,4	11,4 ± 1,8	7,0 ± 2,1	14,0 ± 3,1	0,3 ± 0,1	66,8 ± 35,0	51,4 ± 13,3	35,4 ± 16,3	27,4 ± 8,4	71,5 ± 23,7	20,3 ± 3,4	15,1 ± 6,5			
CERATOPOGONIDAE	Co-Ca/P	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	1,6 ± 0,7	5,0 ± 1,0	1,2 ± 0,7	0,4 ± 0,3	1,8 ± 0,8	0,1 ± 0,0	1,0 ± 0,6			
SIMULIIDAE	Co-Fi	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	32,0 ± 31,9	1,5 ± 0,9	5,4 ± 3,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,3			
EMPIDIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	1,2 ± 1,1	0,0 ± 0,0	1,2 ± 1,2	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0			
TIPULIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,6 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0			
TABANIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0			
CULICIDAE	Co-Fi	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1			
EPHEMEROPTERA																
LEPTOPHLEBIIDAE	R/Co-Ca	0,4 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,1	0,0 ± 0,0	7,4 ± 4,4	3,8 ± 1,3	2,1 ± 1,2	0,2 ± 0,2	6,6 ± 2,2	2,1 ± 0,8	1,6 ± 0,8			
LEPTOHYPHIDAE	Co-Ca	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,0 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0,3 ± 0,2			
BAETIDAE	Co-Ca	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,8 ± 0,5	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,3	0,1 ± 0,1	3,0 ± 2,7	0,7 ± 0,3	0,4 ± 0,2			
TRICHOPTERA																
HYDROPSYCHIDAE	Co-Fi	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,4	1,1 ± 0,4	0,0 ± 0,0	2,2 ± 0,8	3,1 ± 2,6	40,2 ± 38,6	2,8 ± 2,0	4,8 ± 2,3	0,3 ± 0,3	0,3 ± 0,3			
LEPTOCERIDAE	Fr/Co-Fi/ Pr/P	0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,0 ± 0,0	4,8 ± 2,9	2,3 ± 1,1	3,9 ± 2,0	2,3 ± 1,2	12,2 ± 5,9	2,0 ± 0,7	2,7 ± 1,6			
CALAMOCERATIDAE	Fr	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,0 ± 0,0	1,2 ± 0,4	0,5 ± 0,2	3,4 ± 2,0	2,7 ± 1,0	3,1 ± 0,8	0,5 ± 0,3	0,3 ± 0,2			
POLYCENTROPODIDAE	Co-Fi	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,0 ± 0,0	2,6 ± 1,2	2,5 ± 0,7	2,3 ± 1,6	1,9 ± 0,6	4,1 ± 1,4	2,7 ± 0,5	1,1 ± 0,4			
ODONTOCERIDAE	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0			

Anexo 2. Continuação

GLOSSOSOMATIDAE	R	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,1 ± 0,0	0,3 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	4,5 ± 3,5	1,5 ± 0,8	2,5 ± 1,6	1,6 ± 0,8	2,4 ± 1,4	
HYDROPTILIDAE	R	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
PHILOPOTAMIDAE	Co-Fi	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	
PLECOPTERA														
GRYPOPTERYGIDAE	Fr	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,2	2,6 ± 2,6	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2
PERLIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,4	3,1 ± 2,6	0,5 ± 0,4	2,2 ± 1,3	0,7 ± 0,3	0,0 ± 0,0
ODONATA														
LIBELLULIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2
CORDULIIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,7 ± 0,7	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0
AESHINIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
MEGAPODAGRIONIDAE	P	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,8 ± 0,5	0,4 ± 0,2	0,2 ± 0,2	1,0 ± 0,3	0,7 ± 0,3	0,1 ± 0,1
COENAGRIONIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,0
CALOPTERYGIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1
GOMPHIDAE	P	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	6,6 ± 6,1	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
COLEOPTERA														
ELMIDAE ADULTO	R	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0
ELMIDAE LARVA	Co-Ca	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,9 ± 0,2	2,7 ± 1,0	1,2 ± 0,8	1,0 ± 0,8	3,7 ± 1,4	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	
GYRINIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,3 ± 1,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
DYSTISCIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,5	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
LEPIDOPTERA														
PYRALIDAE	Fr/R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
MEGALOPTERA														
CORYDALIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
SIALIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
ENTOGNATHA														
COLEMBOLLA	Co-Ca	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CRUSTACEA														
CLADOCERA	Co-Fi	0,6 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,2 ± 1,0	0,0 ± 0,0	3,5 ± 1,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
COPEPODA	Co-Fi/P	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
DECAPODA	Fr/Co-Ca	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1
ARACHNIDA														
HYDRACARINIDAE	P	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,9 ± 0,5	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0

Anexo 2. Continuação

ANNELIDA															
OLIGOCHAETA	Co-Ca	1,4 ± 0,2	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	13,2 ± 12,7	1,4 ± 0,6	2,1 ± 0,4	0,6 ± 0,3	11,7 ± 3,4	1,2 ± 0,5	0,2 ± 0,2		
PLATELMINTHES															
TURBELLARIA	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
MOLLUSCA															
BIVALVIA	Co-Fi	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,0	8,5 ± 6,1	13,3 ± 6,9	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,2	1,4 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,4		
CNIDARIA															
HYDROZOA															
HYDRIDAE	P	0,1 0,1	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0	0,0 0,0

Anexo 3- Tabela 8. Densidade média de Invertebrados associados aos detritos encubados no córrego Capetinga entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletor-Catador, Co-Fi= Coletor-Filtrador, P= Predador, R=Raspador, Fr=Fragmentador, * = não classificado. Valores médios ± erro padrão.

TAXON	GRUPO TRÓFICO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
ARTHROPODA													
INSECTA													
DIPTERA													
CHIRONOMIDAE	*	42,7 ± 21,7	29,7 ± 11,7	97,5 ± 45,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	9,4 ± 4,0	0,0 ± 0,0	157,0 ± 64,7	103,6 ± 47,9	65,3 ± 13,4	51,8 ± 8,0	37,0 ± 10,1
CERATOPOGONIDAE	Co-Ca/P	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2
SIMULIIDAE	Co-Fi	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,2	4,3 ± 1,3	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	12,6 ± 10,5	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	7,9 ± 7,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
EMPIDIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,5 ± 0,5	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CULICIDAE	Co-Fi	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
EPHEMEROPTERA													
LEPTOPHLEBIIDAE	R/Co-Ca	0,4 ± 0,2	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,3 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,9 ± 0,8	0,9 ± 0,5	1,0 ± 0,5	0,7 ± 0,4	0,6 ± 0,2
LEPTOHYPHIDAE	Co-Ca	3,1 ± 1,8	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,7 ± 0,7	0,0 ± 0,0	13,1 ± 2,4	13,3 ± 3,7	13,1 ± 2,9	13,8 ± 3,6	18,1 ± 7,0

Anexo 3. Continuação

BAETIDAE	Co-Ca	1,5 ± 0,8	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,0 ± 0,7	0,0 ± 0,0	1,9 ± 1,4	9,0 ± 5,7	5,9 ± 2,2	2,5 ± 1,4	1,1 ± 0,7					
TRICHOPTERA																			
HYDROPSYCHIDAE	Co-Fi	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,7 ± 0,3	0,0 ± 0,0	1,7 ± 1,6	0,5 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
LEPTOCERIDAE	Fr/Co-Fi/ Pr/P	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0					
CALAMOCERATIDAE	Fr	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	1,3 ± 0,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	0,4 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1					
POLYCENTROPODIDAE	Co-Fi	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,5 ± 0,3	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,2					
ODONTOCERIDAE	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	1,4 ± 0,4	1,1 ± 0,7	1,6 ± 0,9	0,3 ± 0,2	0,7 ± 0,5					
GLOSSOSOMATIDAE	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
HYDROPTILIDAE	R	1,1 ± 0,5	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	3,7 ± 1,5	7,1 ± 2,6	9,6 ± 3,2	12,6 ± 4,6	13,3 ± 5,4					
HYDROBIOSIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
PLECOPTERA																			
PERLIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	2,0 ± 0,7	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1					
ODONATA																			
LIBELLULIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
CORDULIIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,4	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
AESHINIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
MEGAPODAGRIONIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,4	0,5 ± 0,5	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,2					
PROTONEURIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0					
COENAGRIONIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,5 ± 0,3	1,6 ± 1,2	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
CALOPTERYGIDAE	P	0,1 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,3 ± 0,5	0,9 ± 0,4	0,5 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,1 ± 0,1					
COLEOPTERA																			
ELMIDAE ADULTO	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,4 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,7 ± 0,4	0,6 ± 0,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
ELMIDAE LARVA	Co-Ca	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,5	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,5	0,0 ± 0,0					
GYRINIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
DYSTISCIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
PSEPHENIDAE	R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
LEPIDOPTERA																			
PYRALIDAE	Fr/R	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
HEMIPTERA																			
BELOSTOMATIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0					
MEGALOPTERA																			

Anexo 3. Continuação

CORYDALIDAE	P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
ENTOGNATHA																		
COLEMBOLLA	Co-Fi/P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
CRUSTACEA																		
CLADOCERA	Co-Fi	7,9 ± 3,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	7,4 ± 1,7	20,9 ± 13,6	13,3 ± 6,4	24,3 ± 10,7	0,5 ± 0,5			
COPEPODA	Co-Fi/P	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	
ARACHNIDA																		
HYDRACARINIDAE	P	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,5 ± 0,4	1,2 ± 1,1	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,2				
ANNELIDA																		
OLIGOCHAETA	Co-Ca	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,3	1,5 ± 1,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	3,5 ± 1,5	2,7 ± 0,6	1,0 ± 0,7	2,2 ± 0,8	0,9 ± 0,5				
CNIDARIA																		
HYDROZOA																		
HYDRIDAE	P	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	

Anexo 4- Tabela 9 .Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Cabeça-de-Veado entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=predadores; R=raspadores. Valores médios \pm erro padrão.

MÊS	Co-Ca	Co-Fi	Fr	P	R
SET	0,413 \pm 0,088	1,619 \pm 0,956	0,054 \pm 0,014	0,136 \pm 0,040	0,050 \pm 0,014
OUT	0,356 \pm 0,114	1,057 \pm 0,297	0,104 \pm 0,040	0,073 \pm 0,017	0,045 \pm 0,020
NOV	0,508 \pm 0,092	2,022 \pm 0,975	0,211 \pm 0,050	0,157 \pm 0,066	0,178 \pm 0,071
DEZ	0,317 \pm 0,064	2,529 \pm 0,849	0,161 \pm 0,064	0,100 \pm 0,022	0,058 \pm 0,018
JAN	0,240 \pm 0,125	0,450 \pm 0,146	0,326 \pm 0,125	0,096 \pm 0,025	0,240 \pm 0,062
FEV	0,520 \pm 0,155	1,437 \pm 0,567	0,552 \pm 0,155	0,133 \pm 0,051	0,533 \pm 0,135
MAR	0,166 \pm 0,096	4,579 \pm 3,744	0,187 \pm 0,096	0,157 \pm 0,043	0,171 \pm 0,072
ABR	0,207 \pm 0,096	1,808 \pm 0,375	0,269 \pm 0,096	0,092 \pm 0,034	0,199 \pm 0,124
MAI	0,521 \pm 0,043	2,060 \pm 0,473	0,170 \pm 0,043	0,136 \pm 0,015	0,124 \pm 0,026
JUN	0,336 \pm 0,027	0,574 \pm 0,137	0,051 \pm 0,027	0,111 \pm 0,016	0,223 \pm 0,115
JUL	1,402 \pm 0,107	1,458 \pm 0,670	0,435 \pm 0,107	0,097 \pm 0,027	0,168 \pm 0,057
AGO	2,933 \pm 0,153	0,632 \pm 0,222	0,472 \pm 0,153	0,094 \pm 0,038	0,480 \pm 0,281

Anexo 5- Tabela 10. Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Roncador entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=predadores; R=raspadores. Valores médios \pm erro padrão.

MÊS	Co-Ca	Co-Fi	Fr	P	R
SET	0,272 \pm 0,049	0,215 \pm 0,101	0,046 \pm 0,017	0,053 \pm 0,011	0,117 \pm 0,043
OUT	0,094 \pm 0,025	0,152 \pm 0,041	0,010 \pm 0,003	0,022 \pm 0,008	0,077 \pm 0,039
NOV	0,079 \pm 0,069	0,141 \pm 0,036	0,112 \pm 0,049	0,018 \pm 0,008	0,009 \pm 0,006
DEZ	0,172 \pm 0,038	0,258 \pm 0,038	0,212 \pm 0,038	0,034 \pm 0,008	0,069 \pm 0,009
JAN	0,004 \pm 0,000	0,007 \pm 0,002	0,006 \pm 0,000	0,002 \pm 0,001	0,003 \pm 0,001
FEV	2,147 \pm 0,178	1,616 \pm 0,789	0,545 \pm 0,178	0,445 \pm 0,243	0,504 \pm 0,277
MAR	0,935 \pm 0,074	2,154 \pm 0,890	0,289 \pm 0,074	0,250 \pm 0,035	0,267 \pm 0,080
ABR	0,737 \pm 1,020	8,575 \pm 7,814	1,401 \pm 1,020	0,350 \pm 0,202	0,795 \pm 0,408
MAI	0,232 \pm 0,235	0,816 \pm 0,241	0,670 \pm 0,235	0,120 \pm 0,055	0,242 \pm 0,085
JUN	2,560 \pm 0,442	2,475 \pm 0,748	1,295 \pm 0,442	0,476 \pm 0,135	0,738 \pm 0,283
JUL	0,407 \pm 0,071	0,470 \pm 0,130	0,228 \pm 0,071	0,114 \pm 0,028	0,375 \pm 0,122
AGO	0,262 \pm 0,096	0,346 \pm 0,140	0,288 \pm 0,096	0,064 \pm 0,031	0,403 \pm 0,187

Anexo 6- Tabela 11 Variação da densidade (indivíduos/g detrito seco) dos grupos tróficos funcionais no córrego Capetinga entre setembro de 2010 e agosto de 2011. Co-Ca= Coletores-Catadores; Co-Fi=Coletores-Filtradores; Fr=fragmentadores; P=preadores; R=raspadores. Valores médios \pm erro padrão.

MÊS	Ca-Co	Fi-Co	Fr	P	R
SET	0,581 \pm 0,221	1,029 \pm 0,487	0,068 \pm 0,036	0,032 \pm 0,010	0,170 \pm 0,053
OUT	0,108 \pm 0,049	0,098 \pm 0,031	0,002 \pm 0,002	0,014 \pm 0,003	0,028 \pm 0,027
NOV	0,317 \pm 0,148	0,557 \pm 0,171	0,252 \pm 0,172	0,028 \pm 0,008	0,071 \pm 0,038
DEZ	0,001 \pm 0,000	0,011 \pm 0,010	0,001 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	0,000 \pm 0,000
JAN					
FEV	0,270 \pm 0,083	1,677 \pm 1,317	0,011 \pm 0,011	0,101 \pm 0,041	0,157 \pm 0,045
MAR					
ABR	2,167 \pm 0,556	1,271 \pm 0,424	0,141 \pm 0,133	0,190 \pm 0,065	0,859 \pm 0,281
MAI	2,882 \pm 0,985	3,710 \pm 2,660	0,106 \pm 0,050	0,220 \pm 0,136	1,180 \pm 0,405
JUN	2,368 \pm 0,551	1,726 \pm 0,837	0,143 \pm 0,061	0,094 \pm 0,038	1,480 \pm 0,487
JUL	2,183 \pm 0,561	3,045 \pm 1,346	0,063 \pm 0,023	0,042 \pm 0,024	1,654 \pm 0,606
AGO	2,284 \pm 0,788	0,094 \pm 0,094	0,108 \pm 0,028	0,038 \pm 0,020	1,776 \pm 0,715