

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
APLICADA AO MANEJO E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS**

**Beatriz Figueiraujo Jabour Vescovi Rosa**

**Estudo da assembleia de Chironomidae (Diptera) para avaliação ecológica de riachos de  
baixa ordem, Minas Gerais**

Juiz de Fora

2015

**Beatriz Figueiraujo Jabour Vescovi Rosa**

**Estudo da assembleia de Chironomidae (Diptera) para avaliação ecológica de riachos de  
baixa ordem, Minas Gerais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutor em Ecologia Aplicada à Conservação e ao Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Doutor Roberto da Gama Alves

Juiz de Fora

2015

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Rosa, Beatriz.

Estudo da assembleia de Chironomidae (Diptera) para avaliação ecológica de riachos de baixa ordem, Minas Gerais / Beatriz Rosa. --

100 p. : il.

Orientador: Roberto da Gama Alves Alves

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, .

1. Ecologia. 2. riachos. 3. Chironomidae. 4. uso da terra. I. Alves, Roberto da Gama Alves, orient. II. Título.

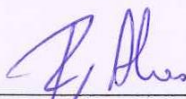
**“ESTUDO DA ASSEMBLEIA DE CHIRONOMIDAE PARA AVALIAÇÃO  
ECOLÓGICA DE RIACHOS DE BAIXA ORDEM, MINAS GERAIS”**

**BEATRIZ FIGUEIRAUJO JABOUR VESCOVI ROSA**

Orientador: Dr. Roberto da Gama Alves

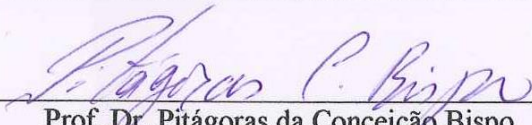
Tese apresentada ao Instituto de  
Ciências Biológicas, da  
Universidade Federal de Juiz de  
Fora, como parte dos requisitos  
para obtenção do Título de  
Doutora em Ecologia Aplicada ao  
Manejo e Conservação de  
Recursos Naturais.

Aprovado em 14 de agosto de 2015.



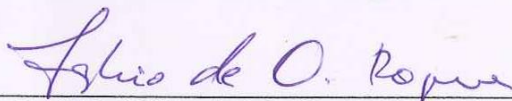
---

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



---

Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo  
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP



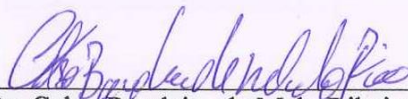
---

Prof. Dr. Fábio de Oliveira Roque  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS



---

Prof. Dr. Fábio Roland  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



---

Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Dedico este trabalho ao meu querido pai,  
Antônio Calil Jabour (“*in memoriam*”)  
de quem herdei o gosto e amor  
pela natureza.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que me permitiu a realização deste trabalho, e sempre esteve iluminando meus caminhos. A minha querida mãe Camila de Jesus Figueiraujo sempre dedicada e amorosa, meu exemplo de força e perseverança. Agradeço a Matheus e a Bruna meus amados filhos, que embora ainda precisando tanto de mim, sempre entenderam a necessidade da minha formação e souberam respeitar meus momentos de estudo. A esse tão puro amor, espero poder retribuir e compartilhar as suas futuras vitórias. Agradeço a banca pela valiosa participação e colaboração em meu trabalho. Ao meu orientador, Professor Roberto da Gama Alves pelos ensinamentos, exemplo, confiança, oportunidades de desenvolver outros projetos e orientações, e lógico pela amizade que pude compartilhar durante esses anos, e que foram determinantes para minha formação desde meu ingresso no mestrado. Ao programa de Pós Graduação em Ecologia pelo apoio logístico, ao Júlio pelo sempre bom atendimento as nossas solicitações. Ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEA-UFJF) pelas análises físico-químicas, e aos colegas e professores do programa pelas disciplinas e trabalhos desenvolvidos em conjunto. Quero lembrar aqui do estimado Zé Carlos, não mais entre nós, mas que teve toda a boa vontade e simpatia quando necessário era seu auxílio. Agradeço também a Capes pela bolsa concedida durante este período.

Não poderia deixar de lembrar e agradecer todo o apoio e espírito de grupo de meus colegas e amigos do Laboratório de Invertebrados Bentônicos, o nosso querido LIB, em especial a Lidimara e a Luciana que nos últimos anos foram minhas “companheironas” de trabalho e para todas as horas! Ao Pedro, Alex, Renato, Vivian, Luiz Guilherme, Marcos Vinícius, Guilherme Augusto pelos trabalhos compartilhados e ajuda de campo e laboratório. Enfim, a todos que direta ou indiretamente ajudaram a tecer minha teia de vida e a outros tantos mais que sempre mantive amizade e respeito. À querida Rosângela, pelo seu carinho e afetuoso sorriso que sempre me acolheram.

È tão difícil agradecer! Vou dizer que neste momento o que eu quero é chorar de alegria e tristeza, porque crio sempre muitos vínculos afetivos aonde vou, e aqui neste lugar não poderia ser diferente, anos de convivência desde o mestrado, e que já trago com muitas saudades dentro de mim. Esse cafezinho que tomamos no fim de tarde, que nos esquenta e une a todos nós. Ele nos trás também boas ideias e soluções para as nossas infindáveis dúvidas ecológicas. Que eu possa continuar trilhando este caminho de pesquisa e trabalho que tanto gosto!

“Every stream is likely to be individual”  
Hynes (1975)

## RESUMO

O uso dos organismos nas avaliações dos ambientes aquáticos possibilita o entendimento da estrutura e dos processos funcionais destes ecossistemas. A partir das métricas da assembleia de Chironomidae (Diptera) de mesohabitats de remansos e corredeiras, este estudo possibilitou identificar o estado de conservação de nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, localizado no Município de Juiz de Fora, MG. No primeiro capítulo, o experimento 1 investigou a sucessão de Chironomidae em sacos de folhas de *Picramnia sellowii*, incubados em remansos e corredeiras em três riachos florestados durante 120 dias. As mudanças na composição e estrutura da fauna foram atribuídas principalmente à perda de massa foliar e à heterogeneidade física do detrito, especialmente após a decomposição atingir 50% (60 dias), quando houve a maior riqueza de táxons. Aos 30 dias, a dominância de larvas de *Stenochironomus* possivelmente contribuiu para maior fragmentação física do detrito. A ausência de relação entre Chironomidae não minadores e a biomassa de fungos indicou que muitas larvas usaram as folhas apenas como substrato. Entre os mesohabitats houve fraca variação na composição da fauna. O experimento 2, que comparou a fauna de Chironomidae dos sacos de folhas aos 60 dias de decomposição entre os riachos florestados e impactados pela poluição orgânica, detectou nítida diferença na composição de táxons entre os ambientes. As métricas de Chironomidae tiveram forte relação com as variáveis ambientais que distinguiram os riachos preservados e impactados, sugerindo-se o uso desta metodologia para avaliação das condições ambientais de riachos. O segundo capítulo investigou se métricas da assembleia de Chironomidae iriam diferir entre remansos e corredeiras em resposta aos diferentes usos da terra (floresta, pastagem e urbano) em riachos de baixa ordem, no período seco e chuvoso. Foi constatado que a composição de táxons de ambos os mesohabitats e períodos foi a métrica mais sensível ao uso da terra, o que sugere que o uso desta métrica de um ou outro mesohabitat e período estacional para o biomonitoramento, possibilita a obtenção de resultados menos influenciados pela variabilidade natural do ambiente e a diminuição do tempo para o processamento das amostras. No capítulo três foi analisada a concordância taxonômica de grupos bentônicos identificados em diferentes níveis taxonômicos. Gêneros de Chironomidae e gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foram concordantes no período de seca e chuva. O mesmo foi constatado para gêneros de Chironomidae e espécies de Oligochaeta. Famílias de macroinvertebrados foram concordantes com gêneros de Chironomidae e gêneros de EPT somente no período seco. Respostas similares às variáveis ambientais foram responsáveis pela concordância entre os grupos, enquanto a proximidade dos riachos resultou na ausência de influência das variáveis espaciais. Constatou-se ainda, a efetividade da resolução numérica de gêneros de Chironomidae e espécies de Oligochaeta em ambos os períodos do estudo. A porcentagem de perda de informação, (>15%) indicou cautela ao se utilizar dados de presença/ausência destes grupos, sugerindo-se sua utilização apenas para avaliações rápidas em ambientes com diferenças marcadas nas suas condições de conservação.

Palavras-chave: Ambientes lóticos, colonização, concordância taxonômica, macroinvertebrados, mesohabitats, uso da terra



## ABSTRACT

The use of organisms in evaluations of aquatic ecosystems enables understanding the structure and functional processes of these systems. By calculating metrics of the assemblage of Chironomidae (Diptera) from remanso and corredeira mesohabitats, this study allowed identification of the state of preservation of nine low-order streams belonging to the Marmelos stream sub-basin, located in the municipality of Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. The first chapter reports the results of two experiments. The first investigated the succession of Chironomidae from samples collected in bags containing *Picramnia sellowii* leaves, incubated in remansos and corredeiras of three streams in forested areas for 120 days. The changes in the composition and structure of the fauna were attributed mainly to the leaf mass loss and physical heterogeneity of the detritus, especially when the leaf decomposition reached 50% (60 days), at which point the greatest richness of taxa was observed. After 30 days, the dominance of larvae of *Stenochironomus* possibly contributed to the greater physical fragmentation of the leaf litter. The absence of a relationship between non-mining Chironomidae and fungal biomass indicated that many larvae use the leaves only as substrate. Between the two mesohabitats, there was weak variation in the faunal composition. The second experiment, which compared the Chironomidae fauna in the bags containing leaves after decomposition for 60 days between streams in forested areas versus those in areas affected by organic pollution, detected a clear difference in the composition of taxa between the two environments. The Chironomidae metrics had a strong relation with the environmental variables that distinguished preserved and impacted streams, suggesting the use of this method to assess the environmental conditions of streams. The second chapter investigates whether the metrics of the Chironomidae assemblage differ between remansos and corredeiras in response to different land uses (forest, pasture and urban) in low-order streams, in the dry and rainy seasons. It was found that the taxon composition of both mesohabitats and seasons was the metric with greatest sensitivity to land use, suggesting that the use of this metric of one or the other mesohabitat or season of the year for the biomonitoring enables obtaining results that are less influenced by the natural variability of the environment and reduces the time for processing of the samples. The third chapter investigates the taxonomic concordance of benthic groups identified at different taxonomic levels. Genera of Chironomidae and genera of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) were found to be concordant in the dry and rainy seasons. The same was found for the genera of Chironomidae and species of Oligochaeta. Families of macroinvertebrates were concordant with Chironomidae genera and EPT genera only in the dry season. Similar responses to the environmental variables were attributed to the concordance between groups, while the proximity of the streams resulted in absence of an influence of the spatial variables. The numerical resolution of Chironomidae genera in both seasons was found to be effective, while this only occurred for the Oligochaeta species in the dry season. The percentage of information lost (>15%) indicates caution in using data on the presence/absence of these groups, suggesting use of this type of investigation only for rapid assessments in environments with marked differences in their preservation conditions.

Keywords: Colonization, land use, lotic environments, macroinvertebrates, mesohabitats, taxonomic concordance.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>1.1 Macroinvertebrados bentônicos: implicações para avaliação da qualidade ecológica de riachos</b> .....	15
<b>1.2 Chironomidae</b> .....	16
<b>1.3 Ojetivos e estrtura da tese</b> .....	17
<b>1.4 Área de estudo</b> .....	18
<b>2 CAPÍTULO 1: COLONIZAÇÃO DE FOLHAS DE <i>Picramnia sellowii</i> (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) POR CHIRONOMIDAE DURANTE O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DO SUDESTE DO BRASIL</b>	
<b>2.1 Introdução</b> .....	20
<b>2.2 Material e métodos</b> .....	22
2.2.1 Experimento 1.....	22
2.2.2 Experimento 2.....	22
2.2.3 <b>Ánálise dos dados</b> .....	23
2.2.3.1 Experimento 1.....	23
2.2.3.2 Experimento 2.....	25
<b>2.3 Resultados</b> .....	25
2.3.1 Experimento 1.....	25
2.3.2 Experimento 2.....	32
<b>2.4 Discussão</b> .....	35
2.4.1 Experimento 1.....	35
2.4.2 Experimento 2.....	38
<b>2.5 Conclusão</b> .....	39
<b>3 CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DA MESOESCALA NA RESPOSTA DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) EM RIACHOS COM DIFERENTES USOS DA TERRA</b>	
<b>3.1 Introdução</b> .....	40
<b>3.2 Material e métodos</b> .....	42
3.2.1 Coleta da fauna.....	42
3.2.2 Caracterização ambiental.....	42
3.2.3 Variáveis abióticas da água.....	43
3.2.4 <b>Ánálise dos dados</b> .....	43
3.2.4.1 Resposta dos mesohabitats ao uso da terra.....	45

<b>3.3 Resultados</b> .....	45
3.3.1 Variáveis ambientais.....	45
3.3.2 Caracterização do substrato.....	48
3.3.3 Caracterização da assembleia de Chironomidae.....	49
3.3.4 Resposta dos mesohabitats ao uso da terra.....	60
<b>3.4 DISCUSSÃO</b> .....	63
<b>3.5 CONCLUSÃO</b> .....	69
<b>4 CAPÍTULO 3: CONCORDÂNCIA NA RESPOSTA ECOLÓGICA DE INSETOS E OLOGOCHAETA AQUÁTICOS AO USO DA TERRA EM RIACHOS DE BAIXA ORDEM</b>	
<b>4.1 Introdução</b> .....	70
<b>4.2 Material e métodos</b> .....	71
4.2.1 Área de estudo.....	71
4.2.2 Coleta da fauna.....	72
4.2.3 Variáveis ambientais.....	72
4.2.4 Análise dos dados.....	73
<b>4.3 Resultados</b> .....	74
<b>4.4 Discussão</b> .....	77
4.4.1 Resolução numérica de Chironomidae e Oligochaeta.....	79
<b>4.5 Conclusão</b> .....	80
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	82

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos anos, a avaliação da qualidade da água passou a ter uma visão mais abrangente voltada para manutenção de suas condições e recursos para preservação da biodiversidade aquática, englobando assim uma perspectiva ecológica nas ações para sua conservação e manejo. Seguindo uma tendência mundial, o conceito de estado ecológico da qualidade da água passou a ser adotado para orientar à compreensão da saúde ambiental, e relaciona-se diretamente com um desvio das “condições referência” do ecossistema alvo (BAPTISTA 2008). Considerando esta perspectiva, a seleção da escala espacial ideal para o estudo é fundamental para interpretar e entender os padrões de biodiversidade e os processos e mecanismos que a determinam, particularmente se tratando da diversidade de organismos aquáticos de riachos.

Frissell et al. (1986), Townsend (1996), Allan (2004) descreveram a função e organização das diferentes escalas em ambientes fluviais, onde consideram tais ecossistemas como hierarquicamente organizados e incorporando um número de escalas espaço-temporais sucessivamente menores (desde a bacia de drenagem até uma única partícula do substrato). O sistema é hierárquico porque a maior escala impõe restrições sobre os recursos e processos em escalas menores. Estes ecossistemas interagem com a paisagem em todas as escalas, criando um padrão complexo de interações com o ambiente terrestre e entre as escalas hierárquicas dentro do sistema do rio (WRIGHT et al., 2000).

Considerando o modelo hierárquico de organização do ecossistema lótico, segmentos (100 m) são considerados escalas adequadas para descrever a médio e em longo prazo os efeitos das atividades humanas em riachos. Dentro de um segmento de riacho, corredeiras e remansos constituem um subsistema com topografia característica, padrões de inclinação, profundidade, tamanho das partículas do substrato e velocidade da água (PRINCIPE et al., 2008). Cada mesohabitat é colonizado por espécies que têm semelhantes requerimentos ecológicos e de tolerância, incluindo condições hidráulicas, estrutura do substrato, concentrações de oxigênio dissolvido e recursos alimentares (BRUNKE et al., 2002). Em muitos sistemas, estes habitats são complexos e incluem não apenas remansos e corredeiras, mas, rápidos ou deslizes, quedas, canais secundários e outras formas. Através de um ciclo anual de desenvolvimento, cada tipo de habitat pode ter um padrão característico de velocidades de fluxo, profundidade e dinâmica de sedimentos, que têm primordial importância na determinação da sua adequação como habitat para os diferentes organismos (FRISSEL et al.,

1986). Assim, muitos estudos utilizam estes habitats como unidades amostrais para reduzir ou demonstrar a variabilidade causada pelas diferenças físicas entre eles.

No contexto de bacia hidrográfica, a floresta ciliar é um componente fundamental na regulação de sua estrutura e processos. A floresta atua na manutenção da estabilidade dos solos, áreas marginais e na regularização do regime hídrico (LIMA; ZAKIA 2009), bem como regulam as trocas entre o ambiente terrestre e aquático, como a entrada de sais e nutrientes do solo (VAN LOOY et al., 2013). Portanto, esta vegetação apresenta influencia direta na manutenção do ciclo hidrobiológico, no que diz respeito tanto a qualidade como a quantidade de água em uma bacia. O ciclo da água, a composição química da água de drenagem, o transporte de matéria orgânica para os rios e a intensidade do escoamento superficial e da descarga dos aquíferos dependem diretamente das condições da vegetação ciliar, sua preservação e sua diversidade e densidade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI 2010). Em segmentos da bacia, especialmente em riachos de menor ordem, onde a cobertura vegetal é maior sobre o leito, além da regulação no regime termal da água (BUNN et al., 1999), a mata ciliar provê substratos orgânicos na forma de troncos, folhas, frutos, raízes, etc. que são utilizados como habitat e fonte de alimento para a fauna bentônica e funcionam como mecanismos naturais de retenção do fluxo e refúgio (VANNOTE et al., 1980). Portanto, existe uma relação significativa da cobertura florestal ciliar e a integridade biótica nas diferentes escalas espaciais de organização do habitat lótico (VAN LOOY et al., 2013).

Pequenos riachos estão entre os mais diversos ecossistemas do mundo e os mais ameaçados, dado sua forte relação com o ambiente terrestre e a modificações da terra para diferentes fins (WOODWARD et al., 2012). Distúrbios associados com o avanço de áreas urbanas, canalização, retirada da mata ciliar, atividades agrícolas, construção de pontes e barragens, entre outras, têm levado ao comprometimento ecológico de rios e riachos resultante da alteração da qualidade da água, perda do perfil longitudinal natural do fluxo e da heterogeneidade de habitats, instabilidade das margens, sedimentação e redução na disponibilidade de substratos grosseiros no leito (BROOKES 1988; BAPTISTA et al., 2000). Os efeitos combinados dessas alterações com os processos de eutrofização por efluentes orgânicos afetam diretamente a biota e suas interações, processos ecológicos e, conseqüentemente resultam na perda da diversidade e dos serviços ambientais (WARD; STANFORD 1979). Assim, é crescente a necessidade de ampliação dos conhecimentos a respeito dos ecossistemas aquáticos, que permitam a adoção de métodos mais adequados para o manejo e conservação.

## **1.1 Macroinvertebrados bentônicos: implicações para avaliação da qualidade ecológica de riachos**

O estudo das comunidades de organismos em seu habitat pode mostrar os efeitos integrados de todos os impactos causados a um determinado corpo d'água (FRIEDRICH et al., 1991). Entre os diversos tipos de avaliação biológica destacam-se os métodos ecológicos através do qual é avaliada a estrutura e distribuição da comunidade e outro em um organismo indicador. Um organismo indicador é uma espécie selecionada devido à sua sensibilidade ou tolerância a vários tipos de poluição e seus efeitos (FRIEDRICH et al., 1991). De acordo com Souza (2001) os macrorinvertebrados bentônicos juntamente com o perifíton e a comunidade de peixes são considerados os melhores bioindicadores para avaliar a qualidade da água em rios. Rosemberg e Resh (1993) identificam a comunidade bentônica pelos invertebrados maiores que 210 µm que vivem associadas a algum tipo de substrato submerso tais como folhas, galhos, rochas, areia, representados por organismos tais como moluscos, crustáceos, anelídeos e larvas de insetos. O fato de serem relativamente sésseis e muitos deles apresentarem longo ciclo de vida possibilita refletirem impactos ocorridos em tempos anteriores ao momento da avaliação, mesmo quando esta ocorre longe da fonte impactante. Alimentam-se de matéria orgânica morta produzida na coluna d'água ou proveniente da vegetação marginal que cai sobre o leito. São componentes importantes da dieta de peixes, anfíbios, répteis e aves aquáticas, transferindo matéria e energia da matéria orgânica do sedimento para níveis tróficos superiores, participando efetivamente das cadeias alimentares do ambiente aquático e terrestre (CALLISTO 2000).

Em conjunto com medidas da diversidade e riqueza taxonômica da macrofauna bentônica, sua estrutura funcional pode ser utilizada para avaliação das condições de ecossistemas aquáticos por refletir alterações físicas, químicas e geoquímicas do ambiente (LAKE 2000; GESSNER; CHAUVET 2002). Os métodos funcionais são baseados no reconhecimento de características morfológicas e comportamentais dos invertebrados que são relacionadas diretamente ao modo de aquisição do alimento. Esta técnica é particularmente sensível ao impacto no uso da terra, especialmente em riachos margeados pela vegetação ripária (CUMMINS et al., 2005), onde alterações podem ser evidenciadas pela perda de invertebrados mais sensíveis como aqueles com hábito alimentar fragmentador (COUCEIRO et al., 2007) ou aqueles que são diretamente dependentes do material proveniente da mata ciliar devido terem adaptações fisiológicas e comportamentais para se alimentarem de folhas ou viverem dentro de frutos ou tecidos vegetais (ROQUE et al., 2005; TRIVINHO-STRIXINO 2011). Segundo Gonçalves et al. (2004) a sucessão de invertebrados que colonizam folhas em riachos é

determinada pelas modificações físicas e químicas do detrito durante o período de decomposição. Uma vez que tais modificações são influenciadas pelas características do ambiente, conhecer a composição e estrutura da comunidade de invertebrados que colonizam detritos vegetais e participam de sua decomposição pode ajudar a demonstrar como modificações nos ambientes naturais podem interferir em seu funcionamento.

Na avaliação dos ambientes aquáticos, além dos aspectos relacionados a organização espacial e temporal das comunidades, é importante considerar o comportamento dos táxons aos mecanismos ecológicos que determinam sua estrutura e distribuição. Deste modo, diferentes táxons de macroinvertebrados podem apresentar respostas semelhantes às condições ambientais, ou seja, dois grupos podem ordenar as unidades amostrais no espaço e no tempo de forma similar e, portanto, um grupo pode ser utilizado como substituto do outro (HEINO 2010). Entre os mecanismos responsáveis pela concordância entre duas assembleias biológicas estão respostas complementares ao gradiente ecológico e interações biológicas entre as espécies (SIQUEIRA et al., 2012). Entretanto, variações temporais podem afetar a concordância entre os grupos devido a respostas distintas as mudanças ambientais, especialmente quando estas mudanças são bastante pronunciadas (GRENOUILLET et al., 2008). O uso de grupos substitutos pode ser útil para agilizar esforços de conservação e monitoramento, além de gerar vantagens custo efetivas (HEINO et al., 2009).

## **1.2 Chironomidae**

Os insetos aquáticos formam o grupo mais abundante e diverso na maioria dos ecossistemas aquáticos (ROSENBERG; RESH 1993), e o mais utilizado atualmente em programas de avaliação da qualidade dos ambientes de água doce. Entre eles a família Chironomidae (Diptera) é um grupo de insetos ecologicamente importante por ocorrer em maior densidade e diversidade na maioria dos ambientes de água doce e conferir importante recurso energético para o sistema (FERRINGTON 2008). Estes insetos estão distribuídos por todas as regiões zoogeográficas do mundo, incluindo a Antártica. Apresentam mais de 350 gêneros válidos (ARMITAGE et al., 1995) e 11 subfamílias, das quais cinco: Chironominae, Orthocladiinae, Podonominae, Tanypodinae e Telmatogetoninae ocorrem no Brasil. Dados de 2014 registraram 149 generos e 534 espécies para o Brasil (MENDES; PINHO 2014).

A região neotropical representa provavelmente uma das áreas mais ricas em espécies de Chironomidae no mundo. As características dos ambientes lóticos tropicais que podem potencialmente influenciar a riqueza de Chironomidade variam em diferentes escalas

espaciais: locais, riachos e mesohabitats (ROQUE 2005). Em maior escala, fatores como o tipo de uso da terra, clima e geologia influenciam a distribuição destes organismos através de influências diretas no substrato e nos seus padrões de fluxo. Já diferenças entre riachos podem ser promovidas pela ordem do riacho e características geomorfológicas distintas que propiciam diferenças no transporte de nutrientes, velocidade da água, proporção de corredeiras e remansos, entrada de sedimentos, disponibilidade do alimento, taxas de decomposição (ROQUE 2005). O grupo é bastante especioso e com distribuição em uma ampla variedade de habitats (FERRINGTON 2008). Apresenta espécies capazes de refletir gradientes ambientais, desde condições preservadas a altamente impactadas (ROQUE et al., 2010), e portanto, amplamente utilizado em todo o mundo como bioindicadores. Contudo, dados sobre a relação entre impactos humanos nos ecossistemas de água doce e Chironomidae são menos conhecidos para muitas regiões, especialmente nos trópicos (NICÁCIO; JUVEN 2015).

### 1.3 Objetivos e estrutura da tese

**Objetivo Geral:** Este estudo visou investigar como o uso da terra em riachos de baixa ordem pode ser refletido pela composição e estrutura de insetos da família Chironomidae em mesohabitats de remanso e corredeira. Os objetivos específicos do estudo foram divididos em três capítulos:

No primeiro capítulo realizei dois experimentos de decomposição de folhas incubadas em riachos florestados e riachos impactados por poluição orgânica. No primeiro experimento busquei conhecer o processo sucessional de larvas de Chironomidae em mesohabitats de remanso e corredeiras e sua relação com algumas variáveis abióticas. No segundo experimento, comparei a estrutura da assembleia de Chironomidae dos sacos de folhas aos 60 dias de decomposição, entre riachos florestados e impactados pela poluição orgânica, para testar se a composição e riqueza de Chironomidae nas folhas iria refletir às condições dos riachos.

No segundo capítulo estudei a estrutura e composição da assembleia de Chironomidae em nove riachos de baixa ordem sob diferentes usos da terra (floresta, pastagem, urbano), a partir de coletas realizadas em mesohabitats de remansos e corredeiras. O objetivo foi determinar possíveis diferenças entre os mesohabitats nas métricas da assembleia em resposta às condições ambientais dos riachos, considerando também a influência do aumento da pluviosidade.

No terceiro capítulo analisei a possibilidade de usar grupos “substitutos” de macroinvertebrados para avaliação das condições ecológicas dos riachos com diferentes



condições de conservação, e a efetividade da resolução numérica de Chironomidae e Oligochaeta em detectar a qualidade ecológica dos riachos nos períodos seco e chuvoso.

#### 1.4 Área de estudo

O estudo foi realizado em nove riachos de baixa ordem pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, localizada na região Sudeste do município de Juiz de Fora, com extensão de aproximadamente 12 km e área de 49.415 m<sup>2</sup> (Figura 1). A região apresenta clima tropical de altitude do tipo Cwa (mesotérmico com verão quente e chuvoso), de acordo com a classificação de Köppen, e altitude em torno de 850m (PJF/PDDU 2004).

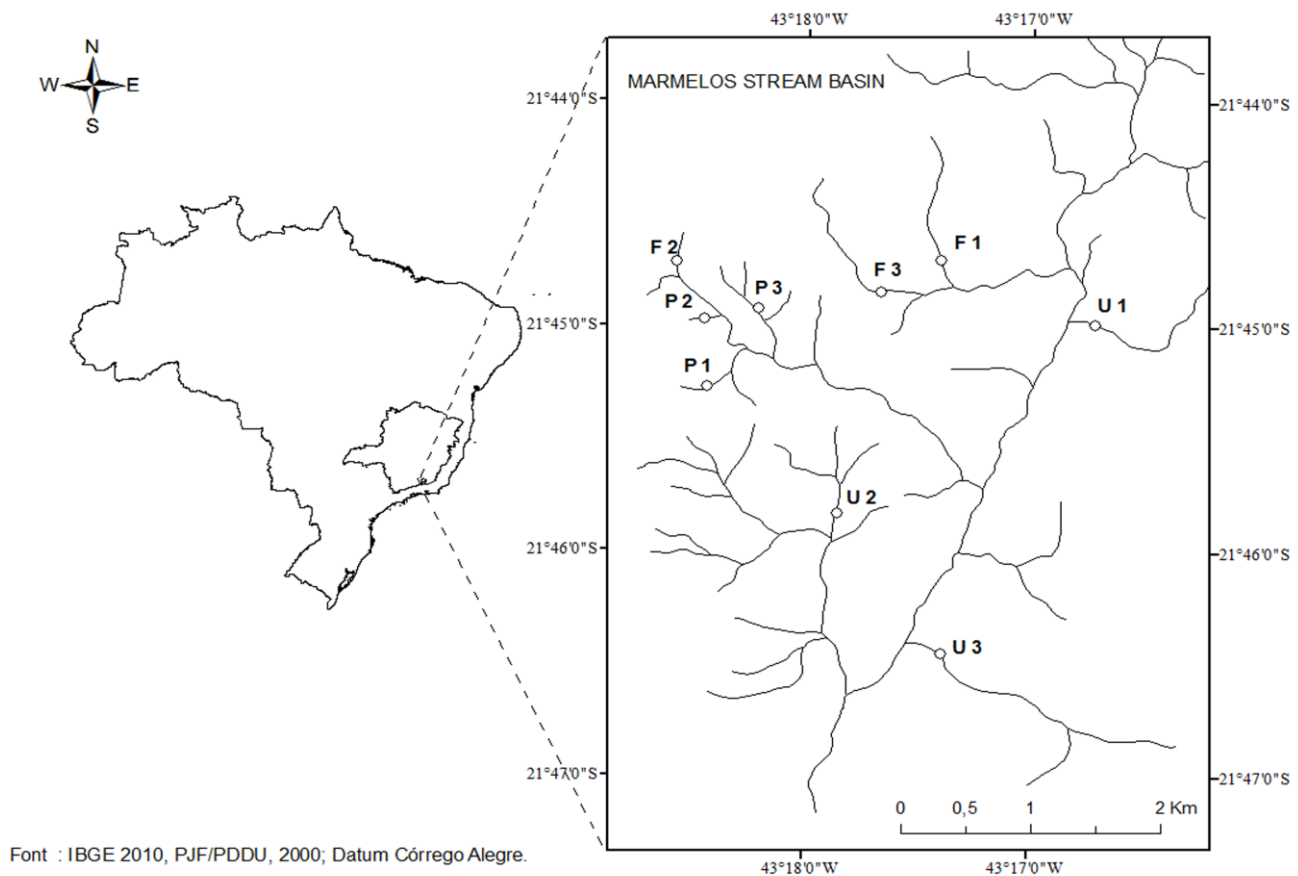


Figura 1.1: Mapa do Brasil mostrando a localização do estado de Minas Gerais e da sub-bacia do Ribeirão Marmelos, localizada na região Sudeste de Juiz de Fora. As letras e números correspondem aos riachos investigados presentes em área florestada (F1, F2 e F3), pastagem (P1, P2 e P3) e urbana (U1, U2 e U3).

Quanto ao uso e ocupação da terra, a bacia é heterogênea, englobando áreas de preservação, zonas rurais e áreas de adensamento urbano onde se verifica a presença de moradias, trechos canalizados e construção de pontes e barragens. Nos riachos em área florestada a vegetação ciliar cobre a maior parte do leito, que é bem consolidado, com muitas pedras e acúmulo de material vegetal. Os riachos em área de pastagem apresentam parte de suas margens com vegetação ciliar ou gramíneas e partes com pontos erodidos e presença de pedras cobertas por sedimento. Os riachos em área urbana apresentam margens desprovidas de mata ciliar e algumas partes cobertas por gramíneas. O leito é predominantemente arenoso com bancos instáveis de sedimento, leito uniforme, sem pedras ou obstáculos naturais e crescimento de algas em alguns pontos do leito.

## **2. CAPÍTULO 1: COLONIZAÇÃO DE FOLHAS DE *Picramnia sellowii* (PICRAMNIALES: PICRAMNIACEAE) POR CHIRONOMIDAE DURANTE O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DO SUDESTE DO BRASIL**

### **2.1 Introdução**

Pequenos riachos de áreas florestadas mantêm a conectividade com o ambiente terrestre através da entrada de material vegetal, seu processamento e transporte (WALLACE et al., 1997). As folhas são o principal componente do material alóctone (ABELHO, 2001) e fornecem recurso energético e abrigo para invertebrados que colonizam este material e contribuem para sua decomposição (MINSHALL et al., 1985). Vários estudos mostraram que a composição e abundância dos decompositores e detritívoros (microorganismos e invertebrados) influenciam a taxa de decomposição de folhas em riachos (DANGLES et al., 2001; PETERSEN; CUMMINS, 1974).

A decomposição tem início com a lixiviação de compostos solúveis, como proteínas, lipídios e carboidratos, havendo neste processo rápida perda de massa foliar (GESSNER, 1999). Concomitantemente ocorre a colonização por microorganismos, especialmente fungos Hifomicetos que aumentam a palatabilidade do detrito para invertebrados que colonizam este material (ABELHO, 2001; GESSNER et al., 2007). Diferente das bactérias, os fungos apresentam alta capacidade enzimática na degradação da lignina e celulose, enquanto as bactérias se beneficiam das moléculas de carbono mais simples liberadas pela atividade fúngica, e produzem enzimas mais eficazes na aquisição de nitrogênio e fósforo. Portanto, estes microorganismos mostram interações complexas e diferentes estratégias no processo de decomposição da matéria orgânica (ROMANÍ et al., 2006).

Em ambientes lóticos, além da atividade de fungos e bactérias, os invertebrados presentes nos detritos são influenciados, por exemplo, pela velocidade do fluxo da água, tempo de retenção do litter, qualidade nutricional das folhas e disponibilidade de oxigênio dissolvido (BEISEL et al., 1998; CRISCI-BISPO et al., 2007). A velocidade da água influencia diretamente a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e aumenta a fragmentação física do detrito (FERREIRA et al., 2006), já a presença de maiores quantidades de nitrogênio nas folhas e baixas quantidades de compostos inibitórios, como polifenóis, aumentam a palatabilidade do detrito e favorecem a colonização e consumo por invertebrados (MORETTI et al., 2007b).

Alterações nas condições naturais de rios e riachos também são determinantes de mudanças na comunidade dos micro-organismos decompositores e dos invertebrados detritívoros que colonizam folhas e participam do processo de decomposição (BALDY et al., 2012). O aumento na concentração de nutrientes, da temperatura da água e redução na disponibilidade de oxigênio dissolvido causa a perda de táxons mais sensíveis, inclusive alguns invertebrados fragmentadores (COUCEIRO et al., 2007). Dessa forma, o estudo da composição e estrutura da fauna de invertebrados que colonizam e participam da decomposição de folhas em riachos constitui uma ferramenta útil para determinar as condições ecológicas destes ecossistemas.

Entre os invertebrados colonizadores do detrito vegetal, os Chironomidae são registrados em elevada abundância em folhas em decomposição e geralmente representam mais de 50% dos invertebrados (CALLISTO et al., 2007; RESENDE et al., 2010; SILVEIRA et al., 2013). Os táxons apresentam diferentes graus de sensibilidade às variações ambientais relacionadas a mudanças nas condições de conservação dos ambientes aquáticos, incluindo a retirada da mata ciliar e a entrada de efluentes orgânicos (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008). Outros fatores, como variações no tipo de substrato, no tamanho de suas partículas e na velocidade do fluxo da água determinam a estrutura e distribuição de Chironomidae em riachos (ROSA et al., 2011).

Por apresentarem hábito alimentar generalista, incluindo em sua dieta algas, detritos vegetais, microorganismos e invertebrados (BERG, 1995), as larvas de Chironomidae são de difícil classificação em um grupo trófico específico (CALLISTO et al., 2007). Embora não sejam frequentemente considerados fragmentadores de folhas, há evidências do consumo de detritos foliares por larvas de Chironomidae, sugerindo-se que folhas em decomposição podem ser utilizadas por estes organismos como recurso alimentar complementar (CALLISTO et al., 2007; HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003; MENÉNDEZ et al., 2003). Além disso, alguns táxons apresentam comportamento minador sendo encontrados no mesófilo das folhas, auxiliando diretamente o processo de fragmentação (GALIZZI; MARCHESE, 2007).

O conhecimento da sucessão de gêneros de Chironomidae em folhas em decomposição é importante para entender como esses organismos participam deste processo e interferem nos recursos energéticos utilizados por outras espécies nos ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2001; GONÇALVES et al., 2000). O objetivo deste capítulo foi investigar a estrutura da comunidade de Chironomidae durante a decomposição de folhas de *Picramnia sellowii* Planch (Picramniaceae) em áreas de remansos e corredeiras de riachos florestados, e a relação destes Diptera com a biomassa de fungos e variáveis abióticas da água. Eu também

avaliarei variações na estrutura da comunidade de Chironomidae colonizadores de folhas entre riachos florestados e riachos impactados por efluentes domésticos. As hipóteses foram: 1- Maiores diferenças na composição e estrutura da comunidade de Chironomidae irão ocorrer em função das alterações físicas e biológicas nas folhas durante sua decomposição, quando comparada às diferenças entre remansos e corredeiras; 2- Riachos impactados por poluição orgânica irão apresentar menor riqueza e diferente composição de Chironomidae que colonizam folhas em decomposição em relação aos riachos referência.

## 2. 2 Material e métodos

### 2.2.1 Experimento 1

Para o experimento foram utilizadas folhas verdes de *Picramnia sellowii*, espécie arbórea abundante no entorno dos riachos florestados. Após coletadas, as folhas foram secas em temperatura ambiente e armazenadas em sacos plásticos até a montagem do experimento (LOPES et al., no prelo). Aproximadamente três gramas de folhas foram colocados em sacos de tamanho 20 x 20 cm e abertura de malha de 1 cm<sup>2</sup>. Os sacos foram imersos em três áreas de remanso e três de corredeira em cada um dos três riachos florestados. Após 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias foram retirados seis sacos de folhas (corredeira: n=3; remanso: n=3) de cada riacho, totalizando 108 amostras (6 retiradas x 3 riachos x 3 litter bags x 2 mesohabitats).

### 2.2.2 Experimento 2

Além dos riachos em área florestada, usados como “riachos referência”, foram selecionados os três riachos localizados em área urbana, impactados pelo despejo de efluentes domésticos não tratados e sem mata ciliar. Estes riachos também pertencem a Bacia do Ribeirão Marmelos, entre as coordenadas 21°45'2,8"S; 43°16'36"W (riacho impactado 1), 21°46'1,2"S; 43°17'55"W (riacho impactado 2), 21°46'25"S; 43°17'28"W (riacho impactado 3).

Para a realização do experimento, sacos de folhas aproximadamente três gramas de folhas em cada saco, de tamanho 20x20 cm e abertura de malha de 1 cm<sup>2</sup>) foram imersos em áreas de remansos dos riachos referência e impactados (três em cada riacho), e retirados após 60 dias de imersão, período escolhido devido às folhas terem atingido aproximadamente 50% da massa inicial (LOPES et al., 2015).

Nos dois experimentos, após serem retiradas dos riachos, as folhas foram lavadas em água corrente sobre peneira (abertura da malha = 0.21 mm) para retenção dos detritos vegetais e dos invertebrados. As amostras foram triadas em microscópio estereoscópico e os invertebrados encontrados preservados em álcool 70° GL. Os Chironomidae foram identificados em nível de gênero segundo Wilderholm (1983), Epler (1992) e Trivinho-Strixino (2011). No presente estudo, nós consideramos *Stenochironomus* spp. como único Chironomidae verdadeiramente fragmentador, dada sua alimentação baseada em fibras vegetais, que podem chegar frequentemente a mais de 95% de sua dieta, e seu hábito minador de tecidos vegetais (HENRIQUES-OLIVEIRA, 2003; OLIVER, 1971; SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008).

As variáveis abióticas da água (velocidade da corrente, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e profundidade) dos riachos referência e dos riachos impactados foram medidas a cada dia de retirada dos sacos de folhas. Antes de serem lavadas, de cada saco de detrito foram selecionadas cinco folhas, e delas retirados 10 discos (60 mm de diâmetro), sendo cinco discos usados para determinar a massa seca livre de cinzas (AFDM) e os outros cinco para determinar a concentração de ergosterol (biomassa de fungos hifomicetos). A biomassa fúngica das folhas em decomposição foi estimada pela quantificação de ergosterol nos conjuntos de discos previamente retirados das folhas. Após a retirada dos conjuntos de discos, as folhas restantes foram secas em estufa a 60° C por 72 h e pesadas em balança analítica de precisão (0,001 g) para determinar a massa seca remanescente (MSR). Para estimar a massa seca livre de cinzas (AFDM) para correção da matéria inorgânica existente no detrito, os discos secos foram colocados em estufa e pesados. Posteriormente, foram incinerados em mufla e novamente pesados. A taxa de decaimento ( $k$ ) foi calculada usando o modelo exponencial negativo ( $W_t = W_0 e^{-kt}$ ; ex.: PETERSEN; CUMMINS, 1974).

### 2.2.3 Análise dos dados

#### 2.2.3.1 Experimento 1

A abundância, riqueza de táxons e diversidade de Shannon da assembleia de Chironomidae foram determinadas para cada dia de retirada dos sacos de folhas e para cada mesohabitat (corredeiras e remansos). Para verificar se houve diferença significativa nos parâmetros acima ao longo dos dias de decomposição e entre os mesohabitats foi utilizada a análise ANOVA two-way (dados paramétricos) ou Kruskal-Wallis (dados não paramétricos).

Os mesmos testes foram usados para testar diferenças na abundância das subfamílias de Chironomidae (Chironominae, Orthocladiinae e Tanyptodinae) entre os dias de colonização e mesohabitats. Para as análises, os dados foram previamente checados quanto à normalidade de sua distribuição (Teste Shapiro-Wilk,  $p > 0.05$ ) e homogeneidade das variâncias (Teste de Levene,  $p > 0.05$ ). Os dados foram analisados considerando 36 unidades amostrais (3 córregos X 2 mesohabitats X 6 retiradas). O programa utilizado para as análises foi o Statistica versão 7.0 (STATSOFT INC, 2004).

A ordenação dos táxons de Chironomidae de acordo com o tempo de colonização e tipo de mesohabitat foi checada com análise de correspondência destendenciada (DCA) a partir de dados de abundância previamente logaritimizadas ( $\log x + 1$ ), no programa PC-ORD versão 5.15 (McCUNE; MEFFORD, 2006). As significâncias das diferenças na composição da fauna entre grupos de dias do experimento foram testadas pelo procedimento de permutação multi-resposta (MRPP) aplicada aos dados de abundância no programa PC-ORD versão 5.15 (McCUNE; MEFFORD, 2006). Para testar as similaridades na composição da fauna entre corredeiras e remansos, foi utilizada a análise de similaridade ANOSIM utilizando dados de abundância. Esta análise foi realizada no programa R (R Development Core Team, 2012) utilizando o pacote “vegan” (OKSANEN et al. 2012).

A contribuição de cada táxon para a dissimilaridade entre as fases de decomposição, foi determinada através da porcentagem de similaridade (SIMPER) com base na abundância dos táxons. Esta análise foi realizada no programa Past versão 2.17 (HAMMER; HARPER, 2013). A análise de correlação de Pearson foi usada para testar a relação entre a abundância de larvas de Chironomidae minadores (*Stenochironomus* spp.) com a porcentagem de perda de massa foliar e a biomassa de fungos hifomicetos (concentração de ergosterol). Esta mesma análise foi usada para identificar a existência de relação entre a abundância total de Chironomidae, a perda de massa foliar e a biomassa de fungos. O programa utilizado para realizar estas análises foi o Statistica versão 7.0 (STATSOFT INC, 2004).

A relação das variáveis abióticas da água, biomassa de fungos e a perda de massa foliar sobre a distribuição dos táxons de Chironomidae durante os dias de colonização foi avaliada através da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada no programa PC-ORD versão 5.15 (McCUNE; MEFFORD, 2006). Para reduzir o número total de variáveis biológicas, somente táxons representados por 10 ou mais indivíduos foram incluídos nesta análise (CAO et al., 2001).

#### 2.2.4.2 Experimento 2

A abundância e riqueza de táxons da assembleia de Chironomidae foram determinados para os riachos referência e impactados. Para verificar se houve diferença significativa nos parâmetros acima entre os ambientes foi utilizado o teste-t (dados paramétricos) ou Mann-Whitney (dados não paramétricos) utilizando o programa Statistica versão 7.0 (STATSOFT INC, 2004). Os dados foram tratados considerando as duas categorias de riachos estudados (referência e impactado) e os três mesohabitats de remansos de cada riacho (2 categorias X 3 mesohabitats).

Para testar a similaridade na composição dos táxons entre os riachos impactados e referência foi utilizada a análise de similaridade ANOSIM usando dados de abundância transformados ( $\log x+1$ ). O coeficiente de similaridade de Bray-curtis foi usado para esta análise. A contribuição de cada táxon para a dissimilaridade entre os ambientes foi determinada através da Porcentagem de Similaridade (SIMPER) realizada com base na abundância dos táxons. A análise de espécies indicadoras (IndVal) foi aplicada aos dados de abundância para checar a existência de táxons preferencialmente associados a um ou outro ambiente. Esta análise foi realizada no PC-ORD versão 5.15 (McCUNE; MEFFORD, 2006). Uma análise de componentes principais (ACP) foi realizada para confirmar a distinção entre os riachos referência e impactados. O primeiro eixo (PCI) desta análise foi utilizado em uma análise de regressão simples para testar a relação das variáveis ambientais com a composição e estrutura da assembleia de Chironomidae dos sacos de folhas aos 60 dias de colonização. Para isso os escores do primeiro eixo da PCA foram relacionados aos valores de riqueza taxonômica e aos escores do primeiro eixo da DCA (dados de composição da comunidade) obtidos para os riachos referência e impactados. Esta análise foi realizada no programa Statistica versão 7.0 (STATSOFT INC, 2004).

### 2.3 Resultados

#### 2.3.1. Experimento 1

Durante a decomposição foi observada maior biomassa de fungos (ergosterol) no período final (90 dias) com diferença significativa entre os dias de imersão das folhas ( $F_{4, 36} = 39.82$ ,  $df=4$ ,  $p < 0.001$ ). Contudo, não ocorreu variação da biomassa de fungos entre mesohabitats ( $F_{1, 36} = 0.08$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.768$ ) nem interação desta variável com mesohabitats e



o período de colonização ( $F_{4, 36} = 0.24$ ,  $df = 4$ ,  $p = 0.910$ ). Perda significativa na massa seca remanescente foi registrada ao longo do período de imersão das folhas ( $H = 32.90$ ,  $N=36$ ,  $p < 0.001$ ), mas não houve variação entre mesohabitats ( $Z = 0.56$ ,  $N=36$ ,  $p = 0.584$ ). A taxa de decaimento das folhas ( $k$ ) variou ao longo dos dias de imersão das folhas ( $H = 21.99$ ,  $N = 36$ ,  $p < 0.001$ ), mas não entre os mesohabitats ( $Z = -1.20$ ,  $N = 36$ ,  $p = 0.238$ ) (Tabela 2. 1).

Tabela 2.1: Valores da biomassa de fungos (ergosterol), porcentagem de massa seca remanescente (MSR) e taxa de decomposição das folhas de *Picramnia sellowi* em riachos florestados localizados na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, MG.

Dias	Ergosterol ( $\mu\text{g/g AFDM}$ )	MSR (%)	$k$ ( $\text{d}^{-1}$ )
7	747,8 $\pm$ 202,3	78,48 $\pm$ 1,419	0,034 $\pm$ 0,002
15	445,7 $\pm$ 126,3	75,87 $\pm$ 2,004	0,018 $\pm$ 0,001
30	563,3 $\pm$ 84,2	67,93 $\pm$ 1,380	0,012 $\pm$ 0,000
60	887,1 $\pm$ 62,4	44,67 $\pm$ 9,279	0,012 $\pm$ 0,003
90	1.120, 4 $\pm$ 222,4	33,24 $\pm$ 12,878	0,013 $\pm$ 0,006
120	-	13,46 $\pm$ 13,466	0,027 $\pm$ 0,017
<b>Mesohabitats</b>			
Corredeiras	733,6 $\pm$ 272,1	51,18 $\pm$ 25,12	0,020 $\pm$ 0,011
Remansos	728,1 $\pm$ 292,9	53,38 $\pm$ 22,63	0,019 $\pm$ 0,010

No experimento foram identificados 11.926 invertebrados: 8.867 em corredeiras e 4.858 em remansos. A abundância total de Chironomidae correspondeu a 62,58 % da abundância total de invertebrados encontrados. Em corredeiras foram identificadas 4.405 larvas de Chironomidae distribuídos em 35 táxons, e em remansos 3.059 larvas representadas por 37 táxons (Tabela 2.2). Chironomidae minadores (*Stenochironomus* spp.) representaram 28.47% da fauna total de invertebrados (3.396 larvas), com maior participação ( $H = 29,247$   $p < 0.001$ ) aos 30 dias (3.030 larvas).

Aos 7 dias de experimento foram identificadas 1.592 larvas de Chironomidae (850 em corredeiras e 377 em remansos), representadas pela maior abundância de Orthocladiinae ( $H = 15.11$ ,  $N=36$ ,  $p = 0.009$ ) em corredeiras ( $Z = 2.17$ ,  $N = 18$ ,  $p = 0.03$ ). Aos 30 dias foi registrada a maior abundância de espécimes de Chironominae ( $H = 20.96$ ,  $N = 36$ ,  $p < 0.001$ ), em ambos os mesohabitats ( $Z = 1.04$ ,  $N=36$ ,  $p = 0.307$ ). Larvas de Tanypodinae foram mais abundantes aos 90 dias de colonização ( $p > 0,05$ ) em corredeiras e remansos ( $Z = -1.12$ ,  $N= 36$ ,  $p = 0.264$ ). A participação numérica das subfamílias de Chironomidae e de *Stenochironomus* spp que

colonizaram as folhas em corredeiras e remansos durante o período do experimento é mostrada na figura 2.1.

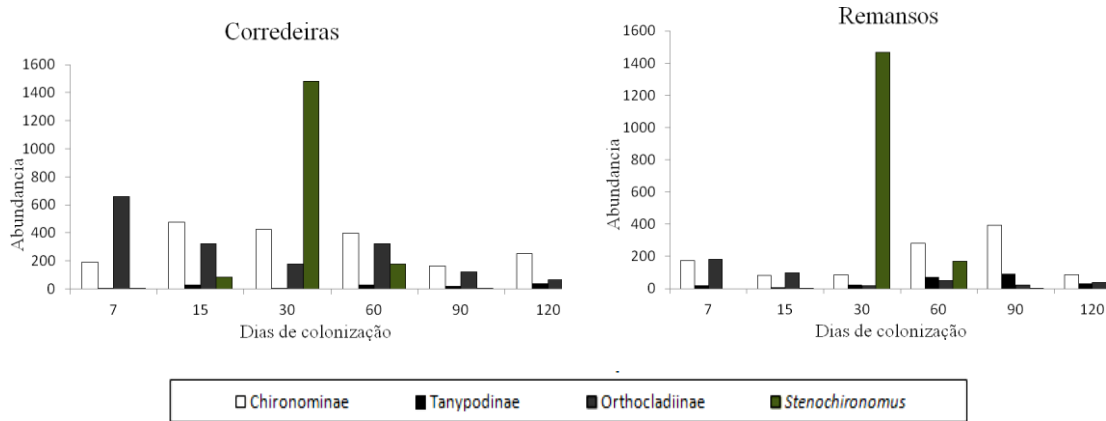


Figura 2.1: Abundância das subfamílias de Chironomidae e *Sthenochironomus* em corredeiras e remansos durante a decomposição de folhas de *Picramnia sellowi* em riachos florestados localizados na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, MG.

Tabela 2.2: Chironomidae coletados em remansos e corredeiras de riachos em área floresta pertencentes à bacia do Ribeirão Marmelos localizada no Município de Juiz de Fora, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

	Corredeiras						Remansos					
	7d	15d	30d	60d	90d	120d	7d	15d	30d	60d	90d	120d
<i>Rheotanytarsus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Endotribelos</i>	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	x	0
<i>Phaenopsectra</i>	x	x	0	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tanytarsus</i> sp1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tanytarsus</i> sp2	x	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	0
<i>Tanytarsus</i> sp3	0	x	x	x	x	0	0	0	x	x	x	0
<i>Polypedilum</i> sp1	x	x	0	0	x	0	x	x	x	0	0	0
<i>Polypedilum</i> sp2	0	x	0	0	x	x	x	x	x	x	x	0
<i>Polypedilum</i> sp3	0	0	x	0	0	0	x	0	x	0	x	0
<i>Caladomyia</i> sp1	0	x	x	x	0	x	0	x	x	x	x	x
<i>Caladomyia</i> sp2	x	x	0	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Stempellina</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	x	0
<i>Stempelinella</i>	0	x	0	x	x	x	x	0	x	x	x	0
<i>Chironomus</i>	x	x	0	x	0	0	0	0	0	x	0	0

Tabela 2.2: Chironomidae coletados em remanos e corredeiras de riachos em área floresta pertencentes à bacia do Ribeirão Marmelos localizada no Município de Juiz de Fora, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

<i>Stenochironomus</i>	x	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	0
<i>Thienemmaniella</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Corynoneura</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Onconeura</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	0	0	0	0
<i>Nanocladius</i>	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	x	x
<i>Parametriocnemus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	0	x	x	x
<i>Cricotopus</i>	0	0	x	x	x	x	0	0	0	x	x	x
<i>Rheocricotopus</i>	x	x	x	x	x	0	x	x	x	0	0	x
<i>Lopescladius</i>	x	x	0	0	x	0	x	0	0	0	0	0
<i>Parakiefferiella</i>	x	x	0	x	x	x	0	0	x	x	x	0
Orthoclaadiinae sp1	0	x	x	x	0	0	x	0	0	x	0	0
<i>Pentaneura</i>	0	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	x
<i>Labrundinia</i>	x	x	0	x	x	x	0	0	x	x	x	x
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	0	x	0	x	0	0	0	x	x	x
<i>Djalmabatista</i>	0	0	0	0	x	x	0	0	x	x	x	0
<i>Parapentaneura</i>	0	0	0	x	0	0	x	0	x	x	x	0
<i>Alotanypus</i>	0	0	0	0	0	0	x	0	0	x	x	0
<i>Thienemannimyia</i>	x	0	0	x	x	x	0	0	0	0	x	x
<i>Nilotanypus</i>	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	x	x
Pentaneurini tipo 1	0	0	0	0	0	x	0	0	0	0	x	0
Pentaneurni tipo 2	0	X	0	0	0	x	0	0	0	x	0	x
<i>Fittkaumyia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	x	0

A maior riqueza de Chironomidae foi registrada aos 60 dias ( $F_{5,24} = 2.49$ ,  $df = 5$ ,  $p = 0.008$ ), enquanto maior abundância ocorreu aos 30 dias ( $F_{5,24} = 10.05$ ,  $df = 5$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 2.2). Entre mesohabitats não houve diferença na riqueza ( $F_{1,24} = 0.38$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.546$ ), diversidade ( $F_{1,24} = 0.25$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.617$ ) e abundância ( $F_{1,24} = 2.96$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.094$ ). Não houve efeito da interação entre mesohabitats e o tempo de imersão das folhas sobre a riqueza de taxa ( $F_{5,24} = 0.60$ ,  $df = 5$ ,  $p = 0.697$ ), diversidade ( $F_{5,24} = 0.15$ ,  $df = 5$ ,  $p = 0.972$ ) e abundância ( $F_{5,24} = 0.09$ ,  $df = 5$ ,  $p = 0.412$ ) de Chironomidae.

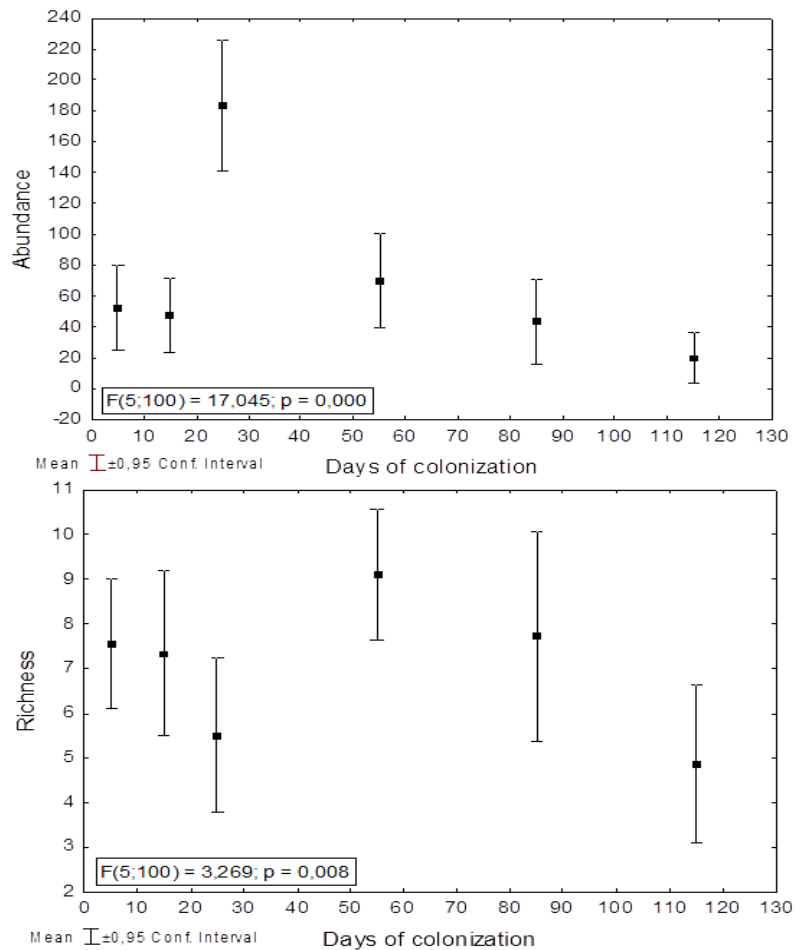


Figura 2.2: Resultado da análise de variância (ANOVA um fator) entre as métricas da comunidade de Chironomidae colonizadores de folhas de *Picramnia sellowi* durante o período de 120 dias em riachos referência localizados no Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

Os dois primeiros eixos da análise de correspondência destendenciada (DCA) explicaram 47% da ordenação dos táxons de Chironomidae. O primeiro eixo foi relacionado negativamente aos dias iniciais (7 e 15 dias, círculo azul) e habitats de corredeira, e positivamente a remansos de dias intermediários (60 dias, círculo azul) e dias finais do experimento (90 e 120 dias, círculo verde), predominantemente. O segundo eixo foi relacionado positivamente a remansos de dias iniciais e negativamente aos remansos e corredeiras dos 30 dias do experimento (círculo preto) (Figura 2.3). A análise de similaridade indicou fraca distinção entre corredeiras e remansos (Anosim,  $R = 0.20$ ,  $p = 0.01$ ). A similaridade na composição de táxons nos dias iniciais (7 e 15 dias) e finais (90 e 120 dias) do experimento foi confirmada pela análise MRPP (Tabela 2.3). A Simper mostrou que os gêneros associados ao estágio inicial foram *Corynoneura* sp. (54.1), *Rheotanytarsus* sp. (36.3), *Thienemmaniella* sp.

(12.8), *Onconeura* sp (11.7) e *Nanocladius* sp. (6.5). Aos 30 e 60 dias foram associados *Stenochironomus* sp. (281), *Rheotanytarsus* sp. (24.4), *Rheocricotopus* sp. (8.25) e *Tanytarsus* sp2 (6.92), enquanto ao estágio final foram associados os gêneros *Rheotanytarsus* (17.3), *Caladomyia* sp1 e *Caladomyia* sp2 (7.08). O valor entre parênteses representa a abundância relativa de cada táxon.

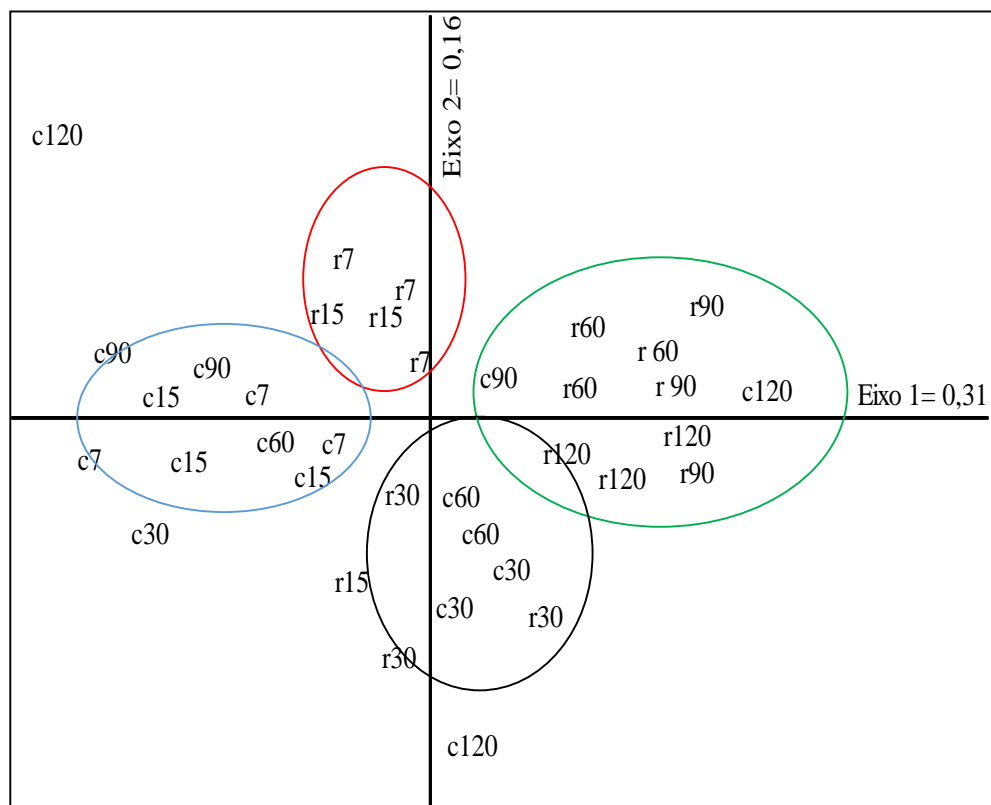


Figura 2.3: Análise de correspondência destendenciada (DCA) da assembleia de Chironomidae durante os dias de colonização (7, 15, 30, 60, 90, 120) em mesohabitats de corredeira (co) e remanso (re) das folhas de *Picramnia sellowii* em três riachos referência localizados na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, MG.

Tabela 2.3: Resultado da análise MRPP para os dias de colonização das folhas de *P. sellowii* em riachos referência localizados no Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

Dias de colonização			T	A	p
7	vs.	15	0,17	0,004	0,49
7	vs.	30	7,049	0,404	<0,01
7	vs.	60	6,174	0,197	<0,01

Tabela 2.3: Resultado da análise MRPP para os dias de colonização das folhas de *P. sellowii* em riachos referência localizados no Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

7	vs.	90	3,576	0,086	<0,01
7	vs.	120	4,728	0,11	<0,01
15	vs.	30	6,901	0,337	<0,01
15	vs.	60	5,411	0,133	<0,01
15	vs.	90	1,870	0,035	0,03
15	vs.	120	2,042	0,041	0,03
30	vs.	60	6,839	0,335	<0,01
30	vs.	120	6,916	0,312	<0,01
30	vs.	120	6,960	0,311	<0,01
60	vs.	90	3,677	0,083	<0,01
60	vs.	120	5,508	0,121	<0,01
90	vs.	120	0,017	0	0,46

A porcentagem de perda de massa teve correlação positiva com a abundância de *Stenochironomus* ( $r = 0.30$ ,  $p = 0.009$ ), mas não com a abundância dos demais Chironomidae ( $r = 0.13$ ,  $p = 0.164$ ). A biomassa de fungos não teve correlação significativa com a abundância de Chironomidae não minadores ( $r = 0.09$ ,  $p = 0.421$ ), e foi negativamente correlacionada com a abundância de *Stenochironomus* ( $r = -0.29$ ,  $p = 0.007$ ).

A CCA mostrou que as variáveis abióticas da água, a biomassa de fungos (ergosterol) e a porcentagem de perda de massa explicaram 36% da ordenação da fauna (eixo 1=0.24 e eixo 2=0.12). A porcentagem de oxigênio dissolvido agrupou os gêneros *Thienemaniella*, *Orthocladiinae* sp1 e os dias iniciais (7 e 15 dias). Maiores valores de velocidade da água agruparam as corredeiras e os gêneros *Rheocricotopus*, *Lopescladius* e *Rheotanytarsus*. A porcentagem de perda de massa foliar contribuiu para formação do segundo eixo da CCA, que foi associado às larvas de *Stenochironomus* e *Cricotopus*. A concentração de ergosterol foi associada aos gêneros *Labrundinia*, *Pentaneura*, *Ablabesmyia*, *Djalmabatista*, *Caladomyia* sp. 1 e sp. 2, *Tanytarsus* sp. e *Polypedilum* sp. 2 e sp. 3, e aos dias finais do experimento (Figura 2.4).

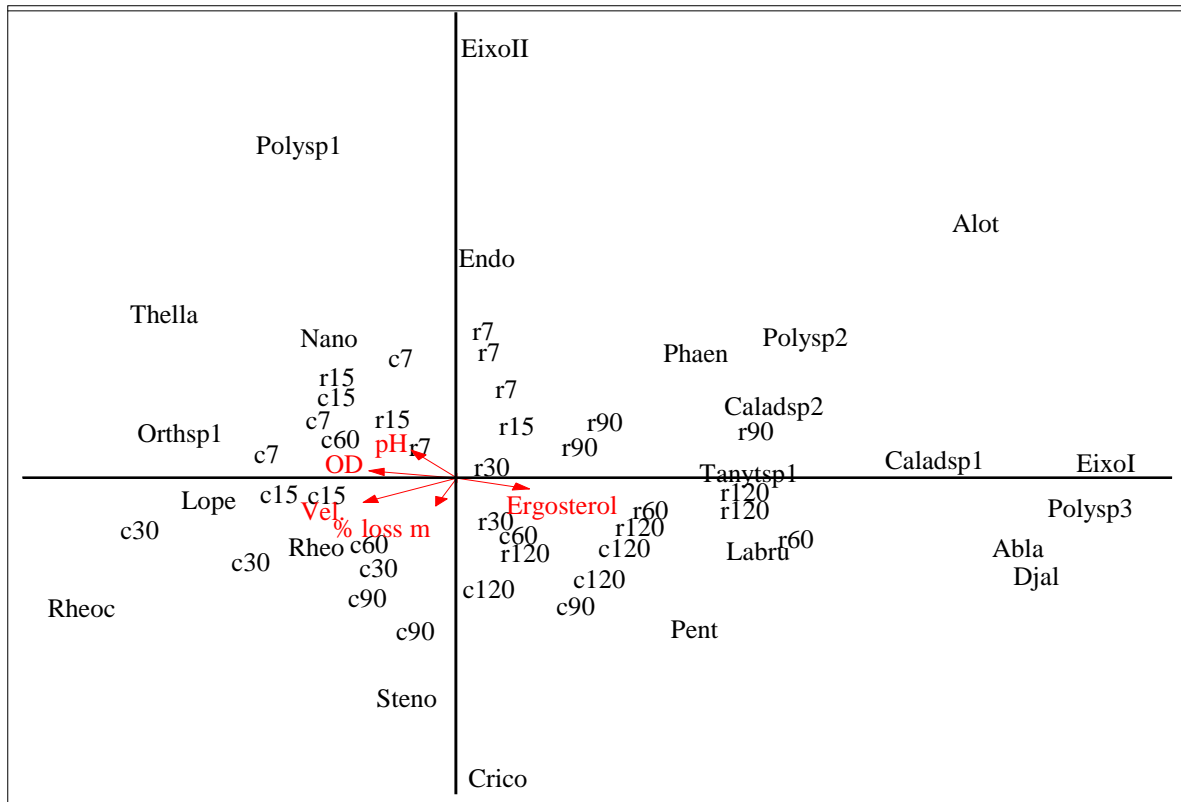


Figura 2.4: Análise de correspondência canônica (ACC) realizada com as variáveis oxigênio dissolvido (OD), pH, velocidade da água (vel.), porcentagem de perda de massa foliar (% loss m) e biomassa de fungos hifomicetos (ergosterol) medidas em remansos (r) e corredeiras (C) dos riachos florestados localizados no Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Steno= *Stenochironomus*, Crico= *Cricotopus*, Pent= *Pentaneura*, Rheoc= *Rheocricotopus*, Rheo= *Rheotanytarsus*, Lope= *Lopescladius*, Labru= *Labrundinia*, Djal= *Djalmabatista*, Polysp3= *Polypedilum* sp3, Tanytsp1= *Tanytarsus* sp1, Caladsp1= *Caladomyia* sp1, Polysp2= *Polypedilum* sp2, Polysp1= *Polypedilum* sp1, Alot= *Alotanytus*, Phen= *Phaenopsectra*, Orthsp1= *Orthocladiinae* sp1, Nano= *Nanocladius*, Endo= *Endotribelos*, Thella= *Thienemaniella*.

### 2.3.2 Experimento 2

Nos riachos referência, foram registrados valores significativamente maiores de oxigênio dissolvido ( $7.88 \text{ mg/L} \pm 0,83$ ) em relação aos riachos impactados ( $4.77 \text{ mg/L} \pm 1.52$ ), enquanto nestes últimos foram registrados valores significativamente maiores de condutividade ( $45.65 \text{ } \mu\text{S/cm} \pm 6.08$ ), temperatura da água ( $22.05^\circ\text{C} \pm 1.36$ ), turbidez ( $10.17 \text{ NTU} \pm 5,90$ ), nitrito ( $7,13 \text{ } \mu\text{g/L} \pm 4,49$ ), nitrato ( $465,16 \text{ } \mu\text{g/L} \pm 258,66$ ) e amônia ( $151,40 \text{ } \mu\text{g/L} \pm 64,78$ ). Nos riachos impactados a biomassa de fungos hifomicetos (ergosterol) correspondeu a  $523.54 \pm$

113,01  $\mu\text{g/g}$  AFDM ( $\pm$  SD) e nos riachos referência aos 60 dias  $881,13 \pm 137,67$   $\mu\text{g/g}$  AFDM ( $\pm$  SD) ( $t= 5.81$ ,  $df = 15.05$ ,  $p < 0.001$ ). No final do experimento, a massa seca remanescente foi  $45,19 \pm 5,19$  % ( $\pm$  DP), nos riachos referências, e  $74,27 \pm 1,17$  % ( $\pm$  DP) nos riachos impactados ( $T = -9,79$ ;  $df = 12,04$ ;  $p < 0,001$ ) (LOPES et al., 2015).

Após 60 dias de experimento, nos riachos urbanos foram identificadas 219 larvas de Chironomidae distribuídas em 18 gêneros, e nos riachos florestados foram registradas 514 larvas representadas por 21 gêneros (Tabela 2.4).

Tabela 2.4: Chironomidae coletados em remansos de três riachos em área urbana pertencentes à bacia do Ribeirão Marmelos localizada no Município de Juiz de Fora, Sudeste de Minas Gerais, Brasil.

	Riachos		
	urbano 1	urbano 2	urbano 3
<i>Rheotanytarsus</i>	x	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp2	x	0	x
<i>Stempellinela</i>	0	0	1
<i>Stenochironomus</i>	x	0	0
<i>Caladomia</i> sp1	x	0	0
<i>Polypedillum</i> sp1	x	x	x
<i>Polypedilum</i> sp2	x	0	0
<i>Chironomus</i>	x	0	x
<i>Corynoneura</i>	x	0	0
<i>Onconeura</i>	x	0	x
<i>Thienemaniella</i>	x	0	0
<i>Rheocricotopus</i>	x	0	0
<i>Parametriocnemus</i>	x	0	0
<i>Cricocotopus</i>	x	0	0
<i>Pentaneura</i>	0	0	x
<i>Labrundinia</i>	0	0	x
<i>Parapentaneura</i>	x	0	x
<i>Ablablesmyia</i>	0	0	x
<i>Thiennemannimia</i>	x	0	x
<i>Nilotanypus</i>	x	x	0

Na DCA (Figura 2.5) pode-se observar a distinção na composição de táxons entre riachos impactados e referência, o que foi confirmado pela análise de similaridade (Anosim,  $R = 0.57$ ,  $p = 0.004$ ). A análise Simper mostrou 92% de dissimilaridade média entre os riachos impactados e de referência. Os táxons que mais contribuiram para as dissimilaridades entre os



ambientes foram *Stenochironomus* sp. (53.3), associados aos riachos florestados, *Caladomyia* sp1, *Tanytarsus* sp2, *Phaenopsectra* sp. (9.67) e *Nanocladius* sp. (9.33), enquanto *Rheotanytarsus* sp. (48) foi o único táxon associado aos riachos impactados. A análise de IndVal, mostrou que apenas *Stenochironomus* foi indicador dos riachos florestados (IV = 0.94,  $p = 0.021$ ), e nenhum táxon foi indicador dos riachos impactados.

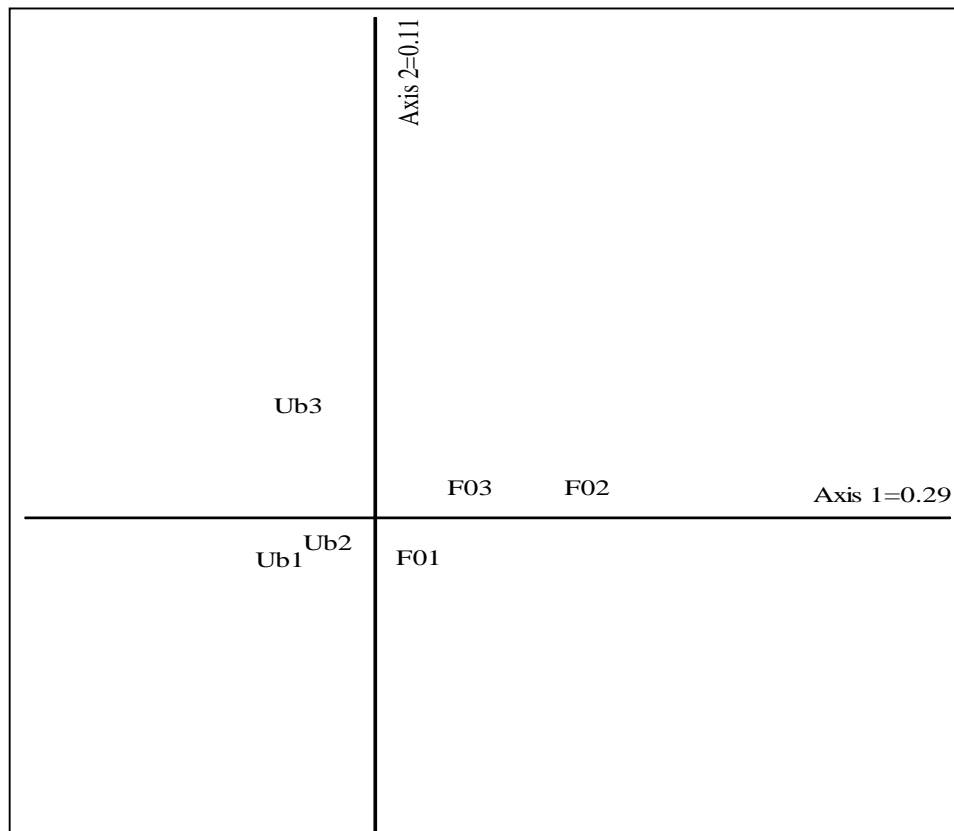


Figura 2.5: Análise de correspondência destendenciada (DCA) da assembleia de Chironomidae coletada aos 60 dias de colonização das folhas de *Picramnia sellowi* em riachos impactados (UB) e referência (FO) na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, MG.

As métricas da assembleia de Chironomidae não variaram significativamente entre os ambientes referência e impactados ( $t = -3.09$ ,  $df = 4$ ,  $p = 0.036$ ) (Tabela 2.5).

Tabela 2.5: Valores dos eixos da PCA (PC1 e PC2)) e da DCA (DC1) realizadas para os riachos impactados: urbano 1 (Ub1), urbano 2 (Ub2) e urbano 3 (U3), e referência: florestado 1 (Fo1),

florestado 2 (F02) e florestado 3 (F03) e os valores de riqueza de táxons, abundância e diversidade de Shannon da assembleia de Chironomidae aos 60 dias de colonização das folhas de *Picramnia sellowii*.

	Ub1	Ub2	Ub3	Fo1	Fo2	Fo3
PC1	10,982	-1,036	-1,184	0,991	1,306	1,02
PC2	0,34	-0,075	-0,008	-20,90	17,055	0,127
DC1	58,175	135,595	81,625	0	15,005	1,501
Riqueza	9	1	7	18	16	18
Abundância	180	1	15	112	244	166
Diversidade	0,86	0	1,39	2,36	1,91	2,42

A riqueza de táxons, diversidade de Shannon e a composição taxonômica (DC1) foram fortemente relacionadas ao primeiro eixo da PCA ( $R^2 > 0.50$ ), indicando que aos 60 dias de colonização a composição e estrutura da assembleia de Chironomidae refletiram as condições de conservação dos ambientes (Tabela 2.6).

Tabela 2.6: Resultados da análise de regressão linear simples realizada para o primeiro eixo da PCA e os dados de composição (DC1) e estrutura da assembleia de Chironomidae (riqueza média), abundância, diversidade de Shannon aos 60 dias de colonização das folhas de *Picramnia sellowii* em riachos impactados e referências na sub-bacia do Ribeirão Marmelos, MG. Em asterisco os valores significativos ( $p \leq 0.05$ ).

	Ajustado R <sup>2</sup>	F <sub>1,4</sub>	P
Riqueza	0,573	7,73	0,050*
Abundancia	0,208	2,32	0,203
Shannon	0,615	8,99	0,040*
DC1	0,664	10,87	0,030*

\* Valores significativos de relação linear ( $p \leq 0,05$ )

## 2.4 Discussão

### 2.4.1 Experimento 1

A alta porcentagem de larvas de Chironomidae registrada nas folhas de *P. sellowii* durante o experimento, confirma a importância deste grupo para a estruturação da comunidade de invertebrados durante a decomposição de folhas em ambientes aquáticos (GONÇALVES et al., 2004). Desde os dias iniciais, a abundância de larvas encontradas nas folhas indicou um

rápido processo de colonização por Chironomidae, corroborando outros estudos que atribuem a rápida capacidade de colonização ao grupo (HOSE et al., 2007; THOMAZI et al., 2008).

A predominância de Orthoclaadiinae nos primeiros dias, especialmente em corredeiras, pode estar relacionada ao pequeno tamanho das larvas e a capacidade de algumas larvas desta subfamília nadarem através da corrente (COFFMAM; FERRINGTON, 1996), fatores que permitem a rápida colonização de substratos. Os gêneros associados ao período inicial do experimento (*Corynoneura*, *Thienemaniella*, *Onconeura* e *Nanocladius*) podem coletar partículas orgânicas finas como alimento (BIASI et al., 2013; HEPP et al., 2008), que possivelmente podem ter sido retidas nos sacos de folhas propiciando um habitat favorável para colonização pelas larvas.

Biasi et al. (2013) encontraram larvas de *Thienemaniella* e *Corynoneura* como indicadoras do estágio intermediário de decomposição de folhas de *Campomanesia xanthocarpa* and *Sebastiania brasiliensis*, que para estas espécies ocorreu entre 7 e 14 dias de imersão. Em nosso estudo, estes gêneros foram associados ao mesmo período nas folhas de *P. sellowii*, o que pode indicar que nesta fase as larvas puderam encontrar quantidades suficientes de partículas orgânicas finas para se alimentarem. Estes mesmos autores também encontraram *Rheotanytarsus* como indicador do estágio avançado de decomposição de *C. xanthocarpa* and *S. brasiliensis*. Em nosso estudo, *Rheotanytarsus*, de hábito alimentar filtrador, esteve presente em todas as fases da decomposição, o que também indica a disponibilidade de partículas orgânicas finas durante todo o experimento e a estabilidade propiciada pelos sacos de folhas como substrato para fixação de seus casulos (HEPP et al., 2008).

Aos 30 dias de colonização, a alta abundância de larvas de *Stenochironomus* encontrada entre a epiderme adaxial e abaxial das folhas em ambos mesohabitats, pode ter contribuído para maior fragmentação física das folhas e para relação positiva entre a abundância desses Chironomidae e a porcentagem de perda de massa foliar. Outros estudos apontam a participação direta dessas larvas na fragmentação de folhas e sua contribuição no processo de decomposição (GALIZZI; MARCHESE, 2007; ROSEMOND et al., 1998). Watzen e Wagner (2006) ressaltam que em habitats tropicais, folhas de alto valor nutritivo e baixas concentrações de compostos secundários representam um alimento atraente para Chironomidae minadores como *Stenochironomus*.

Aos 60 dias, quando as folhas de *P. sellowii* atingiram 50% de perda de massa (LOPES et al., 2015), caracterizando o estágio intermediário da decomposição, maior riqueza de Chironomidae foi registrada. Neste período, as folhas ainda apresentam quantidades consideráveis de massa seca remanescente e grande quantidade de recursos está disponível para

invertebrados (LIGEIRO et al., 2010) como partículas orgânicas de diferentes tamanhos e microorganismos aderidos à superfície, que conferem maior heterogeneidade física aos detritos. Segundo Osborne et al. (2000), a maior irregularidade da superfície do substrato, favorece a agregação das larvas de Chironomidae. Já O'Connor (1991) ressalta que a maior complexidade estrutural do substrato favorece o aumento da riqueza de espécies, devido a maior disponibilidade de recursos e habitats. Larvas de *Tanytarsus* e *Rheocricotopus*, associadas a este período, são coletoras de detritos e, embora este item seja o principal na dieta das larvas, podem ingerir uma variedade de recursos alimentares como fungos e algas (SAITO; FONSECA-GESSNER, 2014; SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008). Assim, é provável que estes Chironomidae tenham se beneficiado da maior disponibilidade de recurso alimentar típica do estágio intermediário da decomposição.

Aos 90 dias, a associação de larvas de *Caladomyia* pode ser atribuída à boa qualidade nutricional dos detritos ainda neste período, corroborando as observações de Silveira et al. (2013) que também encontraram este gênero associado aos dias finais da decomposição da macrófita *Eichhornia azurea*. Já a maior abundância de gêneros da subfamília Tanypodinae: *Ablabesmya*, *Labrundinia*, *Pentaneura* e *Djalmabatista* pode ter ocorrido por essas larvas terem se beneficiado da presença de potenciais presas e de grande quantidade de partículas orgânicas finas, itens normalmente presentes nos estágios avançados da decomposição (GONÇALVES et al., 2003), uma vez que esses Chironomidae podem coletar detritos orgânicos ou preda outros invertebrados (BERG, 1995; SILVA et al., 2008; SILVEIRA et al., 2013; LEMES-SILVA et al., 2014).

A diminuição significativa da abundância e riqueza de larvas aos 120 dias provavelmente foi relacionada ao alto grau de decomposição das folhas, quando há uma diminuição na variedade de recursos alimentares e o predomínio de partículas de detritos de tamanhos mais uniformes. De modo geral, esses resultados estão de acordo com as observações de Gonçalves et al. (2003, 2004) e Biasi et al. (2013) que ressaltaram que a qualidade do substrato e as mudanças químicas durante o período de incubação de folhas determina a substituição dos gêneros de Chironomidae e em mudanças na estrutura trófica dessa comunidade, influenciando na velocidade do processo de sucessão e na complexidade das interações que ocorrem na comunidade.

A fraca diferença na composição de táxons entre corredeiras e remansos pode indicar que a sucessão de larvas de Chironomidae que colonizaram os detritos foi pouco influenciada pela velocidade do fluxo da água. Este resultado é reforçado pela CCA, que demonstrou que a maior velocidade da água em corredeiras foi associada apenas a alguns

gêneros de Orthocladiinae. Assim como a velocidade do fluxo, outras variáveis abióticas da água como pH e oxigênio dissolvido mostraram baixa porcentagem de explicação para a distribuição dos táxons de Chironomidae nos dias do experimento. Além disso, a ausência de relação significativa entre a biomassa de fungos e a abundância dos Chironomidae não minadores pode indicar que a maioria das larvas colonizou as folhas para usá-las apenas como substrato, mas não como um recurso alimentar (RAMSEYER; MARCHESE, 2009). Provavelmente, a mudança na qualidade do substrato indicada pela perda de massa foliar e mudanças na sua estrutura física foram os principais fatores direcionadores da sucessão de larvas de Chironomidae durante o processo de decomposição das folhas de *P. sellowii*.

#### 4.4.2. Experimento 2

A diferente composição de Chironomidae observada nos riachos impactados em relação aos riachos referencia refletiu diretamente as alterações como a retirada da mata ciliar e a entrada de esgoto doméstico. Isto pode ser evidenciado pela presença de *Stenochironomus*, gênero que foi indicador dos riachos florestados. A abundância destas larvas é relacionada diretamente com a conservação da mata ciliar. Seu mento e corpo se adaptam para que possam se alimentar de tecidos vegetais, materiais dependentes da mata ciliar (TRIVINHO-STRIXINO, 2011). Este resultado corrobora Saito e Fonseca-Gessner (2014) que encontraram este gênero somente em riachos florestados ao compararem a fauna de Chironomidae destes riachos com a de riachos em pastagem e em áreas de cultivo de cana-de-açúcar.

A mata ciliar constitui um dos componentes determinantes da composição de Chironomidae e outros invertebrados em riachos de cabeceira (CUMMINS, 1989; SILVA et al., 2007), não só por influenciar diretamente a disponibilidade e qualidade do alimento, mas também por determinar maior estabilidade das margens e heterogeneidade do fluxo da água (TABACCHI et al., 2000). Tais condições são favoráveis à manutenção de maior diversidade e riqueza de táxons, quando comparadas a ambientes impactados, em que normalmente poucas espécies resistentes podem persistir. Entretanto, diferente do esperado, a riqueza e diversidade de Chironomidae não difeririam estatisticamente entre riachos impactados e riachos referência. Possivelmente, a similaridade na riqueza de táxons pode ser atribuída aos níveis moderados de poluição orgânica dos riachos em área urbana, corroborando Lenat (1983) que sugere que a riqueza de Chironomidae tende a declinar de forma mais acentuada somente em riachos com altos níveis de poluição orgânica. Por outro lado, a composição de Chironomidae respondeu às condições ambientais dos riachos estudados, conforme mostrado pela análise de regressão

linear. Normalmente, mudanças sutis na abundância relativa das espécies são incorporadas aos escores de medidas da composição da comunidade (CARLSON et al., 2013), o que explica a relação significativa entre essa métrica e as condições ambientais dos riachos investigados.

## 2.5 Conclusão

Neste estudo foi possível visualizar uma organização temporal da assembleia de Chironomidae refletida pelas diferenças encontradas na composição, abundância e riqueza de larvas ao longo dos dias de colonização das folhas. Além disso, remansos e corredeiras determinaram fraca diferença na composição de Chironomidae durante a decomposição das folhas e não determinaram diferenças nas métricas da assembleia. Podemos sugerir a contribuição de Chironomidae na fragmentação física das folhas de *Picramnia sellowi*, especialmente devido à elevada abundância de *Stenochironomus* aos 30 dias do experimento e seu hábito minador. Este último, foi indicador dos ambientes florestados refletindo diretamente a presença da mata ciliar. Adicionalmente, a composição da assembleia de Chironomidae nos sacos de folhas aos 60 dias foi uma métrica sensível em detectar diferenças nas condições de conservação entre ambientes referência e impactados. Este resultado sugere a utilização deste grupo em estudos de colonização de folhas para diagnosticar mudanças nas condições de conservação de riachos tropicais.

### **3. CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DA MESOESCALA NA RESPOSTA DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) EM RIACHOS COM DIFERENTES USOS DA TERRA.**

#### **3.1 Introdução**

A distribuição dos invertebrados em um alcance de riacho pode mostrar diferenças determinadas por variações hidromorfológicas que caracterizam distintas unidades de habitats, também conhecidas como mesohabitats (PARDO; ARMITAGE 1997). Estes habitats são reconhecidos por promover maior heterogeneidade física para o ecossistema lótico e diversidade de invertebrados (GARCIA et al., 2011). As condições do fluxo determinam variações no tamanho das partículas do substrato, disponibilidade do recurso alimentar e concentrações de oxigênio dissolvido (BRUNKE et al., 2002; BONADA et al., 2008) que atuam como filtro para fauna bentônica, determinando sua composição e distribuição. Em geral, remansos são caracterizados por apresentarem fluxo mais lento e substratos mais finos, enquanto corredeiras são caracterizadas por substratos de maior tamanho que ocorrem em áreas relativamente mais rasas e de fluxo unidirecional mais rápido (LENCIONI; ROSSARO 2005; PRINCIPE et al. 2008). Estes habitats têm uma estrutura dinâmica, estando sob a influência de modificações em função de períodos de baixo fluxo e períodos de aumento discreto ou elevado do volume da água, determinados pelo regime climático de cada região (BUNN; ARTHINGTON 2002). Nas regiões tropicais, por exemplo, o aumento das chuvas é considerado uma das causas principais da variação dos habitats lóticos devido a mudanças na disponibilidade dos substratos e na qualidade do alimento (BISPO et al., 2001; RIBEIRO; UIEDA 2005; SLVEIRA et al. 2006).

A expansão de áreas urbanas e implantação de atividades agrícolas estão entre as principais causas atuais de alterações de rios e riachos (HEPP et al., 2010; FEIO; POQUET 2011). Como consequência, ocorre a remoção da mata ciliar, que resulta na maior instabilidade das margens, perda do perfil longitudinal do fluxo e, conseqüentemente da heterogeneidade de habitats (BAPTISTA et al., 2000). Diante deste cenário, muitas pesquisas vêm sendo direcionadas para entender como tais alterações podem afetar as comunidades biológicas e como as diferentes escalas espaciais influenciam na organização estrutural e funcional de riachos (CALLISTO et al., 2012). Contudo, cabem ainda mais estudos que busquem identificar a escala espacial adequada para a realização do monitoramento e diagnóstico das condições ecológicas destes ecossistemas.

Embora haja um número crescente de avaliações que utilizam invertebrados aquáticos como indicadores de impactos humanos e da integridade do ecossistema fluvial, poucos estudos avaliaram se as diferenças na estrutura da comunidade bentônica entre remansos e corredeiras podem resultar em diferentes respostas destes organismos às condições do ambiente (PEDERSEN 2003; MCCULLOCH 2009; PACE et al., 2010, CARLSON et al., 2103). Marzili et al. (2010) sugerem que os dados biológicos de diferentes mesohabitats não devem ser fundidos, pois poderia aumentar os efeitos da variabilidade natural e interferir na avaliação da qualidade do ecossistema lótico. Por outro lado, Pace et al. (2010) constataram que as diferenças entre remanos e corredeiras não influenciaram na avaliação da qualidade ecológica dos ambientes estudados, e ainda, que tais diferenças foram melhores refletidas em riachos com características preservadas. Roy et al. (2003) verificaram que a densidade e riqueza de insetos de corredeiras foram mais sensíveis aos efeitos causados pela sedimentação em riachos, enquanto as métricas de remansos tiveram relações fracas ou inexistentes. Contudo, Marzili et al. (2010) ao investigarem um gradiente de condições de preservação em seis rios Italianos por meio da assembleia de Chironomidae, constataram que os mesohabitats de remanso representaram melhor o gradiente ecológico dos rios.

Chironomidae ocorrem na maioria dos ambientes de água doce em alta densidade e riqueza de espécies, e apresentam ampla distribuição geográfica (Ferrington 2008). Por responderem a uma grande variedade de condições ambientais, desde locais conservados a criticamente poluídos (MAZZONI et al., 2014) estão entre os insetos mais usados em estudos de monitoramento em todo o mundo (LENCIONI et al., 2012). Contudo, mais pesquisas são necessárias para diminuir as lacunas existentes sobre a relação entre Chironomidae e o impacto de atividades humanas nos ecossistemas de água doce, especialmente para os trópicos (NICACIO; JUEEN 2015). O presente estudo visou investigar como diferenças no uso da terra no entorno de riachos de baixa ordem influenciam na estrutura da assembleia de Chironomidae e, particularmente, como as métricas da assembleia de Chironomidae respondem às condições de conservação dos ambientes em mesohabitats de remanos e corredeiras. Também foi avaliado se ocorreria mudanças na sensibilidade das métricas da assembleia em decorrência do período de maior pluviosidade. As seguintes hipóteses foram investigadas: 1- Métricas da assembleia de Chironomidae em remansos respondem melhor aos impactos provenientes do uso da terra por abrigarem normalmente maior riqueza e abundância de larvas que habitats de corredeiras; 2- O aumento das chuvas resultará em mudanças na composição e estrutura da fauna de Chironomidae de remanos e corredeiras e, conseqüentemente, nas respostas desses insetos ao uso da terra.



## 3.2 Material e métodos

### 3.2.1 Coleta da fauna

O estudo foi realizado nos nove riachos de baixa ordem (Tabela 3.1) pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, localizada na região Sudeste do município de Juiz de Fora, com extensão de aproximadamente 12 km e área de 49.415 m<sup>2</sup>.

Tabela 3.1: Ordem de classificação e localização dos riachos estudados pertencentes a sub bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), localizado na região Sudeste do Brasil.

Ordem	Coordenadas	Uso da terra
1°	21°44'40"S; 43°18'35"W	Floresta
1°	21°44'45"S; 43°17'23"W	Floresta
1°	21°44'15"S; 43°17'42"W	Floresta
1°	21°45'40"S; 43°18'24"W	Pastagem
1°	21°44'58"S; 43°18'27"W	Pastagem
1°	21°44'54"S; 43°18'15"W	Pastagem
1°	21°45'2,8"S; 43°16'36"W	Urbano
3°	21°46'1,2"S; 43°17'55"W	Urbano
2°	21°46'25"S; 43°17'28"W	Urbano

Em cada riacho foi selecionado um trecho de aproximadamente 200 m de extensão, onde foram obtidas amostras dos principais substratos presentes em cinco mesohabitats de corredeira e cinco mesohabitats de remansos no período chuvoso (fevereiro de 2012) e no período de estiagem (agosto de 2012), obtendo-se em cada período um total de 90 amostras de corredeiras e remansos. As amostras foram obtidas com coletor Surber de área 0,04 m<sup>2</sup> e malha 0,21mm de abertura e fixadas em laboratório com solução de formaldeído a 4%. O material coletado foi lavado em peneira de malha 0, 21 mm de abertura e os organismos triados em microscópio estereoscópico foram armazenados em potes plásticos com álcool 70° GL. Para identificação dos Chironomidae, as larvas foram montadas em lâminas permanentes contendo meio de Hoyer e secas em estufa a 60°C por 48 horas (TRIVINHO-STRIXINO 2011). Os Chironomidae foram identificados em microscópio óptico em nível de gênero, sempre que possível, utilizando as seguintes chaves de identificação: Trivinho-Strixino (2011), Epler (1992) e Wiederholm (1983).

### 3.2.2 Caracterização ambiental

Em cada mesohabitat amostrado foi registrada a velocidade do fluxo, a profundidade da água, a largura e o tipo do substrato presente. A velocidade superficial da água foi obtida através do método do flutuador, que consiste em diversas tomadas do tempo de um objeto flutuante na superfície da água, em um trecho de distância definida. Dessa maneira, divide-se o espaço (em metros) pelo tempo gasto (em segundos), resultando no valor médio da velocidade da água (MARTINELLI; KRUCHE 2007). Esta metodologia tem se mostrado adequada, permitindo diferenciar o fluxo da água entre mesohabitats (VICTOR; AL-MAHROUQI 1996) e entre períodos de maior e menor pluviosidade em riachos, como demonstrado nos trabalhos de Andrade et al. (2008), Sanseverino; Nessimian (2008), Rosa et al. (2011 a,b). Para a caracterização granulométrica do sedimento presente nos mesohabitats, as amostras foram secas em temperatura ambiente e passadas em peneiras de malhas com diferentes tamanhos segundo normas da ABNT/NBR 7181/82. Após este procedimento foi obtido o peso das diferentes frações do sedimento. Seu teor de matéria orgânica foi determinado por incineração de pequenas quantidades de amostras em mufla a 550°C durante 4 horas. Foi também determinado para cada mesohabitat o peso seco dos diferentes componentes do substrato vegetal, quando presente (folhas, gravetos, frutos, sementes, etc.).

### 3.2.3 Variáveis abióticas da água

Foram coletadas em cada riacho três amostras de água em área de corredeira e três amostras em área de remanso. As amostras foram acondicionadas em garrafas de polipropileno (500 ml), filtradas e posteriormente armazenadas em freezer para determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo total baseando-se no método de espectrofotometria proposto por Wetzel e Likens (2000). Medidas do pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez foram obtidas “in situ” para cada mesohabitat de corredeira e remanso separadamente, utilizando o multisensor de campo Horiba, modelo U10.

### 3.2.4 Análise dos dados

Para ordenar os riachos e mesohabitats em relação ao uso da terra foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), para cada período de amostragem (seco e chuva). Para esta análise foram utilizadas as variáveis limnológicas dos riachos e dados de granulometria (areia grossa, média, fina e ultrafina), matéria orgânica e o peso seco dos substratos vegetais maiores que 2 mm (MOPG) de cada mesohabitat. Para isto os dados físicos

e químicos foram previamente padronizados para reduzir o efeito das diferentes escalas através da dedução de cada valor a partir de uma média dividida pelo desvio padrão (MANLY 2008). Os eixos retidos para interpretação da análise foram aqueles que apresentarem autovalores maiores que os gerados aleatoriamente pelo critério de Broken-Stick. A análise de variância ANOVA one-way foi realizada para verificar diferenças significativas entre os escores das amostras dos eixo 1 e 2 da PCA e, desta forma, determinar se os riachos e mesohabitats diferem em suas características abióticas. A PCA foi realizada no programa PC-ORD 5.15 (McCUNE; MEFFORD 2006) e análise Anova no programa STATISTICA, versão 7 (STATSOFT INC. 2004). Variações no peso seco de cada componente do substrato entre os mesohabitats dos riachos com diferentes usos da terra e entre os períodos de seca e chuva foram checadas pela análise Anova - one-way no programa STATISTICA, versão 7 (STATSOFT INC. 2004).

A estrutura da assembleia de Chironomidae foi verificada por meio da abundância, riqueza de táxons, uniformidade de Pielou, diversidade de Shannon e dominância de Barger-Parker para cada mesohabitat (remanos e corredeiras) em cada riacho, nos dois períodos de amostragem. Para as análises estatísticas os dados de estrutura da assembleia foram previamente checados quanto à normalidade de sua distribuição (teste Shapiro-Wilk  $p > 0,05$ ) e igualdade das variâncias (teste de Levene). A análise de variância ANOVA one-way ou Kruskal-Wallis foi realizada para testar variações nos parâmetros da assembleia entre os mesohabitats e riachos com diferentes usos da terra (área florestada, pastagem e urbana). Variações entre os períodos foram testadas pelo teste *t* ou Mann-Whitney para cada categoria de riacho e, possível efeito da interação entre riachos e mesohabitats e riachos e períodos de amostragem foi testada pela análise ANOVA two-way. Estas análises foram realizadas no programa STATISTICA, versão 7 (STATSOFT INC. 2004).

Para ordenar os riachos e mesohabitats em relação à composição da assembleia em cada período de estudo foi usada a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (HILL; GAUCH 1980), a partir de dados de abundância previamente transformados ( $\log x + 1$ ). Diferenças na composição de táxons entre os riachos e mesohabitats foram verificadas através do teste não paramétrico de permutação (“Multi-Response Permutations Procedures”, MRPP). A análise de similaridade ANOSIM, foi usada para determinar a similaridade na composição da fauna entre os períodos de amostragem considerando cada categoria de uso da terra. Para cada período foi aplicada a análise de espécies indicadoras (DUFRENE; LEGENDRE 1997) para determinar táxons com associações específicas a mesohabitats de corredeiras ou remansos e riachos sob os diferentes usos da terra. Estas análises foram realizadas no programa no programa PC-ORD 5.15 (McCUNE; MEFFORD 2006).

A Análise de Redundância parcial (RDAP) (Legendre; Legendre 1998; Perez-Neto et al., 2006) foi realizada para determinar a influência das variáveis ambientais e espaciais (localização do riachos), e a possível influência destes dois fatores compartilhados sobre a composição da assembleia de Chironomidae. Para esta análise os dados de abundância foram transformados pelo coeficiente de distância de Hellinger (RAO 1995). Uma análise de Coordenadas Principais de Matrizes vizinhas (PCNM) foi realizada a partir da matriz de distância geográfica para extrair os autovetores, usados como variáveis espaciais na RDAP (BORCARD; LEGENDRE 2002). Os resultados da RDAP foram baseados nas frações ajustadas ( $R^2$ ) da variação total explicada pela análise, sendo: a=fração ambiental, b=fração compartilhada, c=fração espacial e d= fração residual. Esta análise foi realizada no ambiente estatístico R (R Core Team, 2012) usando funções do pacote “vegan” (OKSANEN et al. 2012).

#### 3.2.4.1 Resposta dos mesohabitats ao uso da terra

Para avaliar a resposta das métricas da assembleia de Chironomidae de corredeiras e remansos ao tipo de uso da terra, foi realizada análise de regressão linear simples. Para esta análise foi utilizada como variável preditora o eixo da PCA que mais contribuiu para separação dos riachos com distintos usos da terra (PC1). As seguintes variáveis foram testadas separadamente para corredeiras e remansos: riqueza média de táxons, abundância, diversidade de Shannon, dominância de Berger-Parker e dados quantitativos de composição da fauna (correspondentes aos escores do primeiro e segundo eixos da DCA). A análise foi realizada no programa STATISTICA, versão 7 (STATSOFT INC. 2004).

Nesta análise foram avaliados os valores da precisão ( $R^2$  ajustado) e a sensibilidade da assembleia de Chironomidae, estimada como a magnitude da mudança (declive) de uma relação estresse-resposta (JOHNSON; HERING 2009). A análise de regressão foi realizada para cada período (estiagem e chuva), a fim de verificar possíveis mudanças na magnitude das respostas da assembleia de corredeiras e remansos em decorrência do aumento das chuvas.

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Variáveis ambientais

No período seco os três primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) explicaram 60.85% da variação dos riachos (PC1=31.16; PC2=17.33; PC3= 12.38) e separaram os riachos com diferentes usos da terra e mesohabitats. O primeiro eixo foi relacionado

positivamente aos riachos em área de pastagem e florestada, e às variáveis: matéria orgânica particulada grossa (MOPG), oxigênio dissolvido e porcentagem de cobertura florestal (CV). Este eixo foi associado negativamente aos riachos em área urbana e às variáveis: amônio ( $\text{NH}_4$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ) e condutividade elétrica. O segundo eixo mostrou tendência à separação dos mesohabitats, sendo relacionado positivamente aos remansos e a areia média e ultrafina, e negativamente a velocidade do fluxo e aos mesohabitats de corredeira (Figura 3.1). A análise Anova one-way aplicada aos escores do eixo 1 da PCA mostrou separação significativa entre os ambientes de pastagem, florestado e urbano ( $F_{2, 12} = 87,48$ ;  $p < 0,001$ ). Os escores do eixo 2 mostraram separação significativa dos mesohabitats de corredeira e remanso ( $F_{1, 12} = 25,77$ ;  $p = 0,001$ ).

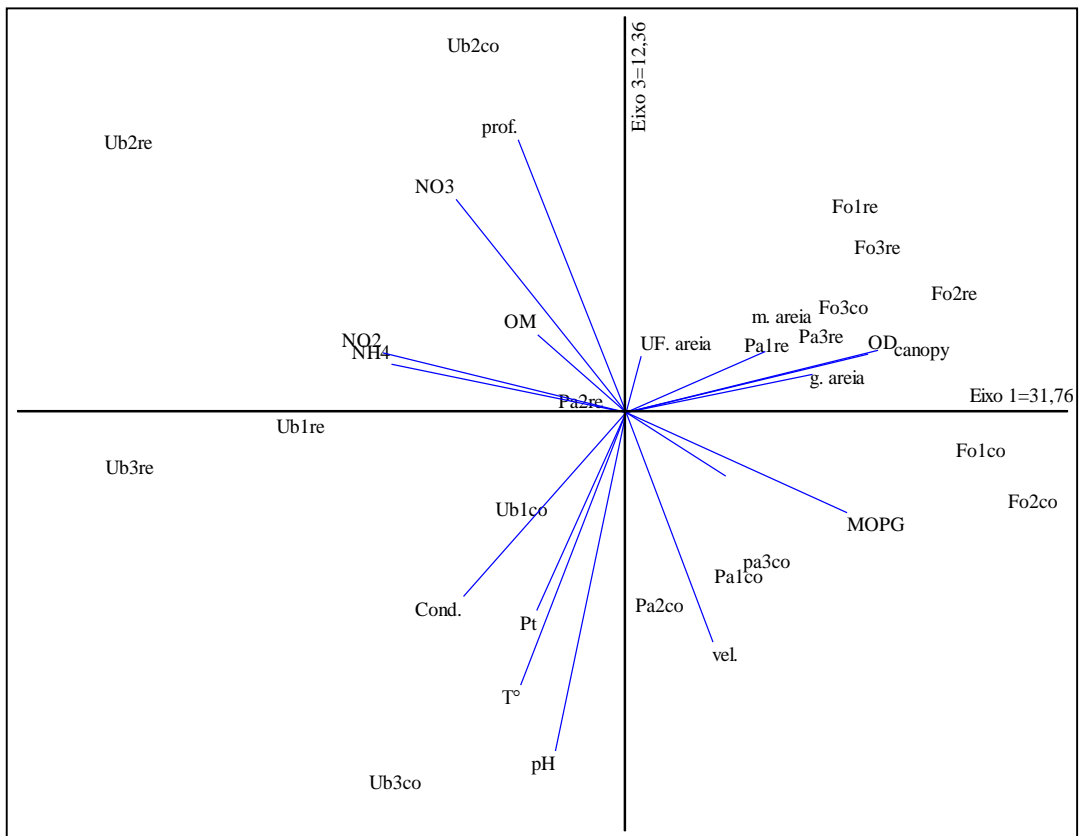


Figura 3.1: Análise de componentes principais (PCA) utilizando as variáveis ambientais obtidas no período seco em mesohabitats de corredeira (co) e remanso (re) nos riachos em área de pastagem (Pa), urbana (Ub) e florestada (Fo) pertencentes a sub bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG) Sudeste do Brasil. Variáveis analisadas: cobertura vegetal (CV), areia grossa (g. areia), f. areia (areia fina), a. areia (areia média), UF areia (areia ultrafina),  $T^\circ$  (Temperatura), OD (oxigênio dissolvido), prof. (profundidade), cond. (condutividade), vel.

(velocidade da água), MO (matéria orgânica), MOPG (matéria orgânica particulada grossa), NO<sub>2</sub> (nitrito), NO<sub>3</sub> (nitrato), NH<sub>4</sub> (amônia) e Pt (fósforo total).

No período chuvoso, os três primeiros eixos da PCA explicaram 65,64% da variação dos riachos e mesohabitats. O eixo 1 foi positivamente relacionado a porcentagem de cobertura florestal, matéria orgânica particulada grossa (MOPG) e ao oxigênio dissolvido, variáveis associadas aos riachos em área florestada e em pastagem. O lado negativo deste eixo foi relacionado à temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez e às concentrações de nitrito (NO<sub>2</sub>) e amônia (NH<sub>4</sub>), variáveis que agruparam os riachos em área urbana. O eixo 2 foi associado positivamente às concentrações de nitrato (NO<sub>3</sub>) e a alguns riachos em área urbana, e negativamente às frações de areia ultrafina e areia grossa, variáveis mais fortemente relacionadas a alguns remanos em riachos de pastagem (Figura 3.2). A análise Anova one-way aplicada aos escores do 1º eixo da PCA mostrou distinção significativa entre as três categorias de riachos ( $F_{2, 15}=54,22$ ;  $p < 0,001$ ), enquanto o segundo eixo mostrou separação significativa entre riachos em pastagem e riachos urbanos ( $F_{2, 15}= 7,57$ ;  $p=0,040$ ).

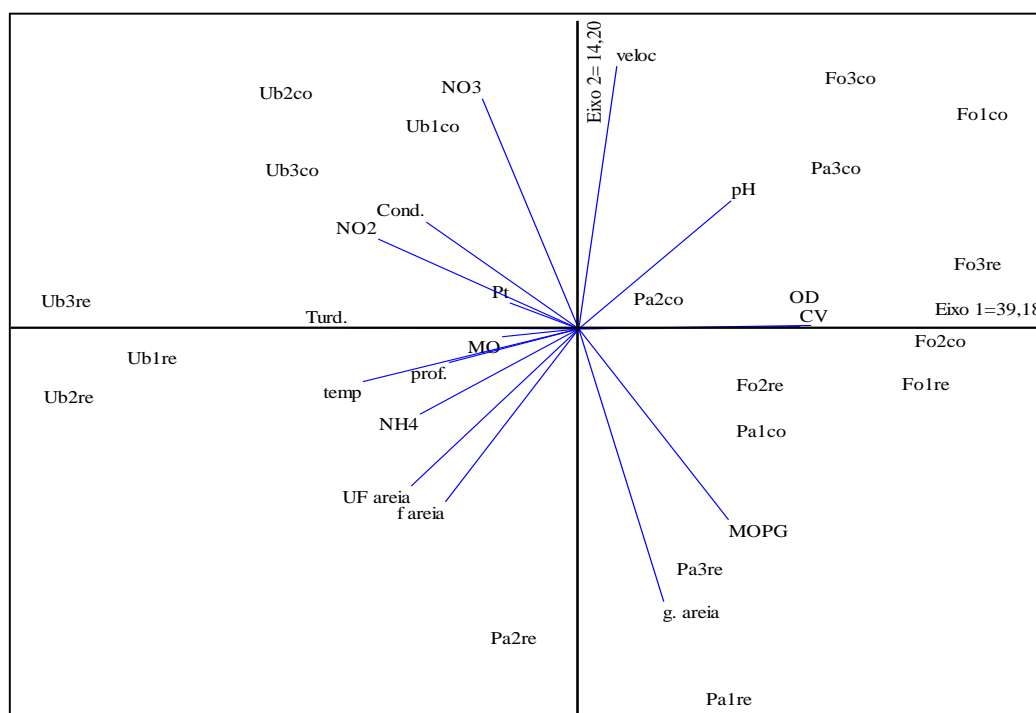


Figura 3.2: Análise de componentes principais (PCA) utilizando as variáveis ambientais obtidas no período chuvoso em mesohabitats de corredeira (co) e remanso (re) nos riachos em área de

pastagem (Pa), urbana (Ub) e florestada (Fo) pertencentes a sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil. Variáveis analisadas: cobertura vegetal (CV), areia grossa (g. areia), areia fina (f. areia), areia média (a. média), areia ultrafina (UF areia), temperatura em graus Celsius ( $T^{\circ}$ ), oxigênio dissolvido (OD), profundidade (prof.), condutividade (cond.), velocidade da água (vel.), matéria orgânica (MO), matéria orgânica particulada grossa > 2mm (MOPG), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amônia ( $\text{NH}_4$ ) e fósforo total (Pt).

### 3.3.2 Caracterização do substrato

No período seco folhas inteiras predominaram em corredeiras nos riachos florestados ( $F_{1, 12} = 7,54$ ;  $p = 0,017$ ) e areia ultrafina em remansos dos riachos em área urbana ( $F_{1, 12} = 22,89$ ;  $p < 0,001$ ). Diferenças entre os riachos ocorreram para a quantidade de gravetos ( $H = 10,35$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,005$ ); folhas fragmentadas ( $F_{2, 12} = 7,46$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,007$ ) e sementes ( $H = 6,08$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,047$ ) que predominaram nos riachos florestados, e raízes que predominaram nos riachos em pastagem ( $F_{2, 12} = 4,62$ ;  $p = 0,032$ ). O teor de matéria orgânica não mostrou diferença entre mesohabitats ( $F_{1, 12} = 1,31$ ;  $p = 0,273$ ) e riachos ( $F_{2, 12} = 0,05$ ;  $p = 0,946$ ). No período chuvoso, remansos dos riachos florestados tiveram maior quantidade de folhas fragmentadas que corredeiras ( $t = -2,95$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,041$ ), enquanto nos riachos em pastagem foi registrada maior quantidade de areia ultrafina ( $t = -3,10$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,036$ ) e raízes ( $t = -4,98$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,009$ ) em remansos. Diferença entre os riachos foi verificada para areia média, com maior quantidade nos riachos em pastagem ( $F_{2, 12} = 3,62$ ;  $p = 0,031$ ), e areia fina ( $H = 7,87$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,016$ ) e ultrafina ( $H = 9,00$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,010$ ) com maior quantidade registrada também em riachos de pastagem e nos riachos em área urbana. O teor de matéria orgânica não diferiu entre os riachos ( $F_{2, 12} = 0,88$ ;  $p = 0,518$ ). Folhas inteiras ( $H = 13,02$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,023$ ) e folhas fragmentadas ( $H = 10,80$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,050$ ) tiveram maiores quantidades nos riachos em área florestada e pastagem, enquanto semente foi predominante somente nos ambientes florestados ( $H = 16,83$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,004$ ). A quantidade de gravetos ( $H = 4,36$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,497$ ) e raízes ( $H = 4,62$ ;  $N = 18$ ;  $p = 0,463$ ) não diferiu entre os ambientes neste período, embora tenham predominado nos riachos em área florestada e pastagem, respectivamente. (Tabela 3.2).

### 3.3.3 Caracterização da assembleia de Chironomidae

No período seco foram identificadas nos riachos florestados 46 táxons e 2792 larvas (1494 em correnteza e 1298 em remansos), 49 táxons e 3421 larvas nos riachos em pastagem (1883 em correnteza e 1538 em remansos) e 42 táxons e 8089 larvas nos riachos urbanos (5635 em correnteza e 2454 em remansos) pertencentes às subfamílias Chironominae, Orthocladdinae e Tanypodinae (Tabela 3.3). Maior riqueza de táxons ( $H= 21,01$ ;  $N=18$ ;  $p=0,007$ ) ocorreu em riachos florestados e riachos em pastagem em relação aos riachos em área urbana. Maior abundância de larvas ocorreu nos riachos urbanos em relação aos demais riachos ( $H= 15,66$ ;  $N=18$ ;  $p= 0,040$ ). As demais métricas da assembleia não variaram entre os riachos com diferentes usos da terra ( $p>0,05$ ).

No período chuvoso foram identificadas nos riachos florestados 38 táxons e 1259 larvas (839 em corredeiras e 420 em remansos), 42 táxons e 1268 nos riachos em pastagem (996 em corredeiras e 272 em remansos) e 33 táxons e 10488 larvas nos riachos em área urbana (5355 em corredeiras e 2206 em remansos) pertencentes às subfamílias Chironominae, Orthocladiinae e Tanypodinae (Tabela 3.3). A maior pluviosidade neste período não propiciou mudanças nas métricas da assembleia de Chironomidae nos riachos florestados e urbanos ( $p>0,05$ ). Somente nos riachos em pastagem foi registrada diminuição na abundância de larvas ( $t= -3,78$ ;  $df=10$ ;  $p=0,038$ ) e aumento no índice de diversidade de Shannon ( $Z= 2,11$ ;  $N=12$ ;  $p=0,034$ ). Diferenças entre riachos neste período ocorreram para maior abundância de larvas em riachos urbanos ( $H=18,11$ ;  $N=18$ ;  $p=0,020$ ) em relação aos riachos em área de pastagem, que por sua vez tiveram a maior uniformidade ( $H= 17,94$ ;  $N= 18$ ;  $p=0,021$ ).

Variações entre mesohabitats foram constadas apenas nos riachos em área urbana, que exibiram maior riqueza média em corredeiras tanto no período seco ( $t= 2,32$ ;  $df=26$ ;  $p=0,028$ ) como no período chuvoso ( $t=3,21$ ;  $df=26$ ;  $p=0,004$ ). Efeito da interação entre riachos e mesohabitats foi observado somente nos riachos em área florestada sobre a riqueza média de táxons ( $F_{2, 5}= 4,19$ ;  $p= 0,028$ ) (Tabela 3.4). No período seco os dois primeiros eixos da DCA explicaram 63% da ordenação dos riachos e mesohabitats. O primeiro eixo mostrou separação de remansos e corredeiras dos riachos, e o segundo eixo separou riachos em área urbana de riachos em pastagem e florestados (Figura 3.3).



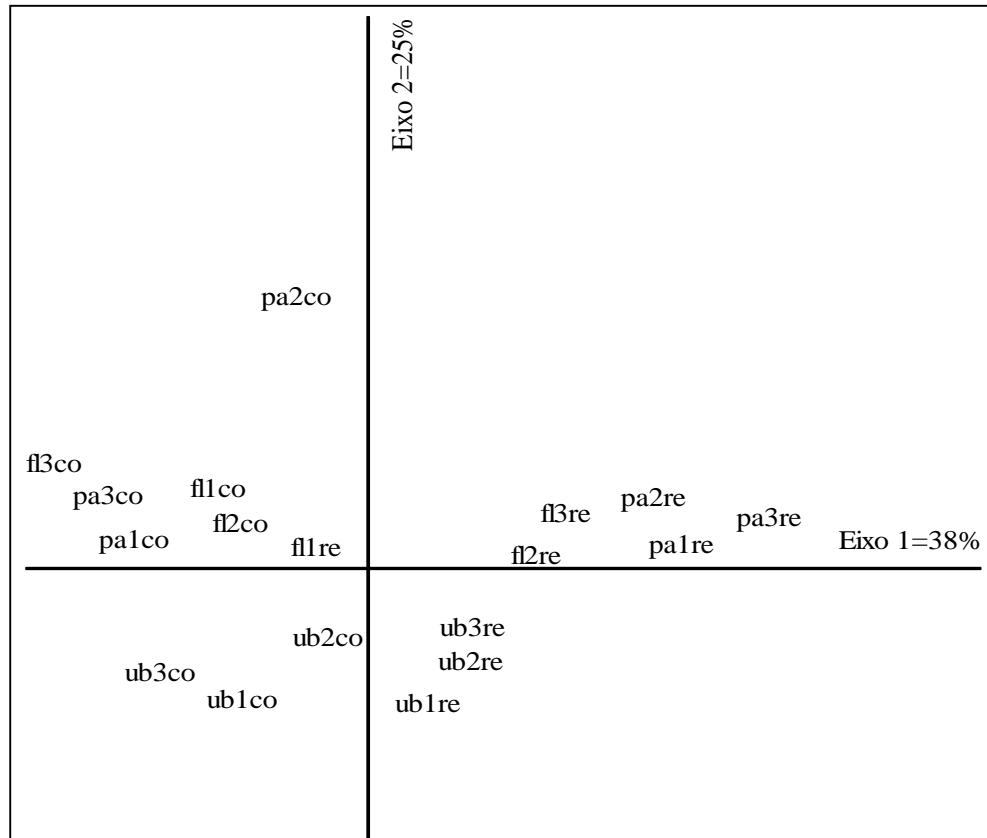


Figura 3.3: Análise de correspondência destendenciada (DCA) realizada para assembleia de Chironomidae de remansos (re) e corredeiras (co) correspondentes ao período seco nos riachos em área de pastagem (pa), urbana (ub) e florestada (fl) pertencentes a sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

Tabela 3.2: Média do peso seco dos componentes do substrato em mesohabitats de remanos (RE) e corredeiras (CO) no período seco e chuvoso em riachos em área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG) Sudeste do Brasil. Folhas inteiras (FI), folhas fragmentadas (FF), areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF), areia ultrafina (AUF) e matéria orgânica (MO). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$

PERÍODO SECO									
	FLCO	FLRE	Estatística	PACO	PARE	Estatística	UBCO	UBRE	Estatística
FI	1,09 ±0,38	1,25 ±0,06	t= - 0,29	1,21 ±0,57	0,62 ±0,29	t= -0,91	0,71 ±0,96	0,52 ±0,46	Z=0,42
FF	2,67 ±1,04	1,68 ±0,56	t= 1,19	1,98 ±1,687	0,61 ±0,94	t= 1,26	0,17 ±0,16	0,05 ±0,09	t=0,57
Gravetos	2,21 ±1,25	0,53 ±0,45	Z= 1,76	0,568 ±0,50	0,15 ±0,14	Z= 1,45	0,04 ±0,06	0,06 ±0,09	t= -0,26
Raízes	0,59 ±0,74	0 ±0,00	Z= 0,61	1,02 ±0,95	1,82 ±0,94	Z= -1,55	0,28 ±0,35	0,48 ±0,76	t= -0,51
Sementes	0,04 ±0,04	1,08 ±1,82	t= -1,76	0,05 ±0,08	0 ±0,00	Z= 0,31	0 ±0,00	0 ±0,00	-
AG	3,07 ±3,73	7,62 ± 4,98	t= -1,28	1,88 ±1,63	4,17 ±1,97	Z= -0,76	1,26 ±1,30	0,71 ±0,53	t=0,87
AM	12,00 ±14,93	27,69 ±20,27	t=-1,35	6,42 ±4,23	39,97 ±23,41	Z= -1,93	4,74 ±4,17	1,3 ±1,17	Z= 0,64
AF	1,18 ±2,04	3,68 ±3,98	t=0,93	0,97 ±0,36	3,87 ±3,18	Z= -2,59**	1,67 ±0,54	2,41 ±0,31	t= 1,86
AUF	0,02 ±0,02	0,09±0,09	Z= -2,42*	0,02 ±0,02	0,31 ±0,12	Z= -3,54**	1,5 ±0,05	1,24 ±0,14	t= -1,04
MO	11,32 ±4,10	14,05 ±5,86	t= -0,73	13,97 ±2,66	13,74 ±5,65	t=0,32	9,71 ±6,48	17,26 ±9,86	t= -1,30
PERÍODO CHUVOSO									
FI	2,13 ±2,56	2,13 ±2,33	t=-0,86	0,63 ±1,09	2,39 ±1,43	t= -1,68	0 ±0,00	0 ±0,00	-
FF	0,98 ±1,11	3,06 ±0,51	t=-2,95*	2,25 ±2,87	2,76 ±2,01	t=-0,26	1,69 ±2,93	0,34 ±0,59	Z=0,21
Gravetos	2,29 ±2,45	1,93 ±0,96	t=0,23	0,27 ±0,47	1,15 ±1,43	t=-1,00	1,87 ±3,25	0,97 ±1,03	t=0,46
Raízes	2,66 ±4,61	0,37 ±0,65	t=0,85	0,81 ±1,14	4,182 ±0,48	t= -4,69*	0 ±0,00	0 ±0,00	-
Sementes	0 ±0,00	0,44 ±0,22	t=-3,41	0 ±0,00	0 ±0,00	-	1,23 ±2,13	1 ±1,74	Z=0,21
AG	1,88 ±2,46	6,32 ±3,37	t=-1,84	1,88 ±1,24	6,22 ±5,61	t=-1,30	1,16 ±0,98	0,49 ±0,42	t=1,09
AM	8,23 ±11,07	21,74 ±18,57	t=-1,08	12,95 ±9,21	33,66 ±13,97	t=-2,14	3,21 ±2,39	1,22 ±0,95	t=1,33
AF	1,32 ±1,30	2,26 ±19,61	t= 0,89	0,74 ±0,81	5,47 ±5,66	t=-2,97*	1,82 ±0,31	5,93 ±0,22	t=1,28*
AUF	0,05 ±0,10	0,14 ±0,16	t=-0,82	0,03 ±0,05	2,18 ±0,61	t= -3,10*	1,09 ±0,13	3,98 ±0,33	t=-2,95**
MO	10,88 ±3,46	12,79 ±5,38	t=-0,51	20,65 ±14,30	9,95 ±2,91	Z=1,09	12,87 ±9,61	21,46 ±12,7	t=-0,93

Tabela 3.3: Assembleia de Chironomidae coletada no período seco e chuvoso em mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

	PERÍODO SECO						PERÍODO CHUVOSO					
	FLCO	FLRE	PACO	PARE	UBCO	UBRE	FLCO	FLRE	PACO	PARE	UBCO	UBRE
<b>Orthoclaadiinae</b>												
<i>Corynoneura</i>	164	46	88	14	394	14	252	38	33	13	123	6
<i>Cricotopus</i>	26	5	105	17	360	18	38	5	262	36	855	33
<i>Gymnometriocnemus</i>	2	0	1	8	0	1	0	2	1	0	0	0
<i>Limnophyes</i>	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Lopescladius</i>	5	1	1	0	0	1	21	5	1	0	0	0
<i>Nanocladius</i>	35	44	10	7	1	1	6	4	1	0	46	1
<i>Onconeura</i>	102	88	86	1	507	13	64	8	97	3	2765	27
Orthoclaadiinae sp1	3	2	0	1	1	2	1	1	0	0	4	0
<i>Parakiefferiella</i>	1	1	6	6	0	1	5	0	12	1	0	0
<i>Parametriocnemus</i>	39	11	342	7	140	11	41	12	131	4	128	4
<i>Paraphaenocladius</i>	3	9	7	2	20	1	3	0	9	1	2	0
<i>Rheocricotopus</i>	116	4	0	2	295	12	3	7	0	0	321	0
<i>Thienimanniella</i>	40	16	4	2	128	4	23	26	7	1	43	2
<i>Ubatubaneura</i>	12	2	8	0	2	0	5	0	0	0	15	0
<b>Chironominae</b>												
<i>Beardius</i>	8	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. Harnischia</i>	2	1	0	2	0	0	1	6	3	2	1	2
<i>Caladomyia</i> sp1	6	71	6	122	6	3	16	21	15	31	8	1
<i>Caladomyia</i> sp2	9	34	14	3	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Cardiocladius</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> sp1	0	1	0	567	176	1821	0	0	3	2	167	2017
<i>Chironomus</i> sp2	0	0	0	0	17	0	0	1	1	2	15	34
<i>Chironomus</i> sp9	2	6	1	5	137	104	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	0	1	18	7	0	0	0	5	21	5

Tabela 3.3: Assembleia de Chironomidae coletada no período seco e chuvoso em mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil

<i>Endotribelos</i>	18	92	7	10	0	1	20	134	10	10	0	0
<i>Fissimentum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lauterboniella</i>	0	0	0	9	0	0	0	1	0	2	1	0
<i>Metriocnemus</i>	1	0	0	1	0	1	3	0	2	0	0	0
<i>Paratanytarsus</i>	0	0	1	5	1	14	2	0	4	13	3	2
<i>Pelomus</i>	0	1	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phaenopsectra</i>	94	93	0	5	0	0	6	19	1	0	3	1
<i>Polypedilum</i> sp1	39	0	20	1	4	0	2	0	1	0	4	0
<i>Polypedilum</i> sp2	2	76	9	123	89	49	0	7	8	19	88	249
prox. <i>Paratendipes</i>	4	2	208	4	6	0	12	0	87	9	1	2
Pseudochironomini	0	0	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0
<i>Rheothanytarsus</i>	592	57	530	18	2824	78	201	17	159	3	521	17
<i>Rhiethia</i>	0	0	1	10	30	2	0	0	0	3	19	0
<i>Stempelinella</i>	24	189	3	70	14	3	4	8	8	1	0	0
<i>Stempellina</i>	0	9	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Stenochironomus</i>	54	38	22	2	1	1	4	0	2	1	0	0
<i>Strictochironomus</i>	0	0	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i> sp1	1	66	41	58	178	43	5	0	61	3	6	2
<i>Tanytarsus</i> sp2	20	145	45	82	46	6	12	9	10	24	21	5
<i>Tanytarsus</i> sp3	55	14	229	16	22	0	65	14	27	0	1	0
<b>Tanypodinae</b>												
<i>Ablabesmya</i>	4	44	0	80	27	119	0	10	1	11	10	120
<i>Alotanypus</i>	0	5	0	63	0	50	0	0	1	2	0	8
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	24	0	0	0	0	1	1	0	3
<i>Djalmabatista</i>	1	141	2	28	0	1	3	2	2	25	0	4
<i>Fittkauimyia</i>	0	1	1	22	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	1	12	1	5	0	0	0	4	0	2	0	1

Tabela 3.3: Assembleia de Chironomidae coletada no período seco e chuvoso em mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil

<i>Larsia</i>	0	4	13	21	0	10	0	0	0	7	3	4
<i>Parapentaneura</i>	5	36	0	17	15	4	1	14	2	3	4	2
<i>Pentaneura</i>	2	15	19	20	10	21	9	16	6	11	52	19
Pentaneurini tipo1	1	69	42	63	33	20	7	12	15	16	29	31
Pentaneurini tipo2	0	0	0	0	0	0	0	11	0	1	2	0
<i>Thienemannimyia</i>	0	2	6	5	128	0	1	6	10	2	81	4
<i>Nilotanyus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0

Tabela 3.4: Métricas da assembleia de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil. \*  $p < 0,05$

	PERIODO SECO								
	FLCO	FLRE	Estatística	PACO	PARE	Estatística	UBCO	UBRE	Estatística
Abundância	1494	1298	t=0,45	1883	1538	t=0,59	5635	2454	t=2,04*
Riqueza média	9,46 ±5,12	10,60 ±6,89	t=-0,48	9,21±4,24	9,86 ±6,84	t=-0,30	11,57±4,44	7,50±4,81	t= 2,33*
Shannon H	1,98 ±0,43	2,41 ±0,44	t= -0,65	1,98 ±1,74	2,26 1,16	Z= 0,21	1,60 ±1,08	1,26 ±1,29	t= 1,95
Uniformidade J	0,65 ±0,13	0,77 ±0,04	Z= -0,48	0,64 ±0,04	0,68 ±0,10	t=-0,05	0,65 ±0,17	0,57 ±0,29	Z= -0, 78
Berger-Parker	0,40 ±0,22	0,22 ±0,08	Z=0,34	0,47 ±0,21	0,49 ±0,28	t=-0,22	0,43 ±0,19	0,53 ±0,29	t=-0,86
	PERIODO CHUVOSO								
	FLCO	FLRE	Estatística	PACO	PARE	Estatística	UBCO	UBRE	Estatística
Abundância	839	420	Z= -0,13	996	272	Z=1,12	5355	2606	Z=3,03*
Riqueza média	8,42±5,09	8,63 ±0,57	t=-0,11	9,50 ±10,53	7,53 ±3,21	t=0,82	11,80 ±6,07	6,26 ±3,17	t=3,12*

Tabela 3.4: Métricas da assembleia de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil. \*  $p < 0,05$

Shannon H	2,09 ±0,23	2,40 ±0,26	Z= -1,24	1,85± 0,54	2,65 ±2,39	Z= -0,46	1,39 ±0,56	1,05 ±1,14	t=1,52
Uniformidade J	0,68 ±0,10	0,80 ±0,08	Z= -0,27	0,62 ±0,07	0,86 ±0,03	t=-1,27	0,60 ± 0,22	0,59 ±0,34	t=0,05
Berger-Parker	0.53 ±0.26	0.38 ±0.10	Z= 0,57	0.51 ±0.25	0.39 ±0.23	Z=-0,09	0.52 ±0.22	0.59 ±0.26	t=-0,76

No período chuvoso, os primeiros dois eixos da DCA explicaram 40,82% da ordenação dos riachos e mesohabitats (Figura 3.4). O primeiro eixo tendeu a separar riachos florestados de riachos urbanos e o segundo eixo separou riachos em pastagem de riachos urbanos. Nota-se tendência a maior similaridade entre riachos em pastagem e riachos florestados e distinção de remansos e corredeiras de alguns riachos por ambos os eixos. Tais diferenças na composição de táxons foram confirmadas pela análise MRPP para ambos os períodos (Tabela 3.5). Em ambos os períodos pôde-se notar maior semelhança da composição da assembleia entre os riachos florestados e em pastagem e a distinção na composição de táxons entre remansos e corredeiras da maioria dos riachos.

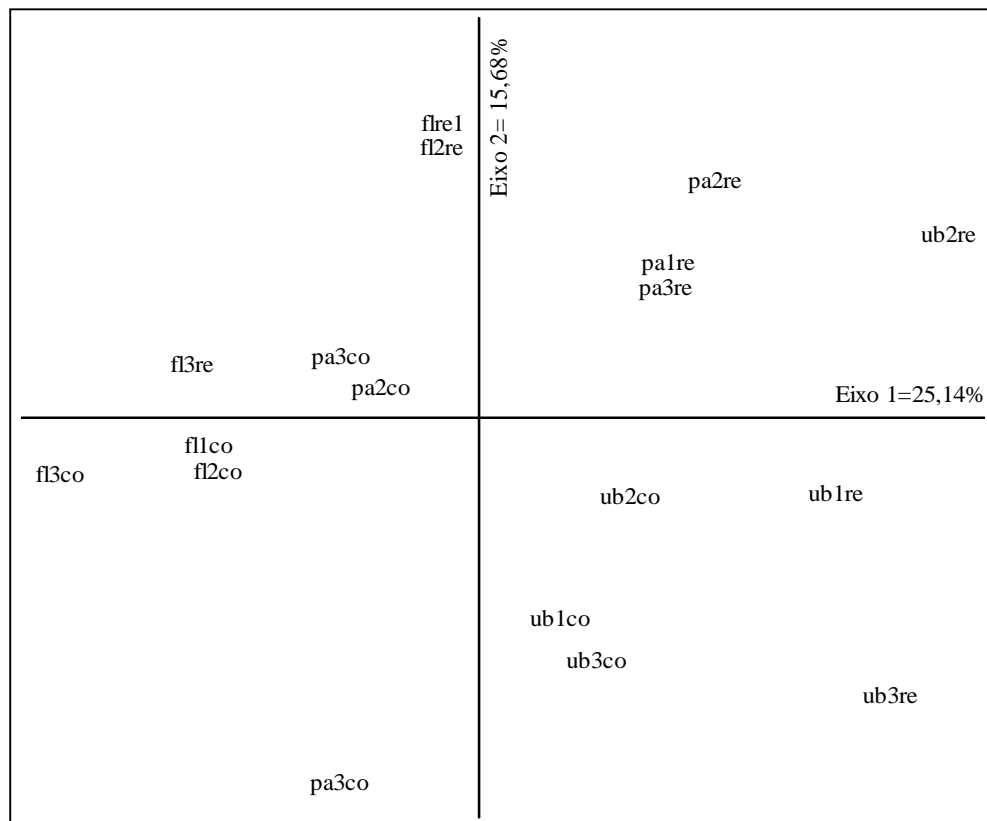


Figura 3.4: Análise de correspondência destendenciada (DCA) realizada para assembleia de Chironomidae de remansos (re) e corredeiras (co) correspondentes ao período chuvoso nos riachos em área de pastagem (pa), urbana (ub) e florestada (fl) pertencentes a sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil

Tabela 3.5: Resultado da análise MRPP realizada para a assembleia de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

PERÍODO SECO					
riachos e mesohabitats			T	A	P
FLCO	vs.	PARE	0,337	-0,013	0,617
FLCO	vs.	PACO	-2,708	0,110	0,024
FLCO	vs.	UBCO	-1,884	0,048	0,044
FLCO	vs.	UBRE	-1,810	0,070	0,050
FLRE	vs.	PACO	-2,640	0,103	0,034
FLRE	vs.	PARE	0,998	-0,020	0,843
FLRE	vs.	UBCO	-2,067	0,071	0,033
FLRE	vs.	UBRE	-4,640	0,112	0,001
PACO	vs.	UBRE	-2,350	0,101	0,029
PACO	vs.	UBCO	-2,273	0,072	0,021
PARE	vs.	UBRE	-3,512	0,064	0,007
PARE	vs.	UBCO	-4,301	0,103	0,002
FLCO1	vs.	FLRE1	-0,869	0,031	0,179
FLCO2	vs.	FLRE2	-2,462	0,045	0,014
FLCO3	vs.	FLRE3	-1,882	0,066	0,050
PACO1	vs.	PARE1	-1,630	0,030	0,058
PACO2	vs.	PARE2	-3,524	0,101	0,006
PACO3	vs.	PARE3	-3,757	0,072	0,003
UBCO1	vs.	UBCO1	-4,613	0,130	0,001
UBCO2	vs.	UBRE2	-3,176	0,083	0,006
UBCO3	vs.	UBRE3	-0,748	0,018	0,216
PERÍODO CHUVOSO					
FLCO	vs.	PACO	-1,168	0,051	0,124
FLCO	vs.	PARE	-2,791	0,157	0,022
FLCO	vs.	UBCO	-1,193	0,098	0,119
FLCO	vs.	UBRE	-2,749	0,085	0,022
FLRE	vs.	PACO	-2,551	0,161	0,024
FLRE	vs.	PARE	-2,415	0,111	0,025
FLRE	vs.	UBRE	-1,762	0,164	0,048
FLRE	vs.	UBCO	-2,535	0,089	0,024
PACO	vs.	UBRE	-2,062	0,050	0,038
PACO	vs.	UBCO	-1,658	0,040	0,066
PARE	vs.	UBRE	-1,483	0,112	0,077
PARE	vs.	UBCZ	-2,758	0,101	0,023
FLCO	vs.	FLRE	-3,319	0,107	0,006
FLCO	vs.	FLRE	-2,308	0,050	0,014



Tabela 3.5: Resultado da análise MRPP realizada para a assembleia de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

FLCO	vs.	FLRE	-0,182	0,004	0,396
PACO	vs.	PARE	-2,330	0,065	0,026
PACO2	vs.	PARE2	-2,678 3,750	0,085	0,019
PACO3	vs.	PARE3	0,787	-0,022	0,784
UBCO1	vs.	UBCO1	-4,440	0,196	0,004
UBCO2	vs.	UBRE2	-3,118	0,086	0,009
UBCO3	vs.	UBRE3	-3,374	0,181	0,010

A análise ANOSIM mostrou similaridade na composição de táxons entre os períodos para os riachos em cada uso da terra: pastagem ( $R= 0,14$ ;  $p=0,11$ ), urbano ( $R= 0,15$ ;  $p= 0,12$ ) e floresta ( $R= 0,14$ ;  $p=0,14$ ). A análise de IndVal mostrou 17 táxons indicadores no período seco e 19 táxons indicadores no período chuvoso. Em ambos os períodos *Lopescladius* foi indicador de corredeiras em riachos florestados, *Paratendipes* foi indicador de corredeiras em riachos em pastagem, *Chironomus* sp1 foi indicador de remansos em riachos urbanos e *Onconeura*, *Cricotopus*, *Rheocricotopus* e *Rheotanytarsus* foram indicadores de corredeiras em riachos urbanos. Já *Tanytarsus* sp1 e *Tanytarsus* sp2 foram indicadores de corredeiras em ambos os períodos, mas em riachos de pastagem e urbanos no período seco, e pastagem e florestado no período chuvoso, respectivamente (Tabela 3.6).

Os resultados da análise Redundância parcial (RDAP) mostraram que os fatores ambientais explicaram 26% da variação total dos dados de abundância da assembleia de Chironomidae. O espaço sozinho explicou somente 5% da variação entre os riachos, enquanto a parcela explicada pelos dois fatores compartilhados foi insignificante. Já o resíduo (variáveis não medidas) explicou 74% da variação dos dados (Figura 3.5).



Figura 3.5: Variância da RDA parcial explicada pelas variáveis do ambiente (0,259) e espaço (0,051). A interseção refere-se a parcela explicada por ambas as variáveis compartilhadas (-0,049), não mostrada na figura (valor negativo). Os resíduos (0,739) referencem-se a variância não explicada pelas variáveis ambientais e espaciais

Tabela 3.6: Resultado da análise de IndVal realizada para a de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

PERÍODO SECO			
		IndVal	P
<i>Beardius</i> sp	FLCO	16,1	0,040
<i>Lopespecladius</i> sp	FLCO	14,9	0,039
<i>Stenochironomus</i> sp	FLCO	33,7	0,003
<i>Stempellinella</i> sp	FLRE	40,9	< 0,001
<i>Nanocladius</i> sp	FLRE	22,5	0,024
<i>Parametriocnemus</i> sp	PACO	44,3	0,001
<i>Tanytarsus</i> sp2	PACO	43,5	0,001
próx. <i>Paratendipes</i>	PACO	26,5	0,024
<i>Onconeura</i> sp	UBCO	63,5	< 0,001
<i>Rheocricotopus</i> sp	UBCO	38,5	0,003

Tabela 3.6: Resultado da análise de IndVal realizada para a de Chironomidae no período seco e chuvoso de mesohabitats de remansos (RE) e corredeiras (CO) coletados em riachos de área florestada (FL), pastagem (PA) e urbana (UB) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

<i>Cricotopus</i> sp	UBCO	48,4	< 0,001
<i>Thienemanniella</i> sp	UBCO	28,0	0,021
<i>Tanytarsus</i> sp1	UBCO	33,6	0,024
<i>Rheotanytarsus</i> sp	UBCO	58,5	0,017
<i>Chironomus</i> sp9	UBCO	30,8	0,032
<i>Corynoneura</i> sp	UBCO	42,5	0,030
<i>Chironomus</i> sp1	UBRE	25,7	0,032
PERÍODO CHUVOSO			
<i>Lopescladius</i> sp	FLCO	36,8	< 0,001
<i>Tanytarsus</i> sp2	FLCO	40,3	< 0,001
<i>Phaenopsectra</i> sp	FLRE	25,1	0,014
<i>Endotribelos</i> sp	FLRE	36,4	0,012
Tanypodinae sp	FLRE	30,0	< 0,001
<i>Parapentaneura</i> sp	FLRE	27,0	< 0,001
<i>Labrundinia</i> sp	FLRE	17,0	0,041
<i>Parakiefferiela</i> sp	PACO	34,9	< 0,001
próx. <i>Paratendipes</i>	PACO	26,9	0,018
<i>Tanytarsus</i> sp1	PACO	41,0	< 0,001
<i>Djalmabatista</i> sp2	PARE	26,9	0,022
<i>Onconeura</i> sp	UBCO	80,0	< 0,001
<i>Cricotopus</i> sp	UBCO	48,1	< 0,001
<i>Rheocricotopus</i> sp	UBCO	57,7	< 0,001
<i>Nanocladius</i> sp	UBCO	35,7	0,004
<i>Rheotanytarus</i> sp	UBCO	46,1	< 0,001
<i>Rhiethia</i> sp	UBCO	22,6	0,019
<i>Cryptochironomus</i> sp	UBCO	26,4	0,012
<i>Chironomus</i> sp1	UBRE	43,0	0,001

### 3.3.4 Resposta dos mesohabitats ao uso da terra

No período seco, não houve variação significativa das métricas de remansos e corredeiras em relação à precisão ( $R^2$ ) e sensibilidade de suas respostas às condições de conservação dos riachos (Figura 3.6). Porém, quando testadas individualmente, maior sensibilidade e precisão foram registradas em remansos para a dominância de Berger-Parker ( $R^2= 0,43$ ) e dados de composição da fauna, representados pelos escores do segundo eixo da

DCA ( $R^2= 0,64$ ). Em corredeiras a composição da fauna (primeiro eixo da DCA) mostrou forte relação com as condições ambientais dos riachos ( $R^2= 0,76$ ). Assim como no período seco, no período chuvoso não houve diferença nas respostas das métricas da assembleia de Chironomidae quando analisadas em conjunto (Figura 3.7).

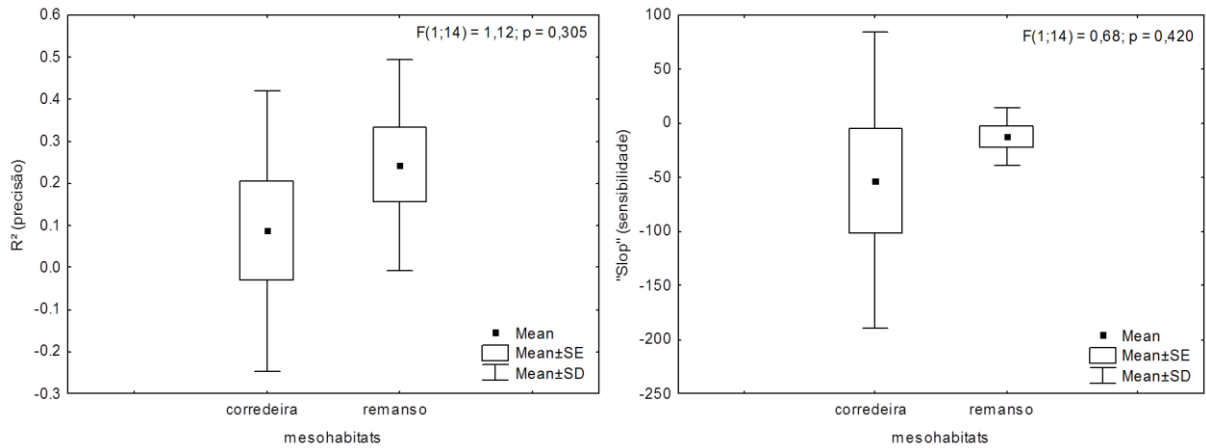


Figura 3.6: Box-plots da precisão ( $R^2$ ) e sensibilidade (“slop”) das métricas da assembleia de Chironomidae de mesohabitats de remanos e corredeiras no período seco de riachos em área de pastagem, urbana e Florestada pertencentes a sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

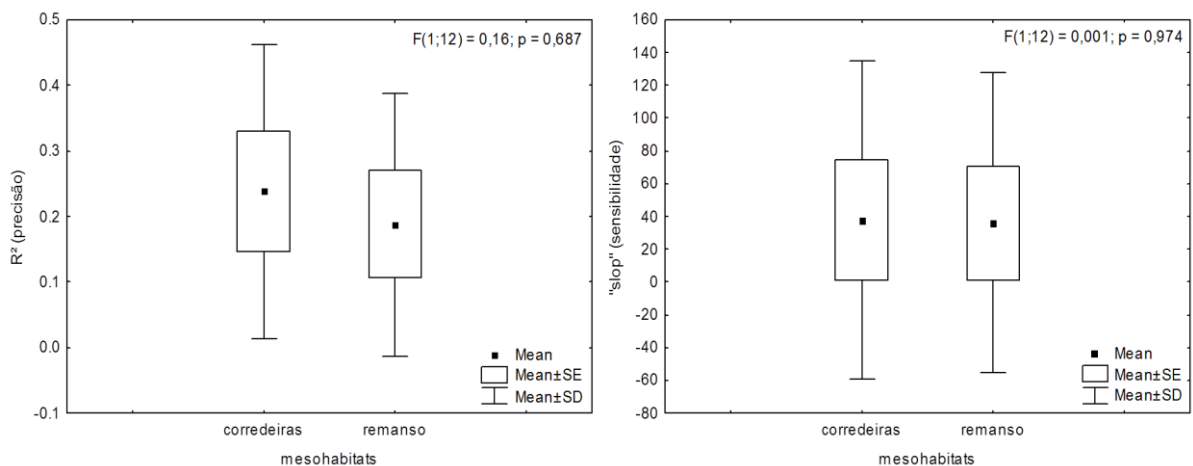


Figura 3.7: Box-plots da precisão ( $R^2$ ) e sensibilidade (“slop”) das métricas da assembleia de Chironomidae de mesohabitats de remanos e corredeiras no período chuvoso de riachos em área de pastagem, urbana e Florestada (fl) pertencentes a sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

Quando testadas individualmente, similarmente ao período seco a composição da fauna de corredeiras foi relacionada às condições ambientais dos riachos (DC1:  $R^2= 0,72$  e DC2:  $R^2= 0,40$ ), enquanto em remansos somente a composição da fauna mostrou resposta significativa às condições ambientais dos riachos (DC1:  $R^2= 0,61$ ). A tabela 3.7 mostra os valores de precisão e declividade das métricas da assembleia de Chironomidae obtidos para os mesohabitats de corredeira e remanso nos dois períodos de estudo.

Tabela 3.7: Resultado da análise de regressão linear simples realizada para as métricas da assembleia de Chironomidae e o primeiro eixo da PCA para o período de seca e chuva e mesohabitats de remansos e corredeiras de riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

PERÍODO SECO				
CORREDEIRAS				
	R <sup>2</sup> ajustado	Declividade	F <sub>1,7</sub>	P
Riqueza	0,14	0,00	0,00	0,998
Abundância	0,28	-390,70	4,17	0,080
Shannon H	0,11	0,03	0,23	0,648
Berger-Parker	0,14	-0,01	0,03	0,864
DC1	0,76	-19,64	26,26	0,001
DC2	0,30	-12,03	4,48	0,072
REMANSOS				
Riqueza	0,05	0,84	0,60	0,464
Abundância	0,03	-75,97	0,77	0,409
Shannon H	0,33	0,13	4,91	0,062
Berger-Parker	0,44	-0,05	7,26	0,031
DC1	0,00	-5,98	1,02	0,346
DC2	0,64	-14,44	15,28	0,006
PERÍODO CHUVOSO				
CORREDEIRAS				
	R <sup>2</sup> ajustado	Declividade	F <sub>1,6</sub>	P
Riqueza	0,11	0,46	0,19	0,674
Abundância	0,20	256,95	2,94	0,130
Shannon H	0,06	-0,05	0,52	0,493
Berger-Parker	0,10	0,01	0,25	0,630
DC1	0,72	21,84	21,81	0,002
DC2	0,40	-15,66	6,23	0,041
REMANSOS				
Riqueza	0,10	0,98	1,75	0,235

Tabela 3.7: Resultado da análise de regressão linear simples realizada para as métricas da assembleia de Chironomidae e o primeiro eixo da PCA para o período de seca e chuva e mesohabitats de remansos e corredeiras de riachos pertencentes à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Município de Juiz de Fora (MG), Sudeste do Brasil.

Abundância	0,29	242,65	3,83	0,098
Shannon H	0,16	-0,01	0,02	0,881
Berger-Parker	-0,09	0,01	0,41	0,545
DC1	0,61	16,84	11,92	0,014
DC2	0,12	-8,67	1,94	0,213

### 3.4 Discussão

Nos riachos investigados pôde-se constatar que em ambos os períodos, os riachos em pastagem e florestados foram mais semelhantes em relação às variáveis físicas e químicas da água, sendo associados a maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores quantidades de nutrientes. Por outro lado, riachos urbanos foram associados a maior temperatura da água e condutividade elétrica e maiores concentrações de fósforo total, amônia e nitrito provenientes da entrada de esgoto doméstico. O aumento nas concentrações destes nutrientes na água causa redução do oxigênio dissolvido (Smith & Schindler 2009), fatores que provavelmente determinaram a distinção dos ambientes urbanos dos demais.

Tanto riachos florestados como os em área de pastagem foram relacionados a maiores quantidades de material orgânico particulado grosso, especialmente no período chuvoso quando folhas inteiras e fragmentadas, raízes e gravetos tiveram distribuição similar nestes riachos. No período seco, a quantidade dos componentes vegetais foi mais heterogênea entre estes riachos, com maiores quantidades de folhas inteiras (em corredeiras), folhas fragmentadas, gravetos e sementes nos riachos florestados, e raízes nos remansos de riachos em pastagem. Nos riachos urbanos o substrato foi caracterizado pela maior quantidade de areia fina e ultrafina, especialmente em remansos, e menor quantidade de componentes vegetais, representados em sua maior parte por gramíneas. Já no período chuvoso pôde-se notar o aumento na quantidade das frações de areia fina e ultrafina nos riachos em área urbana e pastagem, sobretudo em remansos.

O substrato dominante na superfície do leito de pequenos riachos reflete a dinâmica do habitat em curto prazo ou sazonal e depende de fatores como clima, tipo de vegetação e uso da terra (FRISSEL et al. 1986). Nos riachos investigados, foi possível verificar que o tipo de

substrato predominante foi relacionado à presença da mata ciliar, mesmo quando parcialmente presente, como constatado para os riachos em pastagem, que tiveram quantidades similares de folhas e outros componentes vegetais aos riachos florestados, sobretudo no período chuvoso quando normalmente há maior entrada e transporte de folhas e outros materiais vegetais para o leito de riachos (HENRIQUES-OLIVEIRA et al. 2003). Já nos riachos em área urbana houve predomínio de substrato arenoso e maior entrada de sedimento fino nos remansos no período chuvoso. Estudos realizados em regiões tropicais têm constatado que o aumento das chuvas é uma das causas principais de alterações na estrutura e dinâmica do substrato de riachos, e das modificações na disponibilidade de habitats para invertebrados bentônicos (ROBINSON et al. 2001, BISPO; OLIVEIRA 2007). A distribuição e composição da fauna bentônica em riachos, além de ter estreita relação com o fluxo da água, têm forte ligação com as características do substrato (PEDERSEN 2009). Tais organismos só reconhecem suas condições micro-habitacionais locais, enquanto se mantêm dentro de um intervalo de tolerância ecológica da espécie. Caso contrário, eles podem migrar e procurar por melhores condições (LANCASTER et al., 2009). Portanto, a caracterização das condições do micro-habitat é importante para entender a variação da composição e distribuição destes invertebrados em riachos.

Ao contrário da hipótese inicial deste estudo, os remansos dos riachos investigados não abrigaram maior riqueza e abundância de Chironomidae, e a composição de táxons de ambos os mesohabitats foi a métrica mais efetiva em responder às mudanças no uso da terra. Nos riachos florestados e em pastagem, corredeiras e remansos não diferiram na riqueza, abundância e diversidade de larvas. Tal resultado pode indicar que nestes dois ambientes ambos os mesohabitats apresentaram condições favoráveis para abrigar Chironomidae, possivelmente pela presença de materiais vegetais como folhas, gravetos e raízes que possibilitam maior oportunidade de abrigo para as larvas (BUENO et al., 2003). Já a composição da assembleia manteve-se distinta entre os mesohabitats na maioria dos riachos. Portanto, nos riachos investigados a composição taxonômica foi a métrica da assembleia de Chironomidae que mais respondeu às distintas características de corredeiras e remansos, tanto no período seco como no período chuvoso. Este resultado corrobora outros estudos realizados em riachos da Mata Atlântica, que constataram que a variabilidade na composição dos táxons de Chironomidae é estreitamente relacionada à escala de mesohabitat (ROQUE; TRIVINHO-STRIXINO 2001; HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 2003; ROQUE 2006).

Roque et al. (2007) indicaram que a distribuição de Chironomidae em habitats de remansos e corredeiras pode estar relacionada a limitações biológicas dos táxons às características físicas destes habitats. A velocidade da água, o tipo de substrato e o tamanho de

suas partículas estão entre as variáveis que influenciam diretamente a ocupação do habitat pelos diferentes táxons (LENCIONI; ROSSARO 2005). Assim como outros insetos de riachos, Chironomidae selecionam o habitat de acordo com suas estratégias de alimentação (FERRINGTON 2008) e adaptações ao substrato (ROSA et al. 2011). Além desses fatores, características em escala mais ampla, como presença da mata ciliar e as condições físicas e químicas da água determinam a composição da assembleia de Chironomidae em um determinado ambiente (ROQUE et al., 2010). Estes aspectos da distribuição do grupo puderam ser evidenciados neste estudo pela DCA, que ordenou a composição de táxons de acordo com as condições ambientais dos riachos investigados e pela análise de espécies indicadoras, que mostrou no período seco 14 táxons associados a corredeiras e 3 a remansos, e no período chuvoso 12 táxons associados a corredeiras e 7 a remansos nos riachos com diferentes usos da terra.

Dos táxons indicadores de riachos florestados, *Lopescladius* são reconhecidos por sua sensibilidade a condições impactadas (SENSOLO et al., 2012) e por viverem preferencialmente associados a habitats de fluxo rápido e substratos arenosos ((HENRIQUES-OLIVEIRA et al. 1999). *Stenochironomus* e *Beardius* são minadores de folhas e, portanto, típicos habitantes de locais preservados onde vivem associados a acúmulos de folhas (SANSEVERINO; NESSIMIAN 2001). O mesmo pode ser atribuído aos gêneros *Phaenopsectra* e *Endotribelos*, este último conhecido pelo seu hábito minador de frutos em decomposição (ROQUE et al., 2005). Já *Stempellinella* são construtores de casulos de areia vivendo preferencialmente associados à substratos arenosos (TRIVINHO-STRIXINO 2011) em habitats de remansos (SYROVÁTKA; BRABEC 2006) de riachos conservados (HELSON et al., 2006), onde encontram condições mais estáveis para se abrigarem. *Paratendipes*, indicador de riachos em pastagem, são considerados sensíveis à condições impactadas e indicadores de boa qualidade ambiental (HENRIQUES-OLIVEIRA et al., 1999) e *Parakiefferiella* são frequentes em riachos de baixa-ordem associados a folhas ou substrato arenoso (TRIVINHO - STRIXINO 2011). Larvas de *Djalamabatista* são coletoras de partículas de alimento, vivendo associadas a sedimentos finos depositados em remansos, enquanto *Parametriocnemus* são frequentes em corredeiras e associados a locais com maiores concentrações de oxigênio dissolvido (HELSON et al., 2006).

Entre os gêneros indicadores dos riachos urbanos, muitos são conhecidos pela sua capacidade de viverem em ambientes impactados por efluentes orgânicos, como larvas de *Cryptochironomus* (HELSON et al., 2006) e *Onconeura* que foram associadas a corredeiras, este último foi também encontrado em grande abundância por Oliveira et al. (2010) em um



ambiente lótico impactado por poluentes orgânicos. Da mesma forma, *Rheotanytarsus* e *Thienemanniella* associados a corredeiras, assim como larvas de *Chironomus* sp., associadas a remansos, possuem capacidade de viverem em águas enriquecidas por nutrientes orgânicos e menor quantidade de oxigênio devido à presença de hemoglobina, pigmento que favorece a aquisição e transporte do oxigênio e a manutenção do metabolismo aeróbico mesmo em ambientes com baixas concentrações deste gás (SIMIÃO-FERREIRA et al., 2009). Também registradas como resistentes a ambientes poluídos organicamente são os gêneros *Cricotopus* e *Rheocricotopus* (MARZILALI et al., 2010), que nos riachos investigados foram indicadores de corredeiras dos riachos urbanos, embora outros estudos tenham considerado larvas de *Rheocricotopus* mais sensíveis e indicadoras de condições conservadas (HENRIQUES-OLIVEIRA et al. 1999). Do mesmo modo, o gênero *Riethia* sp., embora neste estudo tenha sido indicador dos riachos urbanos, apresentam espécies sensíveis à poluição (CAREW et al., 2007). Estes resultados divergentes podem estar relacionados ao fato de Chironomidae ser um grupo bastante especioso, com muitas espécies desconhecidas e com distintos requerimentos ecológicos (RAUNIO et al., 2007). Tal fato também foi observado para o gênero *Nanocladius*, indicador de remansos em riachos florestados no período seco e de corredeiras de riachos urbanos no período chuvoso, assim como *Tanytarsus* que mostrou diferentes morfotipos indicadores de corredeiras nas três categorias de riachos estudados e *Corynoneura*, indicador de corredeiras dos riachos urbanos. Estes gêneros apresentam ocorrência em grande variedade de substratos e ambientes (EPLER 1995), podendo inclusive ser associados a riachos florestados (DE TONI et al., 2014).

A composição das assembleias de invertebrados em áreas impactadas por poluentes orgânicos é resultante da perda de biodiversidade a uma escala de tempo maior, em que espécies mais especializadas e restritas foram extintas localmente, enquanto outras mais resistentes mostram um grande aumento na sua abundância (SIMIÃO-FERREIRA et al., 2009). Isto explica a maior abundância de Chironomidae registrada nos riachos urbanos nos dois períodos de estudo, principalmente se tratando da abundância de larvas do gênero *Chironomus* que totalizou 27,87% e 28,01% de toda a assembleia identificada nestes ambientes no período seco e chuvoso, respectivamente. Por outro lado, a maior riqueza registrada para riachos florestados e em área de pastagem no período seco, e maior diversidade dos riachos em pastagem no período chuvoso, pode ser atribuída a maior variedade e disponibilidade de substratos, refúgio e alimento que favorecem a possibilidade de coexistência entre as espécies nestes ambientes (ROQUE 2005), além das boas condições físico-químicas da água, permitindo abrigarem tanto espécies mais sensíveis como aquelas mais resistentes. Entretanto, a menor abundância de

larvas no período de maior pluviosidade nos riachos em pastagem, pode ter sido influenciada pela maior entrada de sedimento fino neste período (JONES et al., 2012). O mesmo foi registrado por Suren e Jowett (2001), que constataram que a sedimentação causou redução na abundância de Chironomidae devido o aumento da deriva das larvas. Já a riqueza não apresentou diferença entre os períodos, possivelmente devido a manutenção da qualidade de seus habitats e da qualidade e disponibilidade do alimento. Portanto, no presente estudo, mesmo os ambientes aquáticos afetados pela pastagem do gado mostraram boas condições para abrigar Chironomidae, inclusive táxons mais sensíveis. Melo et al. (2003) atestaram que pequenas mudanças ambientais não afetam drasticamente o habitat e sua qualidade, nem a riqueza das assembleias. Provavelmente, tanto a proximidade da mata como a presença da vegetação ciliar, pelo menos em parte das margens dos riachos em área de pastagem sejam fatores fundamentais para manter a qualidade ecológica destes corpos d'água. De acordo com Matheus e Tundisi (1988) a presença e densidade da vegetação ciliar tem alto potencial para melhorar a qualidade da água, não só por remover sólidos em suspensão do escoamento superficial e manter a condutividade elétrica mais baixa, como também por atuar na remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI 2010).

A maior riqueza de Chironomidae em corredeiras dos riachos urbanos no período de chuvas, quando os remansos destes ambientes apresentaram maiores quantidade de sedimento fino, associado ao fato da maioria dos táxons terem sido indicadores destes mesohabitats em ambos os períodos, sugere que as corredeiras destes ambientes foram habitats mais propícios para abrigar Chironomidae do que os remansos. Este resultado difere do encontrado por Roy et al. (2003) que constataram que insetos de corredeiras foram mais sensíveis em riachos perturbados pela entrada de sedimento fino do que os habitats de remanso, e que estes habitats, conseqüentemente, apresentaram maior riqueza de táxons facultativos. Do mesmo modo Pedersen e Friberg (2009) verificaram que corredeiras foram mais afetadas pela canalização dos riachos investigados do que os remansos em função do aumento da profundidade e nivelamento do leito, que criou um canal mais uniforme e com maior profundidade média. Watanabe (2007) trabalhando com diferentes índices da comunidade bentônica em ambientes lóticos no estado de São Paulo constatou que remansos foram mais sensíveis em detectar diferenças na qualidade ambiental, do que macrófitas e corredeiras.

No presente estudo, a composição de Chironomidae, tanto de remansos como de corredeiras, mostrou forte precisão em suas respostas ao uso da terra nos dois períodos de estudo, enquanto resposta mais fraca foi detectada em remansos para o índice dominância de Berger-Parker ( $R < 0,50$ ) no período seco. Tal resultado corrobora outros estudos que sugerem

que a composição taxonômica é melhor indicadora dos efeitos produzidos pelos impactos das atividades humanas devido incorporar mudanças, ainda que sutis, na abundância relativa das espécies (HEPP; RESTELLO 2010; SENSOLO et al., 2012; CARLSON et al., 2013). Nos riachos estudados, maior número de táxons sensíveis e indicadores de ambientes preservados foram associados aos riachos florestados, tanto a corredeiras como a remansos, enquanto nos riachos em pastagem menor número de táxons sensíveis foi associado a estes mesohabitats, indicando diferenças mais sutis entre estes ambientes. Por outro lado, pôde-se notar que muitos táxons tolerantes e indicadores de poluição foram associados às corredeiras e aos remansos dos ambientes urbanos. Tais associações de Chironomidae as três categorias de riachos e mesohabitats ocorreram em ambos os períodos, os quais mostraram composições similares de táxons. Portanto, estes resultados ainda sugerem que Chironomidae pode ser um grupo promissor no desenvolvimento de métricas menos influenciadas por mudanças hidrológicas, o que contribui com estudos que buscam desenvolver métricas de qualidade da água menos sujeitas à variabilidade temporal dos ambientes lóticos (DAHL; JOHNSON 2004, MARZIALI et al., 2010, CARLSON et al. 2013). No entanto, cabe ressaltar que o uso de Chironomidae na elaboração de índices de avaliação ambiental seja feito em nível de gênero, corroborando outros estudos que mostram que o uso de família ou subfamílias pode não trazer informações efetivas em estudos de bioavaliação (KING; RICHARDSON, 2002; RAUNIO et al., 2011).

Finalmente, os resultados da RDAP que indicaram que 74 % da composição da assembleia foi explicada por fatores não medidos (fração residual) e, baixa proporção de explicação foi devido às variáveis ambientais corroboram Heino et al., (2009b) e Puntí et al. (2009) que ressaltam que fatores ambientais locais explicam normalmente uma proporção relativamente pequena da variação na composição da assembleia de Chironomidae (<30%) devido a fatores como o pequeno tamanho do corpo, curto ciclo de vida, rápida colonização e adaptação a mudanças nas condições ambientais. Além desses, estratégias de sobrevivência como diapausa, construção de casulo (FROUZ et al., 2003) e a flexibilidade no modo de alimentação possibilitam Chironomidae responderem de modo bastante peculiar às características ambientais no espaço e no tempo. Segundo Raunio et al (2011) tais aspectos desse grupo reforçam a importância dos fatores locais do habitat (substrato e fluxo da água) na determinação da composição e distribuição de Chironomidae, corroborando Raposeiro et al. (2011) que enfatizam a importância dos fatores locais, em menor escala física, química e hidromorfológica na determinação dos padrões de distribuição da assembleia de Chironomidae. Já a proximidade dos riachos e a boa capacidade de dispersão de Chironomidae explicam a

ausência da influencia do espaço sobre a composição da assembleia na área de estudo (BROWN; SWAN 2010; HEINO et al., 2012).

### **3.5 Conclusão**

No presente estudo foi possível demonstrar que a composição de Chironomidae, tanto de remansos como de corredeiras mostrou respostas precisas à qualidade ambiental dos riachos investigados. Mesmo os riachos sob influencia da pastagem mostraram boas condições ambientais, assemelhando-se aos riachos florestados. Tal fato indica que a presença da mata ciliar, ainda que parcialmente, é fundamental para manutenção da qualidade ecológica de riachos sujeitos a este tipo de interferência. Diferente do observado em outros estudos, nos ambientes urbanos, corredeiras foram menos afetadas pela entrada de sedimentos finos e abrigaram maior riqueza de táxons que os remansos.

Pode-se sugerir que, para o biomonitoramento seja utilizada a composição taxonômica de Chironomidae de um ou outro mesohabitat e período estacional, o que possibilita a obtenção de resultados menos influenciados pela variabilidade natural do ambiente e a diminuição do tempo para o processamento das amostras. Destaca-se ainda a possibilidade do uso de gêneros de Chironomidae na elaboração de índices bióticos menos sujeitos às interferências da variabilidade hidrológica, típica dos ambientes lóticos.

## **CAPITULO 3: CONCORDÂNCIA NA RESPOSTA ECOLÓGICA DE INSETOS E OLIGOCHAETA AQUÁTICOS AO USO DA TERRA EM RIACHOS DE BAIXA ORDEM**

### **4.1 Introdução**

A avaliação ecológica de ambientes aquáticos pode ser baseada na resposta dos grupos de macroinvertebrados, identificados em diferentes níveis taxonômicos. Insetos aquáticos constituem entre os macroinvertebrados um dos grupos mais usados nas avaliações por responderem a ampla gama de condições ambientais (FRANÇA; CALLISTO 2007). Gêneros da família Chironomidae, por exemplo, são frequentemente utilizados por apresentarem alta abundância e riqueza nos ambientes aquáticos, e viverem em ampla gama de condições ambientais (PINDER 1995; HELSON et al., 2006). Do mesmo modo, insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são considerados bons indicadores de qualidade ambiental (SILVEIRA et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2008) e podem representar bem os padrões ecológicos de toda a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (MARCHANT et al., 1985). O grupo Oligochaeta também é amplamente utilizado em avaliações de qualidade da água (ALVES et al., 2006; DORNFELD et al., 2006, MARTINS et al., 2008; ROSA et al., 2014) e normalmente apresentam elevada abundância em ambientes com altos níveis de poluição orgânica (LAFONT et al., 2007), embora também sejam encontrados em locais com boa qualidade ambiental (MAZZONI et al., 2014; RODRIGUES et al., 2015). Contudo, ainda existe grande dificuldade na identificação de níveis taxonômicos mais refinados como gênero ou espécie, e muitas vezes as avaliações são feitas em nível de família usando toda a comunidade bentônica (BUENO et al., 2003; JACOBSEN 2003).

Diante do acelerado processo de degradação dos ecossistemas água doce e da perda de diversidade biológica, cresce a necessidade de realizar avaliações que demandem um menor tempo na identificação e tragam respostas rápidas e efetivas nas ações de monitoramento e conservação. A partir desta perspectiva, alguns estudos são desenvolvidos para compreender a similaridade nos padrões espaciais ou temporais da composição de diferentes assembleias (LANDEIRO et al., 2012). Se dois grupos biológicos ordenam ou classificam as unidades de amostragem de forma similar, então um grupo pode ser utilizado como indicador ou substituto do outro (HEINO et al. 2005, 2009). Da mesma forma, cabe conhecer qual o nível taxonômico mais adequado para uma avaliação efetiva. Normalmente, o nível taxonômico utilizado irá depender dos objetivos da pesquisa e das características dos ambientes a serem analisados

(MELO; HEPP 2008). Segundo Mazzoni et al. (2014) a maior sensibilidade de Plecoptera e da maioria dos Trichoptera sugere que estes dois grupos possam ser usados em nível de família no monitoramento, mas insetos Ephemeroptera apresentam um ranking de tolerância ambiental, e seu uso pode exigir identificação em nível de gênero ou espécie. O mesmo ocorre para Chironomidae, que em ambientes com diferenças ambientais mais acentuadas, pode ser um grupo efetivo na bioindicação de condições degradadas, apresentando alta abundância de larvas da subfamília Chironomini (HEPP et al., 2010). Contudo, em ambientes com diferenças ambientais mais sutis o uso de gêneros pode ser mais indicado (LENAT; RESH 2001).

Grenouillet et al. (2008) ressaltam que os principais mecanismos responsáveis pela concordância entre duas assembleias biológicas são respostas similares aos gradientes ambientais e espaciais, e interações biológicas entre as espécies. Considerando que diferentes grupos bentônicos podem compartilhar os mesmos requisitos ambientais relacionados à qualidade da água, recurso alimentar, tipo de substrato e fluxo da água, espera-se encontrar similaridade nas repostas destes invertebrados às condições ambientais de riachos. Portanto, o presente estudo visou investigar o grau de concordância de gêneros de insetos do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), gêneros de Chironomidae, espécies Oligochaeta e famílias de macroinvertebrados bentônicos nas respostas às condições ambientais de riachos de baixa ordem localizados em áreas florestadas e impactadas em dois períodos sazonais. Além disso, buscou-se analisar a efetividade da resolução numérica de gêneros Chironomidae e espécies de Oligochaeta, tendo em vista a grande abundância numérica destes grupos em ambientes impactados pela poluição orgânica e a demanda no tempo de identificação.

## **4.2 Material e métodos**

### **4.2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado nos nove afluentes de baixa ordem localizados em área florestada, pastagem e urbana (ver capítulo 2) pertencente à su-bacia do Ribeirão Marmelos situada na região Sudeste do município de Juiz de Fora, com extensão de aproximadamente 12 km e área de 49.415 m<sup>2</sup>.

A região apresenta clima tropical de altitude do tipo Cwa (mesotérmico com verão quente e chuvoso), de acordo com a classificação de Köppen, e altitude em torno de 850m (PJF/PDDU 2004).

### **4.2.2 Coleta da fauna**

Em cada riacho foi selecionado um trecho de aproximadamente 200 m de extensão, onde foram obtidas amostras dos principais substratos presentes em cinco mesohabitats de corredeira e cinco mesohabitats de remansos no período chuvoso (fevereiro de 2012) e no período de estiagem (agosto de 2012), obtendo-se em cada período um total de 90 amostras de corredeiras e remansos. As coletas da fauna bentônica foram realizadas com coletor Surber de área 0,04 m<sup>2</sup> e malha 0,21mm de abertura e fixados em laboratório com solução de formaldeído a 4%. No laboratório o material coletado foi lavado em peneira de malha 0,21 mm de abertura e os organismos triados em microscópio estereoscópico foram armazenados em potes plásticos com álcool 70° GL. No laboratório de Invertebrados Bentônicos (LIB-UFJF) as larvas de Chironomidae e as espécies de Oligochaeta foram identificadas em microscópio óptico, no menor nível taxonômico possível utilizando as seguintes chaves de identificação para estes grupos: Trivinho-Strixino (2011), Epler (1992) e Wiederholm (1983) para Chironomidae, Brinkhurst e Marchese (1989) e Righi (1984) para Oligochaeta. Os imaturos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram identificados no menor nível taxonômico possível em microscópio estereoscópico, utilizando os seguintes autores Domínguez et al. (2001), Salles et al. (2004) e Dias et al. (2007) para Ephemeroptera; Romero (2001) para Plecoptera e, Angrisano e Korob (2001), Pes et al. (2005), Dumas e Nessimian (2006), Calor e Froehlich (2008) para Trichoptera. Os demais organismos bentônicos foram identificados em microscópio estereoscópico, em nível de família, através das recomendações de Mccafferty (1981), Merritt e Cummins (1996), Carvalho e calil (2000), Fernández e Domínguez (2001) e Costa et al. (2006).

#### 4.2.3 Variáveis ambientais

Em cada mesohabitat foi registrada a velocidade do fluxo, a profundidade da água e a largura. A velocidade superficial da água foi obtida através do método do flutuador, que consiste em diversas tomadas do tempo de um objeto flutuante na superfície da água, em um trecho de distância definida (MARTINELLE; KRUSCHE 2007). Três amostras de água em área de corredeira e três amostras em área de remanso foram obtidas para análise das concentrações de nitrogênio e fósforo total. As amostras foram acondicionadas em garrafas de polipropileno (500 ml), filtradas e posteriormente armazenadas em freezer para determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo total baseando-se no método de espectrofotometria proposto por Wetzel e Likens (2000). Medidas do pH, temperatura da água, oxigênio

dissolvido, condutividade elétrica e turbidez foram obtidas “in situ” para cada mesohabitat de corredeira e remanso separadamente, utilizando o multisensor de campo Horiba, modelo U10.

#### 4.2.4 Análise dos dados

Para avaliar a concordância taxonômica dos grupos de invertebrados em ordenar as unidades amostrais, foram usadas matrizes com dados de abundância dos grupos de invertebrados identificados em nível de gênero para Chironomidae e EPT, espécie para Oligochaeta e família para os demais macroinvertebrados. Após a transformação dos dados de abundância ( $\log + 1$ ), foi realizada Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) para cada grupo separadamente, utilizando o coeficiente de distância de Bray-Curtis. Para análise da resolução numérica de Chironomidae e Oligochaeta foram utilizadas matrizes com dados de presença/ ausência e a DCA calculada com base no coeficiente de distância de Jaccard. A análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para ordenar os riachos de acordo com as variáveis do ambiente.

O nível de concordância entre duas ordenações, isto é, entre os eixos extraídos da matriz de distância obtidos para cada grupo, foram utilizados na Análise de Procrustes (PERES-NETO; JACKSON 2001). A análise fornece uma medida de concordância ( $r$ ) que varia entre 0 e 1 ou de distância ( $m^2$ ). Valores de  $r$  mais próximos a zero indicam maior diferença nos padrões de ordenação, enquanto valores iguais a 1 indicam sobreposição completa entre matrizes. O método mais utilizado para a montagem do Procrustes baseia-se no critério dos mínimos quadrados que minimiza a soma dos quadrados dos resíduos ( $m^2$ ) entre as duas configurações. O  $m^2$  é uma medida da concordância entre duas ordenações (GOWER 1971, DIGBY; KEMPTON 1987). Baixos valores de  $m^2$  indicam forte concordância cuja significância (PROTEST) é testada por métodos de Monte Carlo (JACKSON 1995) avaliados por meio de 10.000 permutações. A perda de informação gerada pelas matrizes de presença/ausência dos gêneros de Chironomidae e espécies de Oligochaeta, foi quantificada pela parte complementar para um valor de  $r = 1$  (GIEHL et al. 2014).

Para testar a influência do espaço (localização dos riachos) e/ou do ambiente sobre os grupos concordantes foi realizada análise de Mantel parcial. Para esta análise foi usada a matriz de distância ambiental (padronização Euclidiana), a matriz de distâncias (coordenadas geográficas dos riachos em graus decimais), e matrizes de Bray-Curtis gerada para cada grupo de macroinvertebrado. Todas as análises foram realizadas no programa R (R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, 2011) utilizando a função `protest` no pacote “vegan” e para randomização de Mantel o pacote “ADE4” (Dray et al., 2007).



### 4.3 Resultados

No período seco foram identificados 50 gêneros de Chironomidae, 41 gêneros de EPT, 31 espécies de Oligochaeta e 64 famílias de macroinvertebrados pertencentes às ordens: Diptera, Coleoptera, Hemiptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Lepidoptera, Odonata, Megaloptera, Decapoda, Amphipoda e Mollusca. No período chuvoso foram identificados 43 gêneros de Chironomidae, 25 gêneros de EPT, 30 espécies de Oligochaeta e 53 famílias de macroinvertebrados pertencentes às ordens citadas.

A PCA realizada para os dois períodos de estudo mostrou separação dos riachos urbanos dos riachos florestados e distinção parcial dos riachos em pastagem. Os primeiros dois eixos explicaram 44,12% da variação dos dados no período seco e 53,38% no período chuvoso. Em ambos os períodos o primeiro eixo separou riachos em área florestada e em área de pastagem dos riachos em área urbana. As variáveis que mais contribuíram para a formação deste eixo (loading  $\geq 0,6$ ) nos dois períodos foram oxigênio dissolvido (OD), matéria vegetal particulada grossa (MOPG), cobertura vegetal (CV), nitrito (NO<sub>2</sub>), amônio (NH<sub>4</sub>), e no período seco, turbidez e condutividade. O segundo eixo foi formado pela velocidade da água e às frações de areia grossa, média e ultrafina (período seco) (tabela 4. 1).

Tabela 4.1: Valores de contribuição das variáveis ambientais para a formação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais nos dois períodos sazonais em estudo realizado em riachos de área florestada, pastagem e urbana pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Juiz de Fora (MG).

	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO		
	PC1	PC2	PC1	PC2	
MOPG	0,60	-0,51	MOPG	0,75	0,32
Areia grossa	0,333	-0,73	Areia grossa	0,64	-0,66
Areia ultrafina	-0,663	-0,42	Areia média	0,48	-0,76
T (°C)	-0,852	-0,14	Areia ultrafina	0,05	-0,89
Vel. água (m/s)	0,148	0,70	Vel. água (m/s)	0,29	0,71
Ph	0,603	0,34	Oxigênio dissolvido (µg/L)	0,83	0,12
Condutividade (µS/cm)	-0,600	0,28	Cobertura vegetal	0,86	-0,01
Turbidez (NTU)	-0,911	0,03	NO <sub>2</sub> (µg/L)	-0,83	0,15

Tabela 4.1: Valores de contribuição das variáveis ambientais para a formação dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais nos dois períodos sazonais em estudo realizado em riachos de área florestada, pastagem e urbana pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Juiz de Fora (MG).

Cobertura vegetal	0,870	0,00	NH4 (µg/L)	-0,80	-0,07
NO2 (µg/L)	-0,790	0,24			
NH4 (µg/L)	-0,626	-0,22			
Oxigênio dissolvido (µg/L)	0,916	0,00			

A tabela 4.2 mostra os valores dos escores das amostras dos riachos gerados pelos dois primeiros eixos da PCA em ambos os períodos sazonais.

Tabela 4.2: Valores dos escores das amostras de remansos (re) e corredeiras (co) gerados pelos dois primeiros eixos da PCA em estudo realizado em riachos de área florestada (Fo), pastagem (Pa) e urbana (Ub) pertencente à sub-bacia do Ribeirão Marmelos, Juiz de Fora (MG).

Riachos	PERÍODO CHUVOSO		PERÍODO SECO	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Fo1re	2,477	-0,570	1,869	2,398
Fo2re	1,214	-0,582	2,551	2,246
Fo3re	2,871	0,460	1,934	-0,751
Pa1re	0,982	-3,296	0,655	2,786
Pa2re	-0,669	-2,771	-0,537	1,878
Pa3re	0,757	-2,164	0,604	2,095
Ub1re	-3,836	-0,101	-2,868	-0,086
Ub2re	-4,745	-0,424	-4,385	-1,246
Ub3re	-4,522	0,344	-4,855	1,450
Fo1co	2,899	1,761	2,722	-2,255
Fo2co	2,571	-0,199	3,234	-0,113
Fo3co	3,065	2,338	1,669	-2,276
Pa1co	1,212	-0,973	0,813	-0,407
Pa2co	0,428	0,167	0,161	-1,081
Pa3co	1,778	1,294	0,945	-1,723
Ub1co	-1,320	1,658	-1,072	-1,846
Ub2co	-2,443	1,943	-1,390	-1,891
Ub3co	-2,721	1,117	-2,051	0,821

Quanto à concordância taxonômica dos grupos, respostas significativas foram obtidas entre Chironomidae vs. EPT e Chironomidae vs. Oligochaeta em ambos os períodos, enquanto Chironomidae vs. famílias de macroinvertebrados foram concordantes somente no período seco. Contudo, interações mais fortes ( $r$  de  $m^2 \geq 0,74$ ) foram obtidas para Chironomidae vs. EPT no período seco e Chironomidae vs. Oligochaeta no período chuvoso (Tabela 4.3).

Tabela 4.3: Resultado da análise de Procrustes realizada para abundância de gêneros de Chironomidae e EPT, espécies de Oligochaeta e famílias de macroinvertebrados coletados em riachos em área florestada, pastagem e urbana na região Sudeste do Brasil.

	PERÍODO SECO	$m^2$	R	P	
RESOLUÇÃO TAXONÔMICA	Chironomidae X EPT	0,44	0,74	$p < 0,001$	
	Chironomidae X macroinvertebrados	0,63	0,58	0,001	
	Chironomidae X Oligochaeta	0,64	0,59	0,002	
	Oligochaeta X macroinvertebrados	0,81	0,43	0,068	
	EPT X macroinvertebrados	0,59	0,63	$p < 0,001$	
	Oligochaeta X EPT	0,82	0,41	0,089	
	PERÍODO CHUVOSO				
	EPT X macroinvertebrados	0,43	0,75	0,099	
	Chironomidae X macroinvertebrados	0,87	0,36	0,174	
	Chironomidae X Oligochaeta	0,47	0,77	0,033	
	Chironomidae X EPT	0,61	0,61	$p < 0,001$	
	Oligochaeta X macroinvertebrados	0,81	0,43	0,068	
Oligochaeta X EPT	0,89	0,31	0,285		

\*Valores de  $r$  acima de 0,75 são considerados valores mais fortes de concordância.

Quando analisada a resolução numérica em ambos os períodos, tanto gêneros de Chironomidae como espécies de Oligochaeta mostraram efetividade ao se usar de dados de presença/ausência (Tabela 4.4). A análise de Mantel mostrou correlação similar da matriz de variáveis ambientais com gêneros de Chironomidae para o período de seca ( $r = 0,30$ ;  $p = 0,001$ ) e chuva ( $r = 0,34$ ;  $p = 0,001$ ), mas não detectou influência da distância entre os riachos. A ordenação dos gêneros de EPT também foi influenciada somente pelo ambiente nos dois períodos (seco  $r = 0,41$ ;  $p < 0,001$  e chuva  $r = 0,49$ ,  $p = 0,009$ ), as espécies de Oligochaeta (período seco,  $r = 0,28$ ;  $p = 0,01$  e chuvoso  $r = 0,35$ ;  $p = 0,001$ ) e famílias de macroinvertebrados (seco,  $r = 0,23$ ;  $p = 0,038$  e chuvoso,  $r = 0,22$ ;  $p = 0,021$ ).

Tabela 4.4: Resultados da análise de Procrustes realizado entre a matriz de abundância de gêneros de Chironomidae e matriz de presença/ausência, e entre a matriz de abundância das espécies de Oligochaeta e a matriz de presença/ausência das amostras coletadas nos períodos seco e chuvoso em riachos em área florestada, pastagem e urbana na região Sudeste do Brasil.

RESOLUÇÃO NUMÉRICA	PERIODO SECO			
		$m^2$	r	p
	Gêneros de Chironomidae	0,28	0,84	p < 0,001
	Espécies de Oligochaeta	0,38	0,78	p < 0,001
	PERIODO CHUVOSO			
		$m^2$	r	p
Gêneros de Chironomidae	0,40	0,77	p < 0,001	
Espécies de Oligochaeta	0,24	0,86	p < 0,001	

#### 4.4 Discussão

A concordância significativa entre os grupos de invertebrados obtidos no presente pode ser principalmente atribuída a fatores como habilidade de dispersão e respostas similares dos grupos de invertebrados às variáveis ambientais dos riachos. Este resultado foi confirmado pela análise de Mantel parcial, que mostrou que somente o ambiente influenciou a composição dos táxons.

Heino et al. (2012) ressaltaram que dentro de uma pequena bacia de drenagem limitações de dispersão são insignificantes levando a pouca estruturação espacial da composição da comunidade. Landeiro et al. (2012) observaram ausência de padrão espacial entre espécies de plantas com alta capacidade de dispersão, atribuindo a concordância observada à respostas similares ao ambiente. Lovell et al. (2007) indicaram que valores de r de  $m^2$  acima de 0,75 são considerados bons indicadores do nível de concordância. No presente estudo, valores de 0,74 e 0,77 foram registrados entre gêneros de Chironomidae vs. gêneros de EPT no período seco, e entre espécies de Oligochaeta vs. gêneros de Chironomidae no período chuvoso, respectivamente. Tal concordância entre estes grupos pode ter sido influenciada pela proximidade dos riachos associada a habilidade de dispersão tanto ativa como passiva dos organismos, com as variáveis ambientais atuando como principal filtro direcionador da composição das espécies.

Outro fator que provavelmente contribuiu para a concordância entre os grupos foram as diferenças ambientais marcantes como a química da água, condutividade e temperatura (ROQUE et al., 2010, 2012; SIQUEIRA et al., 2012), com as espécies ocorrendo de acordo com seus limites específicos de tolerância. Tal distribuição foi observada para os gêneros de Chironomidae e EPT em ambos os períodos, que mostraram gêneros mais sensíveis associados aos riachos florestados e em área de pastagem e gêneros mais tolerantes associados aos ambientes urbanos (ver capítulo dois e em AMARAL et al., 2015). Do mesmo modo, as diferenças ambientais entre os riachos ajudam a explicar a alta concordância ( $r$  de  $m^2= 0,77$ ) entre espécies de Oligochaeta e gêneros de Chironomidae no período chuvoso, uma vez que ambos os grupos apresentam espécies altamente resistentes e dominantes em águas ricas em nutrientes e com baixos teores de oxigênio dissolvido (SYROVÁTKA et al., 2009), como constatado para os riachos em área urbana. De acordo com Paavola et al. (2006), filtros antropogênicos são susceptíveis de ter uma grande influência sobre a maioria dos organismos lóticos, abrigando associações específicas de espécies.

Resultado divergente para a concordância aqui encontrada entre os gêneros de Chironomidae e as espécies de Oligochaeta foram registrados por Rosa et al. (2014) que ao investigarem um gradiente ambiental durante 12 meses ao longo de um trecho do Rio São Lourenço (SP) localizado entre área rural e urbana não encontraram concordância significativa entre estes grupos. Neste caso, o próprio período de avaliação pode ter influenciado nos diferentes resultados. A este respeito cabe ressaltar que a relação comunidade – ambiente varia temporalmente, sendo, portanto variável a concordância entre os grupos de organismos (GRENEWLLET et al., 2008; MYKRÄ et al., 2008). Este aspecto foi também constatado no presente estudo, uma vez que diferentes graus de concordância entre os grupos foram registrados nos dois períodos sazonais. Bini et al. (2008) sugerem que a ocorrência significativa de concordância entre assembleias somente em um período indica fraca ligação entre elas. Giehl et al. (2014) recomendam cautela ao se usar grupos concordantes com valores de  $r$  abaixo de 0,75. Heino (2014) ressaltou que substitutos taxonômicos no que diz respeito às relações com o ambiente, não devem ser diretamente transferíveis entre regiões, e Paavola et al. (2006) atestaram que o aumento da escala espacial de estudo, aumenta o grau de concordância entre grupos biológicos. Portanto, não cabe fazer generalizações a respeito da concordância entre grupos taxonômicos, uma vez que esta pode variar tanto com a extensão da área de estudo, como com o período de avaliação e entre regiões.

Similar aos resultados aqui encontrados, outros estudos realizados em riachos também registraram a efetividade de famílias de macroinvertebrados em discriminar diferenças

ambientais. Corbi e Trivinho-Strixino (2006) observaram que, tanto espécies de Chironomidae como famílias de macroinvertebrados foram eficientes em discriminar riachos alterados pela pastagem e pelo cultivo de cana de açúcar de riachos cobertos pela mata ciliar. Melo (2005) constatou que o uso de famílias ou morfoespécies de EPT constituiu uma alternativa confiável para a realização de estudo ecológico em escala local de riachos com condições preservadas. Waite et al. (2004) verificaram que, tanto família como gêneros de Chironomidae foram capazes de distinguir locais com impactos severos daqueles menos impactados, mas gêneros foram mais eficientes em distinguir classes de locais com impactos moderados ou mais sutis. Roque et al. (2012) registraram que o uso de famílias de Chironomidae, Decapoda, Ephemeroptera e Odonata foi suficiente para distinguir riachos de águas brancas e claras na Amazônia.

Diferentes habilidades de dispersão e/ou nos padrões de respostas ao gradiente ambiental podem resultar em distintos padrões de distribuição entre duas assembleias (LINARES-PALOMINO; KESSLER 2009). Ambos os fatores podem ser atribuídos aos gêneros de EPT e espécies de Oligochaeta e explicar a ausência de concordância constatada para estes invertebrados nos riachos investigados. De modo geral, insetos EPT são representados por espécies sensíveis e habitantes de águas claras e bem oxigenadas, com baixas quantidades de nutrientes (BISPO et al., 2006; HEPP et al., 2010), enquanto Oligochaeta são representados em geral, por muitas espécies tolerantes à poluição e capazes de sobreviverem em condições de anóxia (SCHENKOVÁ; HELEŠIĆ 2006). No presente estudo, espécies de Oligochaeta foram encontradas nos riachos localizados nas três áreas (florestada, pastagem e urbana), mas com abundância significativamente maior nos riachos impactados pela poluição orgânica em ambos os períodos de estudo, corroborando os resultados encontrados por Mazzoni et al. (2014). Já insetos EPT foram representados por poucos gêneros nos ambientes urbanos e com abundância significativamente menor (AMARAL et al. 2015).

#### 4.4.1 Resolução numérica de Chironomidae e Oligochaeta

Embora a resolução numérica das espécies de Oligochaeta no período seco e gêneros de Chironomidae em ambos os períodos tenha sido efetiva, os valores de  $r$  de  $m^2$  demonstraram perda de informação de 15% e 22% para Chironomidae e Oligochaeta, respectivamente, e 23% e 14% para Chironomidae e Oligochaeta no período chuvoso. Este resultado sugere que para os tipos de uso da terra aqui investigados, o uso de dados de incidência de ambos os grupos de invertebrados constitui uma alternativa confiável. No

período chuvoso, a diminuição da efetividade dos dados de ocorrência dos gêneros de Chironomidae pode ter ocorrido devido às mudanças na vazão e temperatura da água decorrentes deste período. É provável que a rápida capacidade de colonização e recuperação às alterações naturais de Chironomidae (RAPOSEIRO et al., 2011) possa mitigar os efeitos das mudanças sazonais típica dos sistemas lóticos, possibilitando a obtenção de resultados significativos para a resolução numérica deste grupo.

Espécies de Oligochaeta são consideradas boas preditoras da qualidade ecológica de ambientes aquáticos por viverem em ampla gama de condições ambientais (DORNFELD et al., 2006), desde locais preservados, cuja entrada de matéria orgânica é praticamente restrita a manchas de material vegetal proveniente da mata ciliar (DUMNICKA 1994; RODRIGUES et al., 2015), a locais fortemente impactados por atividades humanas (MARTINS et al., 2008). Em ambos os períodos estudados o uso de dados de abundância ou presença/ausência mostrou-se uma alternativa segura para avaliações que utilizam este grupo.

Embora o uso da resolução numérica de gêneros de Chironomidae e espécies de Oligochaeta possa ser efetivo em estudos de avaliação rápida de ambientes impactados por poluição orgânica, dado a grande abundância numérica dos grupos (METZELING et al., 2003), estudos que requerem informações ecológicas mais detalhadas devem optar por informações quantitativas sobre os táxons.

#### **4. 5 Conclusão**

Em estudos de biomonitoramento a identificação dos organismos em maior nível taxonômico permite a redução nos custos e no tempo para avaliação, e ainda a maior replicação espacial e temporal das amostras. Assim, informações sobre o nível taxonômico adequado para avaliações rápidas e efetivas são necessárias, especialmente se tratando de ambientes aquáticos tropicais, onde ainda existe uma carência sobre o conhecimento da taxonomia das espécies e um rápido avanço dos danos sobre estes ecossistemas. Embora a força de concordância aumente com a extensão da escala espacial, neste estudo foi possível demonstrar a efetividade da resolução taxonômica de grupos de insetos frequentemente utilizados em estudos ecológicos, mesmo se tratando de riachos pertencentes a uma mesma bacia hidrográfica, o que pode contribuir para as avaliações e planejamentos de conservação, uma vez que estes geralmente se concentram em habitats locais ou alcances de riachos. Entretanto, é necessário realizar uma análise prévia da real necessidade de utilizar maior resolução taxonômica dos táxons (por exemplo, famílias) dada à variação temporal na concordância entre os diferentes grupos

biológicos. Provavelmente, o uso de famílias pode trazer resultados confiáveis quando se tratar de ambientes com nítidas alterações antropogênicas. Para Chironomidae e Oligochaeta, a identificação em nível de gênero e espécie, respectivamente, é mais indicada se tratando de ambientes aquáticos com diferenças mais sutis, contudo a possibilidade de usar dados de presença ausência destes grupos pode ser uma alternativa válida para estudos de rápida avaliação de riachos fortemente impactados, sem que haja perda importante de informação.



## REFERÊNCIAS

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **Scientific World Journal**, v. 1, p. 656-658, 2001.
- ALLAN, J. David. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, p. 257-284, 2004.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; ESCARPINATI, S. C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, n. 4, p. 431-435, 2006.
- AMARAL, P. H. M.; DA SILVEIRA, L. S., ROSA, B. F. J. V., DE OLIVEIRA, V. C.; DA GAMA ALVES R. Influence of Habitat and Land Use on the Assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in Neotropical Streams. **Journal of Insect Science**, v. 15, n. 1, p. 60, 2015.
- ANDRADE, H.T.A.; SANTIAGO, A.S.; MEDEIROS, J.F. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas- Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **EntomoBrasilis**, v. 1, n.3, p. 51-56, 2008.
- ANGRISANO, E. B.; KOROB, P. G. Plecoptera. In: FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (Eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. San Miguel de Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, p. 55-92, 2001.
- ARMITAGE, P.; CRANSTON P. S.; PINDER, L.C.V. **The chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Chapman & Hall. London, 1995.
- ARMITAGE, P. D.; MACHALE, A. M.; CRISP, D. C. A survey of stream invertebrates in the Cow Green basin (Upper Teesdale) before inundation. **Freshwater Biology**, v. 4, p. 369-398, 1974.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 7181/82. **Solo: Análise granulométrica**, 1982. Rio de Janeiro.
- BALDY, V.; GOBERT, V.; GUEROLD, F.; CHAUVET, E.; LAMBRIGOT, D.; CHARCOSSET, J.Y. Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1322-1335, 2012.
- BAPTISTA, D.F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, 2008.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; DROVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 249-258, 2000.

BEISEL, J.N.; PHILIPPE, V.; SANDRA, T. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia**, v. 389, p. 73–88, 1998.

BERG, H.B. Larval food and feeding behavior. p. 136-168. *In: The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges.* (P. D.; ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. (eds). Chapman & Hall, London, 523 p, 1995.

BIASI, C.; TONIN, A.M.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia** vol. 43, p. 427-433, 2013.

BILTON, D.T.; MACABENDROTH, L.; BEDFORD A.; RAMSAY, P. M. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. **Freshwater Biology**, v. 51, p.578–590, 2006.

BINI, L.M.; DA SILVA, L.C.F.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHÁ, F. A. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 598, p. 247–255, 2008.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from corredeiras mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n.2, p. 283-293, 2007.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G.; BINI, L.M.; SOUSA, K.G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from corredeiras mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2b, p. 611-622, 2006.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L.; SILVA, M. M. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v.13, n. 1-9, 2001

BONADA, N., RIERADEVALL, M., DALLAS, H., DAVIS, J., DAY, J., FIGUEROA, R.; PRAT, N. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. **Freshwater Biology**, v. 53, n.4, p. 772-788, 2008.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecological Modelling**, v. 153, n. 1, p. 51-68, 2002.

BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. **Guía para La identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Santa Fé: Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 1989

BROWN, B.L.; SWAN, C.M. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 3, p. 571-580, 2010.

BRUNKE, M. Floodplains of a regulated southern alpine river (Brenno, Switzerland): ecological assessment and conservation options. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 12, n. 6, p. 583-599, 2002.

BRUNKE, M.; HOFFMANN, A.; PUSCH, M. Association between invertebrate assemblages and mesohabitats in a lowland river (Spree, Germany): A chance for predictions?. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 154, n. 2, p. 239-259, 2002.

BUENO, A.A.P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B.D.P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n.1, p. 115-125, 2003.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 333-345, 1999.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A.H. Basic principles and Ecological consequences of altered Flow Regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v.30, n.4, p. 92-507, 2002.

CALLISTO, M.; MELO, A.S.; BAPTISTA, D. F.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; GRAÇA, M.A.S.; AUGUSTO, F.G. Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global- changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n.3, 293-302, 2012.

CALLISTO, M.; GONÇALVES Jr, J. F.; GRAÇA, M. A. S. Leaf litter as a possible food source for chironomids in headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.2, p. 442-448, 2007.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61(2): 259-266, 2001.

CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos. In: Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Roland, F. **Lago Batata: Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico**. Eds IB-UFRJ/SBL, p. 139-152, 2000.

CALOR, A. R.; FROEHLICH, C.G. Description of the immature stages of *Notalina morsei* Holzenthal, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. **Zootaxa**, v. 1779, p. 45-54, 2008

CAO, Y.; LARSEN, D.P.; THORNE, R.S.T-J. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. **Journal of North American Benthological Society** 20: 144–153, 2001.

CAREW, M.E., PETTIGROVE, V., COX, R.L.; HOFFMANN, A.A. The response of Chironomidae to sediment pollution and other environmental characteristics in urban wetlands. **Freshwater Biology**, v. 52, p.2444-2462, 2007.

CARLSON, P. E.; JOHNSON, R.K., MCKIE, B.G. Optimizing stream bioassessment: habitat, season, and the impacts of land use on benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 704, p. 363-373, 2013.

CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. 2000. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 41, n.15, p. 223-241, 2000.

COFFMAN, W. P.; FERRINGTON, L. C. Jr. Chironomidae. In: MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (eds). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, p. 635-744, 1996.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 569-579, 2008.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 469-475, 2006.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos Imaturos: Metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 271-284, 2007.

CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312-318, 2007.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. **BioScience**, 24-30, 1989.

DAHL, J.; JOHNSON, R. K. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 160, n. 4, p. 487-513, 2004.

DANGLES, O.; GUEROLD, F.; USSEGLIO-POLATERA, P. Role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 75-86, 2001.

DE TONI, K. R.; NAVA, D.; RESTELLO, R. M.; DECIAN, V.; ROVANI, I. L.; HEPP, L. U. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. **Ecología Austral**, v. 24, n. 3, p. 335-342, 2014.

DIAS, L. G.; MOLINERI, C.; FERREIRA, P. S. F. Ephemeroptera (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v.47, n.19, p. 213-244, 2007.

DIGBY, P. G. N.; KEMPTON, R. A. **Multivariate analysis of ecological communities**. Chapman and Hall. London/New York, 1987.

DOBSON, M.; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA, F. K.; M'ERIMBA, C. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. – **Hydrobiologia**, v. 519, p. 207–210, 2003.

DOMINGUEZ, E.; HUBBARD, M.D.; PESCADOR, M.L. & MOLINERI, C. Ephemeroptera. In: FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (Eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. San Miguel de Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, p. 17-53, 2001.

DORNFELD, C.B.; ALVES, R.G.; LEITE, M.A.; ESPINDOLA, E.G.L. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, p. 189-197, 2006.

DRAY, S.; DUFOUR, A. B.; CHESSEL, D. 2007. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. **R news**, v. 7, n. 2, p. 47-52, 2007.

DUFRE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345-366, 1997.

DUMNICKA, E. Communities of oligochaetes in mountain streams of Poland. In: **Aquatic Oligochaete Biology V**. Springer Netherlands, p. 107-110, 1994.

EPLER, J. H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Revised edition. Department of Environmental Protection. Florida, 315p, 1992.

FEIO, M. J.; POQUET, J. M. Predictive models for freshwater biological assessment: statistical approaches, biological elements and the Iberian Peninsula experience: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 96, n. 4, p. 321-346, 2011.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guía para La determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Argentina: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Universidad Nacional de Tucumán, 282p, 2001.

FERREIRA, V.; ELOSEGI, A.; GULIS, V.; POZO, J.; GRAÇA, M. A. S. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 166, p. 467–490, 2006a.

FERRINGTON, L.C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595, 447–455, 2008.

FONSECA-GESSNER, A.A; R.M. GUERESCHI. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil, p. 707-720, 2000. In: J.E. SANTOS & J.S.R. PIRES (Eds). **Estação Ecológica de Jataí: estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos, RIMA, vol. 2, XVIII+867p

FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n.1, p. 3-10, 2007.

FRIEDRICH, D.; CHAPMAN, D.; BEIM, A. In: Chapman, D. **Walter quality assessments**, London: CHAPMAN & HALL, p. 71-229, 1991.

FRISSELL, C.A; LISS, W.J.; WARREN, C.E; HURLEY, M.D. A hierarchical framework for stream habitat classification - viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v.10, p. 199-214, 1986.

FROUZ, J.; MATENA, J.; ALI, A. Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *Eur. J. Entomol.* 100, 459–465. Gaston, K.J., 1991. The magnitude of global insect species richness. **Biological Conservation**, v. 5, p. 283–296, 2003.

GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M. Colonización de hojas en descomposición de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) por invertebrados en um cauce secundario del río Paraná médio **Interciência**, v. 32, p.535-540, 2007

GARCIA, X.F.; SCHNAUDER, I.; PUSCH, M. T. Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 49-68, 2012.

GESSNER, M. O.; GULIS, V.; KUEHN, K. A.; CHAUVET, E.; SUBERKROPP, K. 17 Fungal Decomposers of Plant Litter in Aquatic Ecosystems. **Environmental and microbial relationships**, v. 4, p. 301, 2007

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 498-510, 2002.

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

GIEHL, N.F.S.; DIAS-SILVA, K.; JUEN, J.; BATISTA, J.D.; CABETTE, H.S.R.C. Taxonomic and umerical Resolutions of Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) in Cerrado Streams. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. e103623, 2014.

GONÇALVES Jr, J.F.; MEDEIROS, A.S.; ESTEVES, F.A. Influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 527, p. 125-137, 2004.

GONÇALVES Jr, J. F.; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, p. 21-27, 2003.

GONÇALVES, JR. J. F.; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Succession and diversity of Chironomidae in detritus of *Typha domingensis* in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, State of Rio de Janeiro, Brazil). **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 27, p. 2374– 2377, 2000.

GOULART, M.D.; CALLISTO, M. Biondicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, 2003.

GOWER, J. C. A general coefficient of similarity and some of its properties. **Biometrics**, p. 857-871, 1971.

GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; TUDESQUE, L.; LEK, S.; BARAILLÉ, Y.; LOOT, G. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 4, p. 592-603, 2008

HAMMER Ø.; HARPER, D. A.T.; RYAN, P. D. PAST: Paleoeontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, p. 1- 9, 2001.

HEINO, J. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? **Ecological Indicators**, v. 36, p. 186-194, 2014.

HEINO, J.; GRÖNROOS, M.; SOININEN, J.; VIRTANEN, R.; MUOTKA, T. Context depend-ency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. **Oikos**, v. 121, 537–544, 2012.

HEINO, J. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 112-117, 2010.

HEINO, J.; TOLONEN, K.T.; KOTANEN, J.; PAASIVIRTA, L. Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 3085–3098, 2009b.

HEINO, J.; PAAVOLA, R.; VIRTANEN, R.; MUOTKA, T. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 415–428, 2005.

HEINO, J.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R.; PAASIVIRTA, L. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic groups? **Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences**, v. 60, p.1039–1049, 2003.

HELSON, J.E.; WILLIAMS, D.D; TURNER, D. 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. **Hydrobiologia**, v. 559, p. 413-431, 2006.

HENRIQUES-OLIVEIRA A.L.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLE, L.F.M. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 63. p. 2.69–281, 2003.

HENRIQUES – OLIVEIRA, A. L.; SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) de substrato rochoso em dois rios em diferentes estados de preservação da Mata Atlântica, RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n.2, p. 17 – 28, 1999.

HEPP L.U.; RESTELLO R.M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra (Rio Grande do Sul, Brasil). In: SANTOS J.E., ZANIN E.M.; MOSQUINI L.E. (eds.). **Faces da Policemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção**, Rima, São Carlos, SP, 2010.

HILL, M. O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio**, v. 42, p. 47-58, 1980.

HOSE, G. C.; WALTER, T.; BROOKS, A. J. Short-term colonisation by macroinvertebrates of cobbles in main channel and inundated stream bank habitats. **Hydrobiologia**, v. 592, p. 513-522, 2007.



JACKSON, D. A. PROTEST: a PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. **Ecoscience**, v. 2, p. 297–303, 1995.

JACOBSEN, D. Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 158, n. 2, p. 145-167, 2003.

JOHNSON, R. K.; D. HERING. Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, p.175–186, 2009.

JONES, J.I.; MURPHY, J. F.; COLLINS, A. L.; SEAR, D. A.; NADEN, P. S.; ARMITAGE, P.D. The impact of fine sediment on Macro-Invertebrates. **River Research and Applications**, v. 28, n. 8, p. 1055-1071, 2012

KING, Ryan S.; RICHARDSON, Curtis J. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 1, p. 150-171, 2002.

LAFONT M, GRAPENTINE L, ROCHFORT Q, MARSALEK J, TIXIER G, BREIL P. Bioassessment of wetweather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. **Water Science and Technology**, v.56, p.13-20, 2007.

LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the north american Benthological society**, v. 19, n. 4, p. 573-592, 2000.

LANCASTER, J.; DOWNES, B. J.; GLAISTER, A. Interacting environmental gradients, trade-offs and reversals in the abundance–environment relationships of stream insects: when flow is unimportant. **Marine and Freshwater Research**, v.60, n.3, p. 259-270, 2009.

LANDEIRO, V. L. BINI, L.M. COSTA, F.R.C. FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; SOUZA, J.L.P.; MORAES, J.; MAGNUSSON, W. E. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 366–373, 2012.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 2nd ed. Elsevier, Amsterdam, 1998

LENAT, D. R.; RESH, V. H. Taxonomy and stream ecology: the benefits of genus- and species-level identifications. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, n. 2, p. 287-298, 2001.

LENAT, D. R. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. **Freshwater Invertebrate Biology**, p. 192-198, 1983

LENCIONI, V.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 525-541, 2012.

LENCIONI, V.; ROSSARO, B. Microdistribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in Alpine streams: an autoecological perspective. **Hydrobiologia**, v. 533, p. 61-76, 2005.

LEMES-SILVA, A. L.; PAGLIOSA, P. R.; PETRUCIO, M. M. Inter- and intra-guild patterns of food resource utilization by chironomid larvae in a subtropical coastal lagoon. **Limnology**, v. 15, n. 1, p. 1-12, 2014.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M.S.; GONÇALVES Jr, J.F.; CALLISTO, M. Whats more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, p. 125-136, 2010.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F.L. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, Edusp, 2ª ed. 2ª reimp. 319p, 2009.

LINARES-PALOMINO, R.; KESSLER, M. The role of dispersal ability, climate and spatial separation in shaping biogeographical patterns of phylogenetically distant plant groups in seasonally dry Andean forests of Bolivia. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 2, p. 280-290, 2009.

LOPES, M. P.; MARTINS, R.T.; SILVEIRA, L.S.; ALVES, R. G. Effect of water quality on the leaf breakdown of *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) in tropical streams, **Brazilian Journal of Biology**, v. 76.1, 2015.

LOVELL, S.; HAMER, M.; SLOTOW, R.; HERBERT, D. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. **Biological Conservation** 139: 113–125, 2007.

MANLY, B. J. F. **Métodos estatísticos multivariados**. 3ed. Porto Alegre: Bookman, 229p, 2008.

MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V. Amostragem em Rios. In: Bicudo CEM, DC Bicudo (orgs) **Amostragem em Limnologia**, RiMa, p. 263-279, 2007.

MARCHANT, R.; BARMUTA, L. A.; CHESSMAN, B. C. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Mariner Freshwater Research**, v. 46, p. 501-506, 1985.

MARTINS, R. T., STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n.3, p. 221–226, 2008.

MARZIALI, L.; ARMANINI, D.G.; CAZZOLA, M.; ERBA S.; TOPPI, E; BUFFAGNI, A.; B. ROSSARO. Responses of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) to ecological quality in Mediterranean River Mesohabitats (South Italy). **River Research and Applications**, v. 26, p. 1036-1051, 2010.

MATHEUS, C.E.; TUNDISI, J.G. Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo. In: **Limnologia e Ecologia de Represas**. (J.G. Tundisi, ed.), v.1, tomo 1, p.419-472, 1988. Série Monografias em Limnologia.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 3, p. 384-396, 2002.

MAZZONI, A. C.; LANZER, R.; SCHAFER, A. Tolerance of benthic macroinvertebrates to organic enrichment in highland streams of northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 119-128, 2014.

McCULLOCH, Brett Andrew. **The spatiotemporal pattern of macroinvertebrate community composition in two subtropical streams in north-eastern NSW**, Australia, 2009.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-Ord for Windows v. 5.15. Multivariate analysis of ecological data**. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA, 2006.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n. 3, p. 463-486, 2008.

MELO, A.S. Effects of taxonomic and numerical resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie**, v.164, p. 309–323, 2005.

MELO, A.S.; NIYOGI, D.K.; MATTHAEI, C.D.; TOWNSEND, C.R. 2003. Resistance, resilience, and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. **Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science**, v. 60, n.6, p. 731-739, 2003

MENDES, H. F.; PINHO, L. C. Checklist of the Brazilian Chironomidae species. 2014. Available at: <https://sites.google.com/site/brazilianchironomids/list>

MENÉNDEZ, M.; HERNÁNDEZ, O.; COMÍN, F. A. Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. **Hydrobiologia**, v. 495, n. 1-3, p. 159-169, 2003.

METZELING, L.; CHESSMAN, B.; HARDWICK, R.; WONG, V. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. **Hydrobiologia**, v. 510, p. 39–52, 2003.

MINSHALL, G. W., PETERSEN JR, R. C.; NIMZ, C. F. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. **American Naturalist**, p. 16-38, 1985.

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

MYKRÄ, H.; HEINO, J; MUOTKA, T. Concordance of stream macroinvertebrate assemblage classifications: How general are patterns from single-year surveys? **Biological conservation**, v. 141, n. 5, p. 1218-1223, 2008.

NICACIO, G.; JUEN, L. Chironomids as indicators in freshwater ecosystems: an assessment of the literature. **Insect Conservation and Diversity**, 2015.

O'CONNOR, N. A. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. **Oecologia**, v. 85, p. 504-512, 1991.

OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R. B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.; WAGNER, H. **Multivariate analysis of ecological communities**. In R-Forge. "vegan", 2012.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n.3, p. 487-505, 2008.

OLIVEIRA, V.; MARTINS, R.; ALVES, R. Evaluation of water quality of an urban stream in southeastern Brazil using Chironomidae Larvae (Insecta: Diptera). **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 6, p. 873-878, 2010.

OLIVER, D. R. Life history of the Chironomidae. **Annual Review Entomology**, v. 12, p. 211-230, 1971.

OSBORNE, S.; HURREL, S. Factors influencing the distribution and feeding of the larvae of *Chironomus riparius*. **Entomologia Experimentalis et Applicata Dordrecht**, v. 94, p. 67-73, 2000.

PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J.; JACKSON, D.; MÄKI-PETÄYS, A. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. **Ecological Applications**, v. 16, p. 368–379, 2006.

PACE, G.; ANDREANI, P.; BARILE, M.; BUFFAGNI, A.; ERBAL, S.; MANCINI, L. & BELFIORE, C. Macroinvertebrate assemblages at mesohabitat scale in small sized volcanic siliceous streams of Central Italy (Mediterranean Ecoregion). **Ecological Indicators**, v.723, p. 1-9, 2010.

PARDO, I.; ARMITAGE, P. D. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia**, v. 344, p.111-128, 1997.

PEDERSEN, M. L. Effects of channelisation, riparian structure and catchment area on physical habitats in small lowland streams. – **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v.174, p. 89–99, 2009.

PEDERSEN, M. L.; FRIBERG, N. Influence of disturbance on habitats and biological communities in lowland streams. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 174, n. 1, p. 27-41, 2009.

PEDERSEN, M.L. **Physical structure in lowland streams and effects of disturbance**. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 108 pp, 2003.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, p. 2614–2625, 2006.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. **Oecologia**, v. 129, p. 169–178, 2001.

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

PRÍNCIPE E, BOCCOLINI MF, CORIGLIANO MC. Structure and Spatial Temporal Dynamics of Chironomidae Fauna (Diptera) in Upland and Lowland Fluvial Habitats of the Chocancharava River Basin (Argentina). **International Review of Hydrobiology**, v. 93, p.342–357, 2008.

PREFEITURA DE JUIZ DE FORA. 2004. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Juiz de Fora**. Juiz de Fora: FUNALFA.

PUNTÍ, T.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Environmental factors, spatial variation, and specific requirements of Chironomidae in Mediterranean reference streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, p. 247–265, 2009.

PINDER, L. C. V. The habitats of chironomid larvae. In: **The Chironomidae**. Springer Netherlands, p. 107-135, 1995.

RAMSEYER, U.; MARCHESE, M. Leaf litter of *Erythrina crista-galli* L. (ceibo): trophic and substratum resources for benthic invertebrates in a secondary channel of the Middle Paraná River. **Limnetica**, v. 28, n.1, p. 1–10, 2009.

RAO, C. R. 1995. A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. **Qüestió (Quaderns d'Estadística i Investigació Operativa)**, v. 19, p. 23-63, 1995.

RAPOSEIRO, P.M., COSTA, A.C.; HUGHES, S.J. Environmental factors – spatial and temporal variation of chironomid communities in oceanic island streams (Azores archipelago). **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, v. 47, p. 325-338, 2011.

RAUNIO J., PAAVOLA R. & MUOTKA T. Effects of emergence phenology, taxa tolerances and taxonomic resolution on the use of the Chironomid Pupal Exuvial Technique in river biomonitoring. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 165–176, 2007.

RAUNIO, J.; HEINO, J.; PAASIVIRTA, L. Non-biting midges in biodiversity conservation and environmental assessment: findings from boreal freshwater ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 11, n.5, p. 1057-1064, 2011.

REZENDE, R. S.; GONÇALVES, J. F. JR.; PETRUCIO, M. M. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n.1, p. 23–34, 2010.

RESTELLO, R.M.; BIASI, C.; MORAES, P.F.M.B.; GABRIEL, G.; HEPP, L.U. Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 215-226, 2014.

RIBEIRO, L.O.; UIEDA, V.S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n.3, p. 613-618.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. 1996. Landscapescale influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, p. 295-311, 1996.

RIGHI, G. **Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil**. Brasília: Coordenação Editorial CNPq, 1984

ROBINSON, C. T.; UEHLINGER, U.; HIEBER, M. Spatio-temporal variation in macroinvertebrate assemblages of glacial streams in the Swiss Alps. **Freshwater biology**, v. 46, n. 12, p. 1663-1672, 2001.

RODRIGUES, L. F. T.; ROSA, B. F. J. V.; LOBO, H.; DIVINO, A. C.; DA GAMA ALVES, R. Diversity and distribution of oligochaetes in tropical forested streams, southeastern Brazil. **Journal of Limnology**, v. 74, n. 3, p. 433-443, 2015.

ROMANÍ, A. M.; FISCHER, H.; MILLE-LINDBLOM, C.; TRANVIK, L. J. Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities, **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2559-2569, 2006.

ROMERO, V. F. Plecoptera. In: FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (Eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. San Miguel de Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, p. 93-109, 2001.

ROQUE, F. O.; LIMA, D.V.M.; SIQUEIRA, T.; VIEIRA, L.J.S.; STEFANES, M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of white and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. **Biota Neotropica**, v. 12, n.2, p. 83-92, 2012.

ROQUE, F.O.; SIQUEIRA, T.; BINI, L.M.; RIBEIRO, M.C.; TAMBOSI, L.R.; CIOCHETI, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Understanding associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape filters. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 847–865, 2010.

ROQUE F.O.; TRIVINHO-STRIXINO S. **Spatial distribution of chironomid larvae in low-order streams in southeastern Brazilian Atlantic Forest, a multiple scale approach**. In: Contributions to the Systematics and Ecology of Aquatic Diptera – A Tribute to Ole A. Sæther (Ed. T Andersen), pp. 255–264, 2007.

ROQUE, F. O.; SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. T. Occurrence of chironomid larvae living inside fallen-fruits in Atlantic Forest streams, Brazil. **Entomology & Vectors**, v. 12, n. 2, p. 275-282, 2005.

ROQUE, F.O. **Chironomidae (Diptera) em correços de baixa ordem em áreas florestadas do estado de São Paulo, Brasil**. São Carlos: UFSCar, Tese de Doutorado (Ecologia e Recursos Naturais) -UFSCar, 71p, 2005.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, p. 69-77, 2001.

ROSA, B. F. J. V.; RODRIGUES, L. F. T.; DE OLIVEIRA, G. S.; DA GAMA ALVES. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 11, p. 7771-7779, 2014.

ROSA, B.F.J.V.; OLIVEIRA, V.C.; ALVES, R.G. Structure and spatial distribution of the Chironomidae community in mesohabitats in a first order stream at the Poço D'Anta Municipal Biological Reserve in Brazil. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 35, p. 1-13, 2011.

ROSA, B.F.J.V.; SILVA, M.V.D. OLIVEIRA, V.C.; MARTINS, R.T. & ALVES, R.G. 2011. Macroinvertebrates associated with bryophyta in a first-order Atlantic Forest stream, **Zoologia**, v. 28, n.3, p. 351–356, 2011b.

ROSEMOND, A. D.; PRINGLE, C. M.; RAMIREZ, A. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 515–523, 1998.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 488p, 1993.

ROY, A. H.; ROSEMOND, A. D.; PAUL M. J.; LEIGH D. S.; WALLACE J.B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). **Freshwater Biology**, v. 48, p. 329–346, 2003.

SAITO, V. S.; FONSECA-GESSNER, A.A. Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. **Acta Limnological Brasiliensis**, v. 26, n. 1, p. 35-46, 2014.

SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J.L. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhíço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, p. 95-104, 2008.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Hábitats de larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 13, n. 1, p. 29-38, 2001.

SCHENKOVÁ, J.; HELEŠIČ, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic - a small highland stream. **Hydrobiologia**, v. 564, n.1, p. 117–126, 2006.

SENSOLO, D.; HEPP, L.U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R.M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 48, p. 391-400, 2012.

SIMIÃO-FERREIRA, J.; DEMARCO, JR. P.; MAZÃO, G.; CARVALHO, A. R. Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. **Neotropical Entomology**, v. 38, p. 464–471, 2009.

SILVA, F. L.; MOREIRA, D.C.; RUIZ, S.S.; BOCHINI, L. Avaliação da importância da Unidade de Conservação na preservação da diversidade de Chironomidae (Insecta: Diptera) no córrego Vargem Limpa, Bauru, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, n. 4, p. 401-405, 2007.

SILVA, F. L.; RUIZ, S. S.; BOCHINI, G. L.; MOREIRA, D.C. Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 135-141, 2008.

SILVEIRA L.S.; MARTINS, R.T.; SILVEIRA, G.A., GRAZUL, R.M.; LOBO, D.P.; GAMA ALVES, R. Colonization by Chironomidae larvae in decomposition leaves of *Eichhornia azurea* in a lentic system in southeastern Brazil. **Journal of Insect Science**, v. 13, n. 20, 2013.



SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; EGLER, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in Southeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p.117-128, 2005.

SIMIÃO-FERREIRA J.; DE MARCO JR. P.; MAZÃO G.; CARVALHO A. R. Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. **Neotropical Entomology**, v.38, p. 464–471, 2009.

SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 201–207, 2009.

SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O.; COUCEIRO, S. R. M, TRIVINHO-STRIXINO, S., et al. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, v. 35, p. 183–192, 2012.

SOUZA, P.A.P. **Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas**. In: FELICIDADE, N. et al. Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil. São Carlos: Rima, p.55-66, 2001.

STATSOFT, INC. **STATISTICA (data analysis software system)**, version 7, 2004. Available online: <http://www.statsoft.com>

SUREN, A. M.; JOWETT, I. G. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, n. 4, p. 725-737, 2001.

SYROVÁTKA, V.; SCHENKOVÁ, J.; BRABEC, K. The distribution of chironomid larvae and oligochaetes within a stony-bottomed river stretch: the role of substrate and hydraulic characteristics. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 174, n. 1, p. 43-62, 2009.

SYROVÁTKA, V.; BRABEC, K. Effects of physical factors on chironomid larvae distribution at a mesohabitat scale. **Statistica**, v. 6, p. 0368-0770, 2006.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A.M.; MULLER, E.; DECAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrological processes**, v. 14, n. 16-17, p. 2959-2976, 2000.

THOMAZI, R. D.; KIIFER, W. P.; FERRERIA JR., P. D.; SÁ F. S. A sucessão ecológica sazonal de macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de atratores artificiais no rio Bubu, Cariacica, ES. **Natureza on line**, v. 6, n.1, p. 1-8, 2008.

TOWNSEND, C. R. The patch dynamics concept of stream community ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, 8: 36–50, 1989.

TRIVINHO-STRIXINO, S. 2011. **Larvas de Chironomidae**. Guia de identificação. UFSCar.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 67-76, 2010.

TUNDISI, J. G.; T. MATSUMURA-TUNDISI; R. HENRY; O. ROCHA; K. HINO. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo, p. 165-204. 1988. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos, USP- EESC/CRHEA/ACIESP.

VAN LOOY, K.; TORMOS, T.; FERRÉOL, M.; VILLENEUVE, B.; VALETTE, L.; CHANDESRIS, A.; SOUCHON, Y. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 408, p. 06, 2013.

VANNOTE, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R., & Cushing, C. E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VICTOR, R.; AL-MAHROUQI, A.I.S. Physical, chemical and faunal characteristics of a perennial stream in arid northern Oman. **Journal of Arid Environments**, n.34, p.465–476, 1996.

WAITE, I. R.; HERLIHY, A.T.; LARSEN, D.P.; URQUHART, N.S.; KLEMM, D.J. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 474–489, 2004.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MAYER, J. L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. (eds). **The ecology of regulated rivers**. Proceeding of the first symposium on regulated rivers, Erie, 1979, Pennsylvania.

WATANABE, H.M. **Bases para aplicação de índices biológicos no biomonitoramento de ambientes lóticos – comunidade bentônica**. (TESE DE DOUTORADO). Instituto de Biociências da USP. 120p, 2007.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analysis**. Springer, 3ed. 429p, 2000.

WILDERHOLM, T. (Ed.). 1983. Chironomidae of the Holarctic - Keys and diagnoses (Part 1 - Larvae). **Entomologica Scandinavica Supplement**, 19: 1- 457.

WOODWARD, G.; GESSNER, M. O.; GILLER, P. S.; GULIS, V., HLADYZ, S.; LECERF, A.; CHAUVET, E. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. **Science**, v. 336, n. 6087, p. 1438-1440, 2012.

WRIGHT, J.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M. (eds). **Assessing the biological quality of freshwaters – RIVPACS and other techniques**. Freshwater Biological Association: Ambleside. 373p, 2000.