



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Ecologia

Programa de Pós-graduação em Ecologia

**Macroinvertebrados bentônicos em áreas com
diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do
Ribeirão Mestre d'Armas, DF.**

Newton Tiago de Castro Silva

Brasília – DF
2007



Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF.

Newton Tiago de Castro Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Claudia Padovesi Fonseca

Brasília - DF
2007

**Não torneis a ninguém mal por mal,
esforçai-vos por fazer o bem
perante todos os homens;
se possível, quanto depender de
vós, tende paz com todos os
homens**

Rm 12:17,18

**Dedico este, a todos que laboram na busca
por respostas, evidências, indícios e dados.
Que possam abrir caminho para que outros
continuem a avançar e alcançar uma melhor
qualidade de vida coletiva.**

Agradecimentos

Especialmente agradeço a Deus, pelas oportunidades concedidas no caminho do aprendizado e na extensa pesquisa da pós-graduação.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, através da bolsa concedida.

Ao coordenador deste Programa de Pós-Graduação em Ecologia, o Professor Doutor John Du Vall Hay pelo apoio e compreensão durante todo o curso.

À professora Dra. Claudia Padovesi Fonseca, minha orientadora, pela paciência, orientação, competência em Limnologia e suporte de conhecimentos acadêmicos que viabilizaram a realização desta pesquisa.

Aos membros da comissão examinadora, pela disponibilidade de tempo e atenção na exaustiva leitura e análise deste trabalho.

À professora Dra. Maria do Socorro Rodrigues, suas sugestões, meticulosidade na forma, empenho, cuidado e conselhos.

À professora Dra. Maria Julia Martins Silva, pela atenção, orientação, compreensão, carinho e fornecimento de material bibliográfico.

Ao professor Dr. Marco Antonio S. Silva, por ter aceitado participar da comissão examinadora como membro suplente, se dispondo a ler o trabalho.

À professora Dra. June Springer Freitas, que mesmo não fazendo parte da banca, contribui muito com o seu vasto conhecimento limnológico.

Aos laboratórios de Geoquímica, na pessoa do professor Dr. Geraldo Boaventura e Ecologia, na pessoa da Dra. Mercedes Bustamante, pelas facilidades nas análises físicas e químicas.

Ao professor Dr. Kiniti Katayama pelo auxílio na pesagem do material em suspensão.

Aos técnicos Mardônio, pelo auxílio no transporte e apoio em campo, e à Consolação pelo carinho e atenção. Assim como aos demais prestadores de serviço em toda a UnB, que de forma direta ou indireta contribuíram para o desenvolvimento de todo o processo do ensino em Ecologia.

Às amigas e colegas de laboratório Adriana Fernandes, e Karina Salcedo pelas valorosas sugestões e auxílio na identificação dos organismos, tão necessárias para a conclusão do presente trabalho.

À Patrícia e Cíntia e todos os colegas pela amizade, apoio, consolo e solidariedade.

Agradeço especialmente ao amigo e companheiro Clayton Andreoni (Crespinho), por sua participação, encorajamento, preciosas sugestões, disponibilidade e auxílio na estatística e nas coletas.

Aos meus irmãos sangüíneos (Henrique e Diego) e fraternos, pelas orações e amor.

À Ellen, pelo amor, carinho, dedicação, encorajamento e paciência.

Ao meu “paizão”, pelo companheirismo, amor, correção, fidelidade e honestidade que sempre expressou.

A minha amada mãe, por todos os valores cristãos transmitidos aos filhos, pelos princípios sólidos que nos foram infundidos e principalmente por ter nos apresentado “O Oleiro”, que molda e conforma o barro (nosso eu) através da dor, calor e pressão, resgatando-nos por misericórdia, com o seu incondicional amor que nos transforma a cada momento.

Enfim, é difícil expressar minha infinita gratidão por tudo o que Ele tem concedido a mim. Espero estar submisso à sua vontade, alegre e receptivo à sua vida transformadora. Não sei o que o futuro me reserva, mas sei que não me é permitido ficar ancorado apenas no saber humano e na experiência pessoal, uma vez que posso esperar tudo Naquele em quem tenho crido, pois Ele é o doador da graça, vida e poder.

RESUMO

A sub-bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (Bacia do Rio São Bartolomeu, DF) está inserida numa área heterogênea quanto ao uso e ocupação do solo. Uma parte da bacia localiza-se dentro dos limites da área de proteção permanente da Estação Ecologia de Águas Emendadas, enquanto que a outra transita por áreas de médio e alto impacto ambiental. O objetivo do trabalho foi avaliar as condições ambientais da bacia do Mestre d'Armas através do uso de macroinvertebrados bentônicos. Foram coletadas amostras de água e sedimento em sete estações amostrais nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). As amostras de água foram processadas em laboratório (com exceção da temperatura da água, obtida no local da coleta) para a obtenção dos valores de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, material em suspensão e nutrientes inorgânicos (amônia e fósforo total). Os macroinvertebrados aquáticos (sedimento) foram amostrados com um coletor de bentos em forma de "D", com malha de 250 µm e então levados ao Laboratório de Limnologia da UnB, onde foram lavados sobre peneiras de 0,5 cm e 0,5 mm de malha, triados e identificados em estereomicroscópio, com auxílio de bibliografia especializada. As variáveis foram submetidas ao Teste Z (Wilcoxon) para avaliar eventuais diferenças entre os períodos chuvoso e seco. Para a avaliação da estrutura da comunidade e da qualidade de água, foram utilizados índices bióticos de diversidade (Shannon-Wiener), equitabilidade (Pielou) e similaridade (Sorensen), o índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) e a abordagem de Grupos Funcionais Tróficos. Os resultados mostraram considerável variação sazonal das variáveis abióticas e da comunidade de macroinvertebrados, que apesar de não alterar significativamente sua abundância, teve sua composição sensivelmente modificada ao longo do período de estudos. Houve principalmente variação espacial (ao longo dos pontos amostrais) das variáveis bióticas e abióticas, indicando ambientes com diferentes graus de preservação de suas características naturais.

Palavras-chave: macrobentos, bioindicadores, cerrado, rios, Distrito Federal.

ABSTRACT

The sub-basin of Ribeirão Mestre d'Armas (São Bartolomeu River Basin, DF) covers a heterogenous region including protection, rural and urban areas. Higher sub-basin is located within of permanent protection area named Ecological Station of Águas Emendadas. Midle and lower sub-basins cover areas with different environmental impacts. The aim of this work was evaluate the environmental conditions of Ribeirão Mestre D'Armas sub-basin on basis of benthic macroinvertebrates community. Water and sediment were collected in seven sample stations in rainy (December/2005) and dry (August/2006) periods. Water samples were processed in laboratory (except water temperature, obtained in the local of collection) in order to obtain the values of pH, water electric conductivity, dissolved oxygen (DO), turbidity, water suspended matter and inorganic nutrients (ammonium and total phosphorus). Temperature, turbidity, organic and inorganic suspended matter and ammonium were significantly higher in rainy (December/2005), while only pH and DO were significantly higher in dry season (August/2006; Wilcoxon, $p < 0,05$). For the macroinvertebrate analysis, three samples of sediment were collected at each sample site. In this study, 42 invertebrate taxa were found, among them the class Insecta was the most representative, with 10 orders. The variables were submitted to the Z-Test (Wilcoxon) to evaluate random differences between the rainy and dry periods. For the evaluation of the community structure and the water quality, biotical indices of diversity were used (Shannon-Wiener), equitability (Pielou) and similarity (Sorensen), the BMWP index (Biological Monitoring Working Party) and the approach of Functional Trophic Groups. The results showed relevant seasonal variation of the abiotic variables and the community of macroinvertebrates, which, in spite of not altering significantly its abundance, had its composition slightly modified through the study period. There was, above all, space variety (through the sample station) of the biotic and abiotic variables, indicating spaces with different degrees of preservation of their natural characteristics.

Key Words: macrobenthos, bioindicators, cerrado, rivers, Distrito Federal.

CONTEÚDO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.2. Objetivos..... | 9 |
| 1.3. Hipóteses..... | 9 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 10 |
| 2.1. Área de Estudo..... | 10 |
| 2.2. Amostragem..... | 11 |
| 2.2.1. Precipitação Pluviométrica..... | 14 |
| 2.2.2. Variáveis Físicas e Químicas..... | 14 |
| 2.2.2.1. Temperatura da Água, pH e Condutividade Elétrica..... | 14 |
| 2.2.2.2. Oxigênio Dissolvido (OD)..... | 14 |
| 2.2.2.3. Turbidez e Material em Suspensão..... | 15 |
| 2.2.2.4. Nutrientes Inorgânicos..... | 15 |
| 2.2.3. Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos..... | 16 |
| 2.3. Análise de Dados..... | 17 |
| 2.3.1. Índices de Diversidade, Equitabilidade, Similaridade e Riqueza Taxonômica..... | 17 |
| 2.3.2. Grupos Funcionais de Alimentação..... | 18 |
| 2.3.3. Índice BMWP Modificado..... | 18 |
| 2.3.4. Análise Exploratória das Variáveis Abióticas..... | 19 |
| 2.3.5. Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas..... | 20 |
| 3. RESULTADOS | 21 |
| 3.1. Precipitação Pluviométrica..... | 21 |
| 3.2. Análise das Variáveis Abióticas da Água..... | 21 |
| 3.2.1. Temperatura da Água..... | 21 |
| 3.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)..... | 22 |
| 3.2.3. Condutividade Elétrica..... | 23 |
| 3.2.4. Oxigênio Dissolvido..... | 23 |
| 3.2.5. Turbidez..... | 24 |
| 3.2.6. Material em Suspensão..... | 25 |
| 3.2.7. Nutrientes Inorgânicos..... | 26 |
| 3.2.8. Análise Exploratória das Variáveis Abióticas..... | 27 |
| 3.3. Análise da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos..... | 28 |
| 3.3.1. Grupos Funcionais de Alimentação..... | 33 |
| 3.4. Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas..... | 34 |
| 3.5. Qualidade de Água..... | 35 |
| 4. DISCUSSÃO | 37 |
| 5. CONCLUSÕES | 62 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 63 |
| Anexo | |

ÍNDICE DE FIGURAS

- Fig. 1 - Representação geográfica da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, com respectivos pontos de amostragem. Modificado de Pinelli (1999). **78**
- Fig. 2 - Aspectos de alguns pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, nas estações chuvosa (dez/05) à esquerda e seca (ago/06) à direita. A e B – Ponto 1 (Córrego Brejinho); C e D – Ponto 2 (Córrego Monteiro); E e F – Ponto 3 (Córrego Fumal); G e H – Ponto 4 (Córrego Fumal). **79**
- Fig. 3 - Aspectos de alguns pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, nas estações chuvosa (dez/05) à esquerda e seca (ago/06) à direita. A e B – Ponto 5 (Ribeirão Mestre d'Armas); C e D – Ponto 6 (Ribeirão Mestre d'Armas); E e F – Ponto 7 (Ribeirão Mestre d'Armas). **80**
- Fig. 4 - Chuva acumulada mensal X chuva normal climatológica (1961-1990), no DF, para os anos de 2005 **(a)** e 2006 **(b)**. Setas indicam o mês das amostragens. Fonte: INMET, modificado. **81**
- Fig. 5 - Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas temperatura da água (a), pH (b) e condutividade elétrica (c) nas sete estações amostrais da bacia Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). **82**
- Fig. 6 - Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas oxigênio dissolvido em mg/L e porcentagem de saturação (a), turbidez (b) e material orgânico em suspensão (c) nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). **83**
- Fig. 7 - Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas material inorgânico em suspensão (a), amônia (b) e fósforo total (c) nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). **84**
- Fig. 8 - Diagrama de ordenação (ACP) das variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH₃) e fósforo total (P), em relação aos sete pontos amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). P1 a P7 representam os pontos amostrais de mesmos números. **85**
- Fig. 9 - Abundância (número de organismos) dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados aquáticos amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas em 12/2005 (estação chuvosa) e em 08/2006 (estação seca). **86**

- Fig. 10 - Agrupamento das estações amostrais através da similaridade entre as famílias de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06) na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF). **86**
- Fig. 11 - Abundância relativa dos grupos funcionais de alimentação amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, ponto a ponto **(a)**, nos períodos de chuva e seca **(b)** e para toda a comunidade (chuva + seca) **(c)**. Raspadores; Cc – Coletores-catadores; Cf – Coletores-Filtradores e Pr – Predadores. **87**
- Fig. 12 - Diagrama de ordenação (ACC) entre as variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH₃) e fósforo total (P) e as bióticas (grupos taxonômicos) Oligochaeta (OLI), Hirudinea (HIR), Mollusca (MOL), Decapoda (DEC) Collembola (COL), Ephemeroptera (EPH), Odonata (ODO), Plecoptera (PLE), Hemiptera (HEM), Megaloptera (MEG), Trichoptera (TRI), Lepidoptera (LEP), Coleoptera (COP) e Diptera (DIP), amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). P1 a P7 representam as estações amostrais de mesmos números. **88**

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|--|-----------|
| Tabela 1 - Pontuações atribuídas às famílias de macroinvertebrados aquáticos para a avaliação da qualidade de água segundo o Índice BWMP modificado por Junqueira & Campos (1998). | 89 |
| Tabela 2 - Classificação da qualidade de água baseada no índice BMWP adaptado por Junqueira & Campos (1998) para a bacia do Rio das Velhas (MG). | 90 |
| Tabela 3 - Teste de Wilcoxon para a comparação de diferenças entre seca e chuva para as variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH ₃) e fósforo total (P) e para as variáveis bióticas índice de diversidade de Shannon (H'), índice de equitabilidade de Pielou (J'), riqueza taxonômica, grupos funcionais (Funcionais) e abundância de organismos, na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF). Destaque para as variáveis que apresentaram diferenças significativas (p<0,05). Sig. = Significância (p). | 90 |
| Tabela 4 - Valores mínimos, máximos e (médios ± desvios padrões) das variáveis abióticas amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). | 91 |
| Tabela 5 - Síntese dos resultados da ACP, com evidência nas variáveis abióticas amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas em dezembro de 2005 (chuva) e agosto de 2006 (seca). Destaque para os coeficientes de correlação maiores que 0,5. | 91 |
| Tabela 6 - Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e riqueza de táxons da comunidade de macroinvertebrados coletados nos sete pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) nas estação chuvosa (dez/05) e seca (ago/2006). | 92 |
| Tabela 7 - Abundância total (Abund.) e relativa (Ar) de organismos amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) em dezembro de 2005 (estação chuvosa) e em agosto de 2006 (estação seca). | 92 |
| Tabela 8 - Abundância relativa dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados aquáticos amostrados nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) para os períodos chuvoso (dez/05) e seco (ago/2006). | 94 |
| Tabela 9 - Matriz de similaridade para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/2006). | 94 |
| Tabela 10 - Grupos funcionais de alimentação coletados durante o períodos de estudo nos sete pontos amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) em dezembro de 2005 (estação chuvosa) e em agosto de 2006 (estação seca). | 95 |

- Tabela 11 - Síntese dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos de macroinvertebrados. Foram destacadas as variáveis com coeficientes de correlação ($r > 0,5$) em relação ao primeiro eixo de ordenação. **96**
- Tabela 12 - Classes de qualidade de água das estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas obtidas pela aplicação do Índice BMWP modificado (Junqueira & Campos, 1998) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados nas estações chuvosa (dez/05) e seca (ago/06). **97**

1. INTRODUÇÃO

Ambientes lóticos são partes integrantes da paisagem, e transitam desde cabeceiras e cursos d'água de pequeno porte, como riachos e córregos, até volumosos rios localizados em trechos mais baixos da bacia de drenagem (Horne & Goldman, 1994). Estes ecossistemas apresentam fluxo de água unidirecional em direção à foz (Vannote et al., 1980) e diferem grandemente em relação a variáveis como profundidade, vazão, velocidade de corrente e tipo de substrato (Allan, 1995).

Os ambientes lóticos podem ser divididos em classes de tamanho, variando de cabeceiras (rios de 1ª a 3ª ordens), rios de trecho médio (4ª a 6ª ordens) e grandes rios (7ª ordem ou superior; Silveira, 2004).

É característica de sistemas lóticos, um fluxo de água com arraste de materiais dissolvidos ou em suspensão, incluindo substâncias poluidoras. Em sistemas de pequeno porte, estes materiais são em grande parte provenientes da bacia de drenagem, devido a uma ampla superfície de interação com o ambiente terrestre. Esta tendência é decorrente desses riachos serem mais extensos que largos, além de serem bem rasos (Wetzel & Likens, 2000).

Em relação ao relevo, o Brasil central apresenta áreas com superfícies planas a suaves onduladas, as chapadas, situadas em cotas altimétricas acima de 1000 metros (MMA, 1998). Os sistemas de drenagem nesta região apresentam pequenos cursos d'água que nascem nas encostas das chapadas, e na porção inicial e mais alta,

geralmente são protegidos por uma densa mata de galeria (Ribeiro et al., 2001). Em condições naturais, estes ambientes são muito pobres em nutrientes, levemente ácidos, com baixa condutividade elétrica (até 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$), e com temperaturas que variam entre 17 e 20°C (Padovesi-Fonseca, 2006).

O conhecimento ecológico de ecossistemas lóticos integra o funcionamento do sistema como um todo, ou seja, visa o entendimento da interação das comunidades aquáticas com o meio físico e químico.

Dentre as espécies aquáticas, a maior parte tem vida livre, movimentando-se na água por meio de flutuação ou natação. Entretanto, um grupo de organismos se destaca por hábitos sésseis, vivendo em íntimo contato com os mais diferentes tipos de substrato, incluindo o sedimento. Este grupo, composto majoritariamente por invertebrados, é capaz de colonizar rapidamente ambientes tão diversos quanto rios e lagoas de oxidação (Medeiros, 1997).

Neste contexto, os macroinvertebrados bentônicos são extremamente importantes para o entendimento da estrutura e funcionamento destes ecossistemas (Moretti & Callisto, 2005).

No Brasil, os primeiros estudos sobre os organismos bentônicos datam da década de 30, e foram realizados em açudes do árido do Nordeste pelos limnólogos alemães Friedrich Lenz e Klie (Sioli, 2006). Já na década de 40, o limnólogo holandês Kleerekoper estudou de forma pioneira os invertebrados aquáticos de lagoas costeiras no Rio Grande do Sul.

A partir da década de 50, Harold Sioli desenvolveu importantes pesquisas na Amazônia, que posteriormente se tornou um importante centro de pesquisas limnológicas (Sioli, op cit). Na década de 70, formaram-se os principais grupos de estudos limnológicos do país, e a partir daí houve uma expansão gradativa no estudo dos invertebrados aquáticos (Esteves, 1998).

Com a intensificação dos estudos limnológicos, passou-se a conhecer mais a ecologia dos macroinvertebrados bentônicos e sua importância nos ecossistemas aquáticos. Estes organismos, além de participarem ativamente do metabolismo aquático (Allan, 1995), são geralmente sedentários e têm ciclos de vida relativamente longos. Fato que os torna incapazes de evitar, rapidamente, mudanças prejudiciais (Rosenberg & Resh, 1993).

Além disso, como existem representantes de macroinvertebrados bentônicos pertencentes a diversos grupos taxonômicos, temos uma vasta gama de organismos com variados graus de tolerância à poluição (Metcalfe, 1989). Por estas características peculiares, os invertebrados aquáticos são bons sensores de alterações ambientais, e por isso, têm sido cada vez mais utilizados como bioindicadores da qualidade de água (Navas-Pereira & Henrique, 1996; Junqueira et al., 2000).

Em contrapartida, como a fauna de macroinvertebrados engloba um grande número de táxons, um considerável obstáculo na pesquisa dos mesmos se encontra na dificuldade de identificação dos organismos. O nível de incerteza taxonômica para invertebrados aquáticos é grande devido ao fato dos estágios larvais imaturos serem muito parecidos

entre si, sendo difíceis de distinguir (Loyola & Brunkow, 1998; Silveira, 2004; Merrit & Cummins, 1996). Desta forma, se faz importante a formação de taxonomistas para auxiliar na identificação de organismos e no estudo da diversidade biológica.

Os primeiros trabalhos utilizando invertebrados bentônicos como bioindicadores de poluição surgiram nos Estados Unidos (Forbes, 1913 apud Wilhm, 1975; Richardson 1921 e 1925 apud Wilhm, 1975). E então, a partir da década de 70, o uso de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da qualidade de água se torna mais freqüente (Hynes, 1974; Hellawel 1978; Metcalfe, 1989; Rosenberg & Resh, 1993; Alba-Tercedor, 1996; Junqueira & Campos, 1998; Goulart & Callisto, 2003; Pompeu et al., 2005; Moretti & Callisto, 2005; Piedras et al., 2006).

As alterações na qualidade de água, resultantes de ações antrópicas, se manifestam pela redução da biodiversidade aquática decorrente da desestruturação do ambiente físico, químico e também de alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas. Sendo assim, o uso de bioindicadores permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (Callisto et al., 2001a).

Ambientes fortemente impactados apresentam poucas espécies que, se bem adaptadas, podem exibir ótimo desenvolvimento. O monitoramento de estações a montante e a jusante da fonte poluidora pode identificar as conseqüências ambientais em relação à qualidade de água e saúde do ecossistema aquático (Battezzore, 1992).

Como os macroinvertebrados aquáticos interagem localmente com o ambiente, os mesmos possuem alguns fatores físicos e químicos que influenciam sobremaneira o seu desenvolvimento e ocorrência. Dentre eles, destacam-se a velocidade da corrente, qualidade e disponibilidade de alimento, tipo de substrato, temperatura da água e concentração de gases como oxigênio e de enxofre. Estas variáveis compõem os fatores de influência sobre a ocorrência e a distribuição dos organismos bentônicos em cursos d'água (Palmer et al., 1994; Quinn & Hickey, 1994; Townsend et al., 1997; Hynes, 1970).

Por serem considerados bons bioindicadores da qualidade da água, sobretudo nos ambientes lóticos, os macroinvertebrados aquáticos têm sido muito utilizados em diversos índices bióticos para a caracterização da qualidade biológica da água. Estes índices são ferramentas de primeira grandeza para a avaliação da qualidade da água, uma vez que os parâmetros de referência constantes nas legislações são muitas vezes arbitrários, não levando em conta as diferentes capacidades de resiliência dos diversos ambientes (Alba-Tercedor, 1996).

Além de sua importância como organismos sensores, os macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel fundamental no fluxo de energia do ecossistema. Geralmente, estes organismos se situam em uma posição intermediária na cadeia alimentar, alimentando-se de algas e microrganismos como fonte primária de recurso alimentar. Representam também um papel importante na decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Ward et al., 1995; Callisto &

Esteves, 1998; Carvalho & Uieda, 2004), bem como fonte alimentar para peixes (Muñoz & Ojeda, 1997; Wong et al., 1998; Batzer, 1998) e pássaros insetívoros (Ward et al., 1995).

Com o objetivo de ampliar o conhecimento do metabolismo de sistemas lóticos, foi desenvolvido o conceito de grupos funcionais de alimentação, englobando táxons bentônicos com adaptações e hábitos alimentares semelhantes (Cummins & Klug, 1979).

Grupos funcionais de macroinvertebrados constituem uma boa ferramenta na avaliação da disponibilidade de recursos tróficos e seus usos em ecossistemas lóticos (Cummins & Klug, 1979; Mihuc, 1997; Callisto & Esteves 1998).

Os diferentes grupos funcionais refletem mudanças no tipo e localização dos recursos alimentares de acordo com a ordem do córrego. De forma que ocorrem alterações na dominância (em biomassa) destes grupos – fragmentadores, coletores, raspadores e predadores ao longo do rio (Vannote et al., 1980).

Na cabeceira, prevalece a matéria orgânica particulada grossa (>1 mm) proveniente da queda de folhas e galhos da vegetação ripária, sendo proeminente neste ambiente o grupo dos fragmentadores. Este grupo processa a matéria orgânica particulada grossa e além de assimilá-la, a transforma, por fragmentação, em matéria orgânica particulada fina e ultrafina (50 µm a 1 mm e 0,5 µm a 50µm, respectivamente). Os coletores, por sua vez, filtram ou coletam do sedimento a matéria orgânica particulada fina ou ultrafina.

Utilizando-se da abordagem de grupos funcionais, Vannote e colaboradores (1980) desenvolveram o Conceito do Rio Contínuo, que estabelece que das cabeceiras para a foz, os rios apresentam um gradiente contínuo de condições físicas e químicas. O que propicia uma série de respostas da biota, resultando em ajustes contínuos das comunidades, consistentes com os padrões de carga, transporte, utilização e estocagem de matéria orgânica ao longo do rio. Desta forma, as comunidades também formam um contínuo, com a finalidade de processar a energia com eficiência máxima, com as comunidades à jusante estando adaptadas a capitalizar as ineficiências de processamento à montante.

Atualmente, os ecossistemas aquáticos têm sofrido grandes pressões em decorrência do desmatamento, agricultura, urbanização, poluição e canalização dos cursos de água. Estes impactos, em geral, causam fragmentação do habitat e perda de integridade biológica (Kleine & Trivinho-Strixino, 2005).

No Bioma Cerrado, os ambientes lóticos têm sido cada vez mais estudados. Em sua maioria, os trabalhos realizados enfocam a avaliação da qualidade de água, da biodiversidade e o monitoramento de áreas degradadas.

Vários pesquisadores têm dado substanciais contribuições para o conhecimento deste importante ecossistema, dentre eles:

Medeiros (1997) caracterizou as comunidades de macroinvertebrados bentônicos da bacia do córrego Riacho Fundo (DF), com o objetivo de avaliar os efeitos da poluição sobre elas, bem como testar a eficiência dos índices biológicos nesta mesma bacia.

Pinelli (1999) estudou a geoquímica da água e dos sedimentos da bacia do Rio São Bartolomeu, tendo como um de seus objetos de estudo, a bacia do Ribeirão Mestre d'Armas.

Fernandes (2002) estudou o efeito da descarga orgânica de esgotos sobre a comunidade bentônica no Rio Melchior (DF).

Martins-Silva contribuiu com trabalhos sobre a fauna de moluscos do Planalto Central (Martins-Silva & Barros, 2001; Rocha e Martins-Silva, 2006).

Salcedo (2006) desenvolveu estudos sobre a importância ecológica de organismos bentônicos no Ribeirão Sobradinho (DF), um ambiente que sofre grandes impactos provenientes da intensa ocupação humana.

E por fim, Dutra (2006) avaliou a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos como forma de identificação de áreas prioritárias para conservação no vale do Paranã (GO).

Ainda assim, estudos em mananciais de pequeno porte, que incorporam divisores de importantes bacias hidrográficas do Brasil Central, como as da Platina e Tocantins/Araguaia ainda estão em desenvolvimento ou mesmo não foram publicados.

Desta forma, há carência de pesquisas que enfoquem comparativamente as diferenças físicas, químicas e biológicas entre áreas preservadas e impactadas.

Em vista disso, torna-se importante caracterizar as comunidades de macroinvertebrados aquáticos da bacia em estudo (Mestre d'Armas), analisando suas possíveis respostas a alterações na qualidade da água e a

possibilidade de utilizar estes organismos como bioindicadores de qualidade de água.

Deste modo, o presente estudo é muito relevante, pois abrange uma bacia hidrográfica desde a região de cabeceira, situada em área de preservação permanente (Estação Ecológica de Águas Emendadas) até locais de médio e alto impacto ambiental.

1.2. Objetivos

Analisar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06) ao longo do Ribeirão Mestre d'Armas;

Fazer inferências sobre a qualidade das águas da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), por meio da avaliação de variáveis abióticas da água, bem como com suas relações com as variáveis bióticas;

Comparar áreas com diferentes graus de preservação ambiental e de pressões antrópicas em relação a parâmetros físicos, químicos e biológicos.

1.3. Hipóteses

1. Existem diferenças na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre as estações amostrais estudadas e entre seca e chuva.
2. Existem diferenças na avaliação das características físicas e químicas da água entre os pontos de coleta.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O Distrito Federal, com uma área de 5.814 km² e uma população de aproximadamente 2.000.000 de habitantes, está situado em uma região de terras altas que servem como dispersores das drenagens que fluem para três importantes bacias fluviais do Brasil: Prata, Araguaia-Tocantins e São Francisco. Encontra-se totalmente inserido no Bioma Cerrado, um dos mais ricos em biodiversidade do planeta. O Distrito federal tem 40% de seu território inserido na Reserva da Biosfera do Cerrado, criada pela UNESCO. (SEDUMA – DF, acessado em 28/08/2007).

O estudo foi realizado na região administrativa de Planaltina, Distrito Federal, na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (Fig. 1), uma sub-bacia Rio São Bartolomeu (maior do Distrito Federal). A sub-bacia está localizada no nordeste da cidade de Brasília, entre os paralelos 15°33'12" e 15°41'41" e os meridianos 47°33'16" e 47°47'15".

O Ribeirão Mestre d'Armas possui uma área de drenagem de 186,58 km² e uma extensão de 15 km, com fluxo de vazão média variando de 6,26 a 1,96 m³/s nas épocas de chuva e de seca, respectivamente (ENGEVIX, 1994).

Quanto ao uso e ocupação do solo, a bacia hidrográfica do Ribeirão Mestre d'Armas é heterogênea, englobando regiões de preservação ambiental permanente (Estação Ecológica de Águas Emendadas), zonas rurais e alguns adensamentos urbanos, como

condomínios irregulares e a cidade de Planaltina (DF). Recebe assim, uma variedade de fontes poluidoras provenientes de atividades antrópicas. Estão em destaque efluentes domésticos e os provenientes da Estação de Tratamento de Esgotos de Planaltina, além de resíduos da agricultura (fertilizantes e defensivos), óleos e graxas vindos de oficinas na área urbana e de manutenção de máquinas e equipamentos agrícolas (Pinelli, 1999).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é Aw, ou seja, tropical de savana, apresentando duas estações bem definidas, uma fria e seca, entre maio e setembro, e outra quente e úmida, entre outubro e abril. A temperatura média situa-se acima de 20 °C (SEMATEC, 1992).

2.2. Amostragem

Foram realizadas coletas biológicas (sedimento), e de água, em sete estações amostrais ao longo do Ribeirão Mestre d'Armas (Fig. 1). As coletas foram realizadas em dezembro de 2005, na estação chuvosa e no período de seca em agosto de 2006, nos seguintes pontos:

Ponto 1 (15°35'32,1" S 47°38'13,6" W): Compreende o Córrego Brejinho (Fig 2A e B), sendo um trecho de cabeceira (primeira ordem), próximo à nascente. Localiza-se dentro da Estação Ecológica de Águas Emendadas e possui vegetação ripária exuberante. Predominam os substratos pedregosos, com abundância de matéria orgânica grossa, composta predominantemente por folhiço e galhagem.

Ponto 2 (15°35'18,9" S 47°39'34,4" W): Estação de coleta localizada no Córrego Monteiro (Figs. 2C e D.). Também situado na Estação Ecológica de Águas Emendadas, este córrego de segunda ordem possui substrato com areia grossa, pedriscos, folhas e galhos. A vegetação ripária é densa e muito bem preservada.

Ponto 3 (15°35'32,6" S 47°40'00,0" W): Córrego Fumal (Figs. 2E e F), trecho de segunda ordem, localizado ainda na Estação Ecológica de Águas Emendadas. Visualmente possui uma maior vazão se comparados aos pontos 1 e 2. Na maior parte, o substrato é composto por cascalho, e areia. Contudo pela presença de vegetação ripária bem preservada, também há abundância de folhas e galhos.

Ponto 4 (15° 36' 23,0" S 47° 41' 28,2" W): Situado no Córrego Fumal (Figs. 2G e H), esta estação amostral é localizada fora da Estação Ecológica de Águas Emendadas, tendo a jusante a cidade de Planaltina. Este ponto de segunda ordem é situado nas dependências de um pesque-e-pague que tem seu viveiro é abastecido pelo bombeamento de água do Córrego Fumal. O substrato é predominantemente composto por material mais fino (areia e silte) bem como por folhas. A vegetação ripária apresenta algum sinal de degradação, principalmente em decorrência do desmatamento para a instalação da bomba d'água do pesque-e-pague. As margens apresentam sinais de erosão.

Ponto 5 (15°62'08,6"S 47°66'44,9"W): Ribeirão Mestre d'Armas (Figs. 3A e B). Neste ponto, o ribeirão de terceira ordem se encontra dentro da cidade de Planaltina, e apesar de ter vegetação ripária

relativamente bem preservada, possui residências bem próximas à margem. É visível a degradação, evidenciada por lixo e entulho nas margens do ribeirão. Trecho utilizado para a pesca por moradores locais. Possui sedimento fino, com bastante matéria orgânica depositada, sendo abundante também folhagem no fundo. Ao revolver o sedimento para a coleta, se tornou evidente o cheiro de “ovo podre” característico do gás sulfídrico.

Ponto 6 (15° 38' 49,8" S 47° 40' 32,5" W): Ribeirão Mestre d'Armas (Figs. 3C e D). Ainda de terceira ordem, localizado a jusante da cidade de Planaltina, o Ribeirão Mestre d'Armas recebe à montante, os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Planaltina, DF. Situado próximo à rodovia, este ponto possui bancos de macrófitas, provavelmente devido ao excesso de matéria orgânica proveniente da estação de tratamento de esgotos da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). O substrato é predominantemente formado por cascalho e areia.

Ponto 7 (15° 39' 29,8" S 47° 40' 35,0" W): Ribeirão Mestre d'Armas (Figs. 3E e F). Ribeirão de quarta ordem, localizado em uma área ocupada em sua maior parte por chácaras, sendo que em algumas é praticada a agricultura de subsistência. Esta estação amostral possui rica vegetação ripária, e tem substrato predominantemente formado por seixos e areia grossa, onde são encontradas muitas folhas e galhos provenientes da vegetação ripária.

2.2.1. Precipitação Pluviométrica

Os valores de precipitação pluviométrica acumulada (mm de chuva por mês) da região administrativa de Planaltina foram cedidos pelo Instituto de Meteorologia (INMET).

2.2.2. Variáveis Físicas e Químicas

As amostras foram coletadas no dia 13 de dezembro de 2005 na estação chuvosa e no dia sete agosto de 2006, na estação seca, nas sete estações de coleta ao longo do Ribeirão Mestre d'Armas.

2.2.2.1. Temperatura da Água, pH e Condutividade Elétrica

A temperatura da água foi obtida por medição direta nos corpos d'água utilizando-se um termômetro de coluna de mercúrio.

Para a obtenção dos valores do potencial de hidrogênio (pH) e condutividade elétrica, foram coletadas amostras de água em frascos de vidro com tampa esmerilhada. Essas, por sua vez, foram lidas no Laboratório de Ecologia da Universidade de Brasília, no mesmo dia da coleta, por via dos aparelhos Digimed (condutividade elétrica em $\mu\text{S/cm}$) e Micronal (pH).

2.2.2.2. Oxigênio Dissolvido (OD)

Para a determinação das concentrações de oxigênio dissolvido na água (OD), foram coletadas amostras de água em frascos de vidro com tampa esmerilhada. As amostras foram fixadas em campo com os reagentes sulfato manganoso e azida sódica. As concentrações de

oxigênio dissolvido foram determinadas por meio do método titulométrico de Winkler, descrito em Golterman et al. (1978).

2.2.2.3. Turbidez e Material em Suspensão

Os valores de turbidez (FTU) foram obtidos no laboratório de Geoquímica da UnB, por via de leitura das amostras de água no espectrofotômetro Hach DR/2000.

O material em suspensão na coluna d'água (mg/L), foi obtido por meio do método gravimétrico (Wetzel & Likens, 2000). Seguindo tal técnica, foi feita a calcinação dos filtros a 450 °C por cerca de uma hora. Este procedimento visa à retirada de material orgânico que porventura se encontre no filtro. Depois de calcinados, os filtros foram pesados, e então utilizados na filtragem de um litro de água proveniente das estações amostrais. Os filtros com o material em suspensão filtrado (orgânico + inorgânico), foram novamente pesados. Então, os filtros foram novamente calcinados, conforme descrito anteriormente. Desta forma, pela diferença entre os pesos dos filtros com e sem material orgânico, chega-se às concentrações de material em suspensão (orgânico e inorgânico) na água.

Para a filtragem foram utilizados filtros Millipore Schleicher & Schüll de 0,45 µm de malha e 45 mm de diâmetro.

2.2.2.4. Nutrientes Inorgânicos

Para a mensuração das concentrações de fósforo total, e nitrogênio (amônia), foram coletadas amostras de água em recipientes

plásticos previamente lavados. As amostras foram levadas no mesmo dia da coleta para o laboratório de Geoquímica da UnB, e com a utilização do método colorimétrico (APHA, 1989), foram obtidas as concentrações dos nutrientes em mg/L, através da leitura das amostras no espectrofotômetro Hach DR/2000.

2.2.3. Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos

Foram coletadas três amostras biológicas para cada estação amostral. A amostragem foi feita com auxílio de uma rede de bentos em forma de “D”, com 250 µm de malha e 30 cm de largura. As amostras resultantes foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, e então levadas ao Laboratório de Limnologia da Universidade de Brasília onde foram lavadas em água corrente sobre peneiras de 0,5 cm e 0,5 mm de malha, e depois preservadas em álcool 70%. As amostras não lavadas de imediato, foram congeladas para a preservação da fauna macrobêntica. Esta técnica não se mostrou muito eficiente, uma vez que aparentemente houve deterioração dos organismos, dificultando o processo de identificação.

Os organismos foram identificados em estereomicroscópio com aumento máximo de 80x, com o auxílio de chaves de identificação de Merrit & Cummins (1996), Pes et al. (2005), Costa et al. (acessado em 15/07/06) e Salles (2006).

2.3. Análise dos dados

Para verificar se as variáveis bióticas e abióticas possuíam distribuição normal, foi feito o teste de Kolmogorov-Smirnov, com uso do programa SPSS for Windows. Como a maioria das variáveis não apresentou tal distribuição, optou-se pela utilização de métodos estatísticos não paramétricos para o teste dos dados. Foi utilizado o Teste Z de Wilcoxon (Siegel, 1956, apud Joachim-Bravo & Silva-Neto, 2004) para amostras pareadas também com uso do SPSS.

Para efeito de padronização dos dados, todas as variáveis abióticas, com exceção do pH, foram transformadas para $\log(x+1)$. Já os dados bióticos foram padronizados por $\sqrt{x+0,5}$, onde “x” é o valor original da variável.

2.3.1. Índices de Diversidade, Equitabilidade, Similaridade e Riqueza Taxonômica

Foi utilizado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988), ao nível de família, para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrada em cada estação amostral nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). Também foram obtidos índices de diversidade para toda a comunidade amostrada no período do estudo (chuva + seca).

Para o cálculo da equitabilidade da fauna encontrada nos pontos amostrais foi utilizado o índice de Equitabilidade de Pielou (Washington, 1984), ao nível de família, para as comunidades de macroinvertebrados

aquáticos coletados na estação chuvosa e seca, e também para todos os organismos amostrados (chuva + seca).

Para se avaliar o grau de similaridade entre os táxons de macroinvertebrados bentônicos amostrados nas estações de coleta, utilizou-se o índice de similaridade de Sorensen (1948, apud Odum, 1972), aplicado aos pares de pontos. Com os valores podendo variar de zero (nenhum táxon em comum) a um (todos os táxons em comum).

A partir da matriz de similaridade entre as populações amostradas nas estações de coleta, e com o auxílio do programa PC-ORD 4.10 (McCune & Mefford, 1999), foi produzida uma análise de agrupamento (cluster analysis), com os resultados ordenados em um dendrograma.

A determinação da riqueza taxonômica foi obtida pela contagem direta do número de táxons presentes nas amostras.

2.3.2. Grupos Funcionais de Alimentação

A separação dos organismos em grupos funcionais tróficos foi feita seguindo-se recomendações de Merrit e Cummins (1996) e Cummins, et. al (2005). Os organismos foram separados em fragmentadores, raspadores, coletores-catadores, coletores-filtradores e predadores.

2.3.3. Índice BMWP Modificado

Para a caracterização da qualidade das águas do Ribeirão Mestre d'Armas foi utilizado o índice biótico BMWP (Biological

Monitoring Working Party) adaptado de Hellawell (1978) por Junqueira & Campos (1998), em um estudo na bacia do Rio das Velhas (MG). O objetivo do índice é avaliar a qualidade da água de uma maneira relativamente rápida e pouco onerosa, através da pontuação obtida pela simples ocorrência das famílias em um determinado ponto (Tabela 1).

O BMWP adaptado inclui a adição de novas famílias comuns no ambiente cerrado. Os valores atribuídos às famílias variam de acordo com o grau de tolerância à poluição dos organismos e vai de um (organismos muito resistentes) a dez (organismos muito sensíveis). O somatório destes valores resulta em um “score” que classifica a água em classes que variam de I (excelentes) a V (muito ruins; Tabela 2).

2.3.4. Análise Exploratória das Variáveis Abióticas

Utilizando o PC-ORD 4.0 (McCune e Mefford, op.cit.), as variáveis abióticas foram ordenadas através de uma Análise de Componentes Principais (ACP). Neste método são reescritas as coordenadas das amostras em um outro sistema de eixos mais conveniente para a análise dos dados. Este tipo de representação é interessante, pois os componentes principais (eixos) são obtidos em ordem decrescente de máxima variância, ou seja, a componente principal um detém mais informação estatística do que a componente principal dois, e assim por diante. Desta forma, é comum que duas ou três componentes principais expliquem a maior parte da variância das amostras.

2.3.5. Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas

As relações espécie-ambiente foram analisadas através de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) também usando o PC-ORD 4.0. Foram realizadas 999 iterações para a obtenção do resultado gráfico. A ACC correlaciona simultaneamente duas matrizes, uma matriz de abundância de espécies por amostra e uma matriz correspondente de variáveis ambientais, por isso é chamada de análise de gradientes mista. Assim, produz uma ordenação simultânea de espécies, amostras e variáveis ambientais. Este procedimento dá origem a um diagrama de ordenação no qual os organismos (ou amostras), são representados por pontos e as variáveis ambientais por vetores. Sendo que, quanto maior o vetor, maior a correlação entre a variável e os eixos de ordenação, e maior a influência desta variável no padrão de variação da comunidade (ter Braak, 1994).

3. RESULTADOS

3.1. Precipitação Pluviométrica

O ano de 2005 apresentou um padrão de chuvas irregular. De janeiro a março houve valores altos de precipitação se comparados à média da chuva normal climatológica dos anos de 1961 a 1990 (Fig. 4a). Todavia, o mês de abril mostrou um valor de chuva acumulada muito baixo (menor que 50 mm). Este ano exibiu ainda, com exceção do mês de outubro (pouco chuvoso), valores de precipitação relativamente normais até o mês novembro. Destacadamente, o mês da coleta (dezembro), foi o mais chuvoso, apresentando um valor de precipitação bem alto, de quase o dobro da média dos anos de 1961 a 1990.

Já o ano de 2006 teve um padrão de chuvas mais regular. No geral, os valores de precipitação, com exceção do mês de outubro (muito chuvoso), não foram muito discrepantes se comparados à média de 1961 a 1990. Assim como no mês da coleta do período chuvoso (dez/05), a precipitação no mês de agosto também foi alta, aproximadamente três vezes maior do que a média dos anos 61 a 69 (Fig. 4b).

3.2. Análise das Variáveis Abióticas da Água

3.2.1. Temperatura da Água

A temperatura das águas do Ribeirão Mestre d'Armas variou mais fortemente na estação chuvosa (Fig. 5a). A temperatura mais baixa

(22°C) foi registrada no Ponto 1, havendo um aumento praticamente gradual até o Ponto 7 (26°C). A média das temperaturas amostradas na estação chuvosa foi de $23,95 \pm 1,44^\circ\text{C}$ (Tabela 4).

Já na estação seca, praticamente não houve variação na temperatura da água. Todos os pontos amostrais, com exceção do Ponto 1, apresentaram temperatura de 21°C (Fig. 5a). A média das temperaturas foi de $20,86 \pm 0,38^\circ\text{C}$ (Tabela 4).

Houve diferenças significativas na temperatura da água entre os períodos chuvoso e seco (Wilcoxon, $p < 0,05$; Tabela 3).

3.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Em relação ao potencial hidrogeniônico, as águas do Ribeirão Mestre d'Armas foram ácidas em todas as estações amostrais (Fig. 5b). Os menores valores de pH (5,3) foram registrados no Ponto 1, tanto na estação chuvosa quanto na estiagem. Parece ter havido tendência de crescimento dos valores de pH no sentido do gradiente longitudinal do ribeirão, sendo os superiores valores (6,46 e 6,66) encontrados nos pontos 5 e 6, na estação chuvosa e seca, respectivamente (Fig. 5b).

Houve diferenças significativas de pH entre os períodos chuvoso e seco (Wilcoxon, $p < 0,05$; Tabela 3).

A média dos valores de pH na estação chuvosa foi de $5,98 \pm 0,38$. Já na estação seca, a média foi de $6,38 \pm 0,49$ (Tabela 4).

3.2.3. Condutividade Elétrica

Os valores de condutividade elétrica da água aumentaram juntamente com a ordem do ribeirão, variando, na estação seca, de 2,85 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Ponto 1, até 131,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Ponto 7 (Fig. 5c). Na estação chuvosa, assim como na seca, também foi encontrado um valor muito baixo de condutividade elétrica no Ponto 1 (4,34 $\mu\text{S}/\text{cm}$), todavia, a tendência de crescimento em relação ao eixo longitudinal do ribeirão não foi tão evidente. Neste período, o maior valor (84,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi registrado no Ponto 5 (Fig. 5c).

A média dos valores de condutividade elétrica da estação chuvosa foi de $50,70 \pm 30,55 \mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que na estação seca a média foi de $79,40 \pm 42,40 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 4).

Não houve diferenças significativas nos valores de condutividade elétrica entre os períodos chuvoso e seco (Wilcoxon, $p > 0,05$).

3.2.4. Oxigênio Dissolvido

Houve considerável variação nas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, tanto entre seca e chuva, quanto entre os pontos. O padrão de comportamento desta variável foi basicamente o mesmo em termos de concentração e de porcentagem de saturação (Fig. 6a).

Entre as estações do ano, foram observadas diferenças expressivas na porcentagem de saturação deste gás, variando, por exemplo, de 52,64% no período chuvoso, para 73,81% na estação seca, no Ponto 6.

O período de chuvas também apresentou grandes variações nas concentrações de OD entre as estações amostrais. O Ponto 1, teve concentração de OD praticamente duas vezes maior do que o Ponto 6, tanto em mg/L, quanto em porcentagem de saturação (cf. Fig. 6a).

Maiores concentrações de OD foram encontradas no período de seca (ago/06) e nos pontos mais bem preservados (próximos a nascente). O Ponto 1 apresentou as maiores concentrações do gás, com 7,14 e 7,71 mg/L nos períodos de chuva e seca, respectivamente. O Ponto 6, logo a jusante da estação de tratamento de esgotos da Caesb, apresentou a menor concentração de OD registrada, 3,71 mg/L na estação chuvosa.

A média das concentrações de OD foi de $5,42 \pm 1,15$ mg/L na estação chuvosa, e de $6,38 \pm 1,05$ mg/L na estação seca (Tabela 4).

Houve diferenças significativas nas concentrações de oxigênio dissolvido entre as estações chuvosa e seca (Wilcoxon, $p < 0,05$; Tabela 3).

3.2.5. Turbidez

Os valores de turbidez (FTU), foram significativamente superiores na estação chuvosa, (Wilcoxon, $p < 0,05$).

Houve considerável variação nos valores de turbidez entre os pontos amostrais, sobretudo na estação chuvosa (Fig. 6b). Fato evidenciado, principalmente, pelo contraste dos valores desta variável entre os pontos mais preservados (de menor ordem) e os pontos menos preservados (de maior ordem). O maior valor de turbidez (256 FTU),

encontrado no Ponto 6, foi 22 vezes maior do que o menor valor (12 FTU), registrado no Ponto 2. Nesta amostragem (dez/05) a média dos valores de turbidez foi de $101,86 \pm 101,02$ FTU (Tabela 4).

Já na estação seca, foram encontrados baixos valores de turbidez, não havendo variação tão acentuada quanto na estação chuvosa. O menor valor (3 FTU) também foi registrado no Ponto 2. O pico máximo (11 FTU) ocorreu no Ponto 4. A média dos valores foi de $6,0 \pm 2,71$ FTU (Tabela 4).

3.2.6. Material em Suspensão

Provavelmente devido à alta quantidade de material alóctone arrastado pelo grande escoamento pluvial, na estação chuvosa houve tendência de aumento gradual do material em suspensão total, acompanhado pelo crescimento das concentrações do material inorgânico em suspensão. Nesta estação, as concentrações de material em suspensão (total) variaram de 3,84 mg/L (Ponto 2), até 33,77 mg/L (Ponto 6).

Aparentemente houve inclinação ao crescimento das concentrações de material orgânico em suspensão ao longo do gradiente longitudinal do ribeirão, entretanto esta tendência não se revelou homogênea (Fig. 6c).

Na estação seca, não se observou um padrão distinto nas concentrações do material em suspensão na coluna d'água. Foi registrada uma flutuação nas concentrações de material orgânico em suspensão, com concentrações variando de 0,64 no Ponto 1, até 2,65

mg/L no Ponto 7. Para o material inorgânico em suspensão, também não ficou evidente um padrão definido (Fig. 7a).

Houve diferenças significativas nas concentrações de inorgânico suspenso entre os períodos de chuva e estiagem (Wilcoxon, $p < 0,05$), entretanto, não houve diferenças significativas para o material orgânico em suspensão (Wilcoxon, $p > 0,05$; Tabela 3).

A média das concentrações de material inorgânico em suspensão foi de $17,83 \pm 10,39$ mg/L na estação chuvosa e de $2,45 \pm 1,99$ mg/l na estação seca. Já o material orgânico apresentou média de $1,84 \pm 1,23$ mg/L na estação chuvosa e de $1,23 \pm 0,69$ mg/L na estação seca (Tabela 4).

3.2.7. Nutrientes Inorgânicos

As concentrações de amônia (NH_3) variaram de forma acentuada tanto entre os pontos amostrais quanto entre os períodos de chuva e seca (Fig. 7b), sendo significativamente superiores (Wilcoxon, $p < 0,05$) as concentrações desta variável no primeiro período (Tabela 3).

Na estação chuvosa, foram detectadas altas concentrações (1,16; 1,81 e 1,39 mg/L) nos pontos 5, 6 e 7, respectivamente. Já na estação seca, as concentrações de amônia mostraram-se mais baixas, variando de indetectável no Ponto 2, até 0,64 mg/L no Ponto 7.

A amônia apresentou média de suas concentrações de $0,7 \pm 0,73$ mg/L na estação chuvosa e de $0,14 \pm 0,22$ mg/L na estação seca (Tabela 4).

As concentrações de fósforo total (P) apresentaram comportamento muito semelhante à amônia, havendo variação mais acentuada na estação chuvosa. Para este período, também foram detectadas maiores concentrações (0,24; 0,49 e 0,39 mg/L) deste nutriente nos pontos 5, 6 e 7, respectivamente (Fig. 7c).

A estação seca apresentou concentrações mais baixas de P, e assim como no caso da amônia, variou de indetectável no Ponto 2, até 0,58 mg/L no Ponto 7. Apesar das diferentes concentrações registradas não houve diferenças significativas nas concentrações de P entre períodos de chuva e seca (Wilcoxon $p > 0,05$; Tabela 3).

A média das concentrações de fósforo total foi de $0,16 \pm 0,20$ mg/L na estação chuvosa e $0,09 \pm 0,21$ mg/L na estação seca (Tabela 4).

3.2.8. Análise Exploratória das Variáveis Abióticas

A ordenação dos dados abióticos de chuva e seca foi feita através de uma Análise de Componentes Principais (ACP; Fig. 8). Nesta, foram obtidas correlações entre as variáveis físicas e químicas com o eixo 1 (r_1), e com o eixo 2 (r_2), e assim, gerado um gráfico de vetores, com os resultados expressos na Tabela 5.

Houve grande explicabilidade (85,4%) da variância total dos dados. Das nove variáveis, sete tiveram altos coeficientes de correlação (0,8 ou mais) com o eixo 1 (r_1). O eixo 1 explicou 62,97% da variância total e esteve positivamente correlacionado com os valores de OD e negativamente relacionado aos valores de turbidez, material inorgânico

em suspensão, material orgânico em suspensão, amônia, fósforo total e temperatura (Tabela 5). O componente principal dois (eixo 2) explicou 22,4% da variância total dos dados e esteve negativamente correlacionado aos parâmetros pH e condutividade elétrica, que apresentaram altos valores de correlação (maiores que -0,8) com este eixo.

Graficamente houve uma visível separação entre as estações de coleta nos meses de seca e de chuva (Fig. 8). Os pontos de seca, em sua maioria, estiveram correlacionados com o aumento dos valores de OD no eixo 1, e de pH e condutividade elétrica no eixo 2, o que é evidenciado pelos maiores valores de OD, pH e condutividade elétrica nos pontos bem preservados (Tabela 5). Já os pontos da estação chuvosa, com exceção dos pontos 1 e 2, foram mais correlacionados aos aumentos dos valores de material orgânico e inorgânico em suspensão, turbidez, temperatura, amônia e fósforo.

3.3. Análise da Comunidade de Macroinvertebrados

Bentônicos

Somadas as amostragens da estação chuvosa (dez/05) e seca (ago/06), foram coletados 534 macroinvertebrados bentônicos na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas. Houve considerável variação de diversidade, riqueza de táxons e equitabilidade entre as estações amostrais, principalmente entre os pontos bem preservados e impactados (Tabela 6).

Na estação chuvosa, o Ponto 2 apresentou maior diversidade (1,13 bits/ind.) e riqueza (17 táxons). O Ponto 5 mostrou a menor diversidade (0,05 bits/ind.) e riqueza, com apenas dois táxons amostrados.

Na estação seca, os maiores valores de riqueza (22 táxons) e diversidade (1,21 bits/ind.) foram encontrados no Ponto 1. Os menores valores de diversidade de Shannon-Wiener e riqueza foram encontrados nos pontos 7 e 5, respectivamente, com 0,27 bits/ind. para o primeiro e apenas 2 táxons para o segundo.

Em relação à comunidade de macroinvertebrados amostrados no estudo (chuva + seca), observou-se a mesma tendência de maiores valores de diversidade, equitabilidade e riqueza nos pontos bem preservados em contraste com menores valores nos pontos impactados. A diversidade, por exemplo, variou de 1,18 bits/ind. no Ponto 2, para apenas 0,36 bits/ind. no ponto 6, bem como a riqueza passou de 23 táxons no Ponto 1 para apenas seis táxons no ponto 7 (Tabela 6).

Em termos do índice de equitabilidade, o ponto que obteve a distribuição mais homogênea da comunidade foi o 4, com $J' = 0,49$ e $0,50$ nas estações chuvosa e seca, respectivamente. No período chuvoso, o menor valor do índice (0,08) foi encontrado nos pontos 5 e 6 (Tabela 6). Na estação seca os menores valores do índice (0,26 e 0,27) também foram encontrados nos pontos 5 e 6, respectivamente.

Considerando-se toda a comunidade macrobêntica amostrada na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (chuva + seca), o maior valor do

índice (0,49) também é encontrado no Ponto 4. O menor valor (0,19) foi registrado no Ponto 6 (Tabela 6).

Em relação a abundância (número de organismos) de macroinvertebrados aquáticos, não houve diferença significativa entre as estações chuvosa e seca, (Wilcoxon, $p > 0,05$; Tabela 3). Foram amostrados 234 organismos na estação chuvosa e 300 organismos na estação seca (Tabela 7).

Os pontos 2, 4, 6 e 7 apresentaram maior abundância de organismos bentônicos na estação chuvosa (dez/05), enquanto os pontos 1, 3 e 5 mostraram maiores abundâncias na estação seca (ago/06; Anexo).

No total, foram coletados organismos pertencentes a 42 táxons, divididos nos seguintes filos: Mollusca, Annelida e Arthropoda (Tabela 7). Dentre eles, o Filo Arthropoda foi o mais representativo, sobressaindo-se a Classe Insecta, com 10 ordens. Os grupos mais abundantes foram os Oligochaeta (toda a classe) e os insetos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata e Diptera (especialmente a família Chironomidae).

Apesar de não ter havido diferenças significativas entre o número de indivíduos amostrados nos períodos de chuva e estiagem, houve indícios de relevantes diferenças quanto à composição da comunidade entre os mesmos períodos (Fig. 9 e Tabela 8).

Em termos gerais, os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera e Diptera,

e os Gastropoda (Mollusca), foram mais abundantes no período seco (Tabela 7).

Em termos de abundância relativa, a classe Oligochaeta, por exemplo, representou 40,17% de toda a comunidade de macroinvertebrados coletados na estação chuvosa, e apenas 1,33% na estação seca (Tabela 8). Além disso, esse grupo, só foi presente nos pontos 5, 6 e 7, que são os mais impactados.

No Ponto 5, na estação chuvosa, foram coletados 89 quironomídeos (Chironomidae), em contrapartida, nenhum organismo foi amostrado na estação seca.

Houve considerável aumento na abundância relativa dos Ephemeroptera, que numericamente foram de 2,56% no período chuvoso para 15,0% da comunidade na estação seca. Trichoptera também apresentou a mesma tendência e variou de 2,14% na estação chuvosa para 11,67% na estação seca (Tabela 8). Em relação ao primeiro grupo, as famílias Leptohyphidae e Leptoplhebiidae foram as mais abundantes, com 38 organismos amostrados exclusivamente nos pontos 1, 2 e 3 (pontos preservados; Anexo).

Os Plecoptera, grupo conhecidamente sensível aos efeitos da poluição, ocorreu apenas nos pontos 1 e 2, mas ainda assim, em baixo número (Anexo).

Os elmídeos (família Elmidae), foram relativamente abundantes no período de estudo, representando 6,56% (abundância relativa) da comunidade amostrada na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (Tabela 7).

Contudo a ocorrência deste grupo foi restrita aos pontos amostrais de 1 a 4 (Anexo).

Chironomidae foi o grupo mais abundante, tendo abundância relativa de pouco mais de 40% da comunidade de macroinvertebrados amostrada durante o estudo. Sobressaíram-se às subfamílias Orthocladiinae com abundância relativa de 15,81% na estação seca e Chironominae com 27% na chuvosa (Tabela 7).

Em relação ao índice de similaridade de Sorensen, os resultados mostraram que as comunidades dos pontos preservados foram mais semelhantes entre si. Da mesma forma, as comunidades dos pontos impactados também foram mais semelhantes entre si do que se comparados com as comunidades dos pontos preservados (Tabela 9). Os pontos 1 e 2, por exemplo, apresentaram similaridade de 0,65 (65%), enquanto que os pontos 2 e 7, exibiram similaridade de apenas 11% entre suas comunidades. Já os pontos 6 e 7 (impactados) mostraram uma similaridade de 40% entre si.

A partir da matriz de similaridade (Tabela 9), foi elaborada uma análise de agrupamento para os índices de similaridade, através do Método Hierárquico do Vizinho Mais Próximo.

O resultado obtido no dendrograma (Fig. 10) corrobora o padrão de maiores similaridades entre os pares supracitados. O que é evidenciado pela formação de um grupo entre os pontos preservados (1 a 3), e um grupo entre os pontos mais impactados (4 a 7).

3.3.1. Grupos Funcionais de Alimentação

Assim como para a abundância de macroinvertebrados aquáticos, não houve diferenças significativas na composição dos grupos funcionais de macroinvertebrados entre as comunidades do período chuvoso e seco (Wilcoxon, $p < 0,05$; Tabela 3).

O grupo funcional que apresentou maior abundância relativa foi o dos coletores-catadores, com 76%. O grupo menos abundante foi o dos coletores-filtradores, descrevendo menos de 2% da comunidade do estudo, sendo este também, o grupo menos diverso, com apenas duas famílias amostradas (Tabela 10 e Fig. 11c).

A estação seca apresentou grupos funcionais mais diversos e representativos. O grupo funcional mais abundante foi o dos coletores-catadores, representando, numericamente, 84,19% da comunidade de macroinvertebrados amostrados na estação chuvosa, e 67,33% na estação seca.

O grupo funcional mais diverso foi o dos predadores, englobando 16 táxons (Tabela 10), e perfazendo 17,0% da comunidade de macroinvertebrados aquáticos na estação seca e 11,11% na estação chuvosa.

Para a comunidade estudada, é possível ver ainda, que os pontos mais preservados apresentaram uma maior diversidade e representatividade de grupos funcionais se comparados aos pontos impactados (Fig. 11a).

Comparativamente, a estação seca apresentou maior abundância de organismos fragmentadores, raspadores e predadores do que a estação chuvosa (Fig 11b).

Os organismos predadores foram ausentes nos pontos 6 e 7 e mais presentes nos pontos 2 e 3. Os coletores-filtradores foram pouco abundantes no ponto 1, mais abundantes nos pontos 2 e 3 e ausentes nos demais pontos (Fig 11a).

O grupo funcional dos fragmentadores foi observado apenas nos pontos 1, 2, 3 e 7 (Fig 11a). Os raspadores tiveram sua abundância máxima registrada no ponto 6, devido à contribuição dos moluscos. Por fim, o grupo funcional dos coletores-catadores, composto por membros cosmopolitas, abundou em todos os pontos amostrais (Fig. 11 a).

3.4. Análise Integrada das Variáveis Bióticas e Abióticas

A ordenação das relações espécie-ambiente para as estações de seca e chuva foi feita através de uma Análise de Correlação Canônica (ACC), que explicou 56,4% da variância total dos dados (Fig. 12). O eixo 1 explicou 44,90% da variância dos dados e esteve positiva e fortemente correlacionado com as variáveis amônia, fósforo total, turbidez, material orgânico e inorgânico suspenso, e em menor grau com pH e condutividade elétrica (Tabela 11). O mesmo eixo está negativa e fortemente correlacionado (-0,86) com o aumento das concentrações de OD. Já o eixo 2 não apresentou forte correlação com nenhuma das variáveis.

Dos parâmetros biológicos, as únicas variáveis que apresentaram coeficientes de correlação com o eixo 1 (r_1) maiores que 0,5 foram Oligochaeta, Hirudinea e Coleoptera. Dentre eles, os dois primeiros estão relacionados positivamente com o eixo 1 e conseqüentemente com as variáveis supracitadas (MIS, MOS, NH_4 , P, Temp, pH e Cond.) e o terceiro (Coleoptera) correlacionado negativamente com o eixo 1, estando, desta forma, associado às elevadas concentrações de OD.

Os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), grupos mais sensíveis à poluição, estiveram correlacionados positivamente com a concentração de OD (Fig. 12), indicando necessidade de águas de melhor qualidade para a sobrevivência.

3.5. Qualidade da Água

A aplicação do Índice BMWP modificado por Junqueira & Campos (1998), na águas do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), forneceu resultados consonantes com os demais parâmetros até aqui estudados. As estações amostrais apresentaram águas pertencentes às classes I, II, III, IV e V (Tabela 12). Os pontos mais a jusante (impactados) apresentaram menores valores do Índice BMWP, indicando águas de pior qualidade.

O Ponto 1 foi o que exibiu o maior valor (137 pontos), sinalizando águas de classe I, ou seja, águas muito limpas. O menor "score" foi obtido no Ponto 4 (16 pontos), indicando águas de Classe V (muito ruins). Todavia, a dificuldade de coleta dos organismos neste ponto, pode ter contribuído para o baixo valor do índice.

Dentre os pontos que se encontram fora da Estação Ecológica de Águas Emendadas, o Ponto 5 foi o que mostrou melhor qualidade de água (classe III; satisfatória). As estações amostrais 6 e 7, que têm a ETE de Planaltina à montante, apresentaram baixas pontuações, com águas de classe IV (ruins).

4. DISCUSSÃO

Os ecossistemas aquáticos são ambientes complexos, que interagem intimamente com a geomorfologia e a fisiologia do local. Estes sistemas respondem ao clima, ao histórico e magnitude das alterações desenvolvidas em suas circunvizinhanças. Os rios são os receptores finais das alterações que ocorrem em sua bacia drenagem (Moreno & Callisto, 2004). Sendo assim, os ambientes lóticos respondem não apenas a impactos pontuais, mas refletem as conseqüências das atividades humanas desenvolvidas em suas adjacências.

Os ecossistemas lóticos apresentam características peculiares em relação à dinâmica do movimento da água. Estes ambientes são sistemas abertos, e apresentam fluxo contínuo e unidirecional da nascente para a foz (Vannote et al., 1980). Os fatores climáticos definem suas condições hidrológicas e ecológicas e assim, a heterogeneidade física dos sistemas lóticos influencia a composição das comunidades aquáticas, sua produtividade e padrões de biodiversidade.

Além destes fatores, a geologia, a vegetação marginal e os diferentes usos e ocupações do solo contribuem efetivamente para a qualidade física, química e biológica de um corpo d'água (Schäfer, 1985). Portanto, o estado atual de um sistema lótico é reflexo de alterações espaciais e temporais provenientes de um mosaico de condições abióticas e bióticas (Resh et al., 1988).

Neste aspecto, a sub-bacia do Ribeirão Mestre d'Armas é heterogênea, pois possui ambientes com diferentes níveis de

preservação de suas características naturais. Há forte contraste, até mesmo visual, entre as estações amostrais preservadas e alteradas.

As estações amostrais 1, 2, 3 ficam situadas dentro da Estação Ecológica de Águas Emendadas (área de proteção permanente). Os pontos 1 e 2 são ambientes praticamente intocados, com densa vegetação marginal e boa diversidade de habitats. Já o Ponto 3, apesar de também se situar em área protegida, fica localizado a jusante da barragem para captação de água da CAESB, e por isso não é um ambiente totalmente natural, apresentando alterações decorrentes do represamento à montante.

Os pontos de 4 a 7 estão localizados em áreas urbanas, semi-urbanas (chácaras) e agrícolas, que contribuem com diferentes formas de alteração humana.

Tais alterações provocam tanto mudanças físicas e químicas (e.g. alteração do canal e diminuição da concentração de OD), quanto biológicas, como variações na composição e abundância do macrobentos. O impacto destas alterações é propagado a jusante devido ao transporte de massas de água e de sedimento de origem alóctone ou erodido das margens (Callisto et al., 2001b; Vannote et al., 1980).

Os parâmetros físicos e químicos são de grande importância para as comunidades aquáticas, determinando a ocorrência e distribuição dos organismos (Kleerekoper, 1990). No bioma Cerrado, estes parâmetros apresentam forte variação sazonal, em virtude das

consideráveis diferenças de pluviosidade entre os períodos de seca e de chuva.

Em ambientes lóticos, nos períodos de chuva intensa, grandes quantidades de partículas do solo da bacia de drenagem são erodidas e carregadas pelas águas, atingindo os corpos d'água e causando aumentos dos valores de turbidez e sólidos suspensos e conseqüente diminuição da transparência da água (Maier, 1978).

Durante o período de estudo, a bacia do Mestre d'Armas mostrou um padrão de precipitação pluviométrica característico da região. Entretanto, no período das coletas de chuva (dez/05) e seca (ago/06) foram observados altos índices pluviométricos, o que causou alterações nas condições químicas da água.

Estudando um riacho da Serra de Itatinga (SP), Ribeiro & Uieda (2005), constaram que o aumento da precipitação causou alterações em variáveis abióticas como pH, condutividade elétrica e temperatura da água.

Os resultados do trabalho apontaram a precipitação como um fator de grande influência não só sobre as variáveis abióticas, mas também sobre comunidade dos macroinvertebrados bentônicos. Esta variável, provavelmente foi responsável por alterações na riqueza e diversidade de táxons.

Dentre as variáveis abióticas, a temperatura da água é um fator de muita importância na estrutura da comunidade de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos. Sua variação anual é provavelmente responsável pela maior parte da variação espacial e pela

presença e/ou ausência dos insetos bentônicos (Ward & Stanford, 1982).

A variação sazonal desta variável nos corpos d'água faz parte do regime climático, no qual as temperaturas atmosféricas são consequência de parâmetros físicos como altitude, latitude, estação do ano e período do dia.

No presente estudo, tivemos dois panoramas distintos, o primeiro, na amostragem do período chuvoso (dez/05), onde houve grande variação da temperatura ao longo dos pontos, em um gradiente crescente e contínuo. O segundo, na estação seca (ago/2006), onde os pontos amostrais apresentaram praticamente a mesma temperatura.

As diferenças espaciais (entre pontos amostrais) na temperatura da água observadas no período chuvoso podem ser explicadas tanto pelo aquecimento diurno, visto que as coletas aconteciam ao longo do dia, quanto pela maior insolação nos pontos mais a jusante, que além de terem águas mais turvas (que assimilam mais o calor) ainda apresentaram menor cobertura vegetal.

Os resultados deste trabalho indicaram variações temporais da temperatura da água, uma vez que foi observado um padrão definido pelo clima da região, com valores mais elevados no período chuvoso (mais quente), e menores no inverno, corroborando dados observados em uma pesquisa no bioma cerrado (Leitão, 2006).

Em relação ao potencial hidrogeniônico, as águas da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas foram ácidas em todas as amostragens. Estudos realizados na bacia do rio São Bartolomeu por Salcedo (2006)

e Fernandes (2007) corroboram o padrão de águas ácidas nos mananciais do cerrado.

Alguns fatores como tipo de solo e decomposição de matéria orgânica podem contribuir para um aumento ou diminuição do pH. Ecossistemas de cerrado apresentam solos ácidos (Peláez-Rodrigues et al., 2000), e em decorrência disto, rios que drenam regiões de cerrado também apresentam águas ácidas, o que pode explicar os menores valores de pH registrados na estação chuvosa. Outra possível explicação é o aumento na concentração de íons H^+ provenientes da dissociação do dióxido de carbono eliminado na decomposição, aumentada pelo excesso de matéria orgânica carregada da bacia de drenagem pelas águas da chuva (Esteves, 1998).

Os menores valores de pH foram registrados nos pontos mais a montante (1 a 4). O menor valor (5,3) foi encontrado no Ponto 1. Fernandes (2007) também encontrou valores baixos de pH neste mesmo ponto (4,3).

Outra variável abiótica de importância para as comunidades aquáticas é a condutividade elétrica. Para Esteves (1998), este parâmetro constitui uma das variáveis mais importantes em limnologia, visto que pode fornecer relevantes informações a respeito de processos importantes no ecossistema aquático, como produção (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores).

Fatores como a geologia da bacia de drenagem dos afluentes, o regime de chuvas e a influência humana, influenciam a composição de íons nos ecossistemas aquáticos (Allan, 1995).

Desta forma, os maiores valores encontrados nos pontos com menor preservação natural, podem ser decorrentes tanto do acréscimo direto de íons dos efluentes, quanto da decomposição do material orgânico proveniente dos assentamentos urbanos e da estação de tratamento de esgotos de Planaltina, DF.

Foram encontrados baixos valores de condutividade elétrica no Ponto 1 (2,85 e 4,34 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, valores próximos aos encontrados por Fernandes (2007) no mesmo ponto.

Mesmo não tendo sido encontradas diferenças temporais (entre chuva e seca) significativas (Wilcoxon, $p > 0,05$), aparentemente houve uma tendência de maiores valores de condutividade elétrica na coleta do período seco (ago/06). Estudos de Ribeiro & Uieda (2005) em um riacho na Serra de Itatinga, SP, também revelaram maiores valores de condutividade elétrica na estação seca. Este fato talvez seja devido ao efeito de concentração de íons, uma vez que com a diminuição da precipitação, o ribeirão reduziu o seu volume.

Houve considerável variação nos valores de condutividade elétrica entre os pontos amostrais. Os menores valores desta variável foram encontrados nos pontos mais a montante (1 a 4).

Foram encontrados altas condutividades elétricas (114,2 e 131,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) nos pontos 6 e 7, respectivamente, revelando águas com altos teores de eletrólitos. Estes valores foram semelhantes aos encontrados por Rios & Calijuri (1995; 15,88-121,32 $\mu\text{S}/\text{cm}$) em trechos impactados

da bacia do Rio Feijão, SP, e até superiores aos apresentados por Salcedo (2006; máximo de 100,71 $\mu\text{S}/\text{cm}$) no Ribeirão Sobradinho, DF.

O padrão de comportamento da condutividade elétrica na bacia estudada foi semelhante ao estudo realizado em um gradiente longitudinal na bacia do Rio Macaé (RJ), onde Baptista et al. (1998) encontraram menores valores de condutividade elétrica nos cursos d'água de cabeceira.

Em limnologia, o oxigênio dissolvido é considerado uma das variáveis mais importantes para a caracterização dos ecossistemas aquáticos, assim como para a manutenção da vida aquática. Sua concentração na água depende do equilíbrio dinâmico entre a entrada deste gás através da fotossíntese e difusão pela atmosfera, e de seu consumo pela oxidação química e biológica (Wetzel & Likens, 2000).

Sob condições normais, ambientes lóticos apresentam altas concentrações de oxigênio dissolvido (Allan, 1995), e em virtude da grande superfície exposta, pouca profundidade e constante movimento, em geral, córregos são especialmente oxigenados (Odum, 2001).

Moreno & Callisto (2004) demonstraram que os valores de condutividade elétrica, fósforo, nitrogênio (amoniaco e total), sólidos dissolvidos e turbidez, são menores nos ambientes naturais, e, inversamente, as concentrações de oxigênio dissolvido são maiores. De fato, este padrão foi revelado na bacia estudada.

Assim como descrito por Branco & Necchi (1997) em três rios do noroeste do estado de São Paulo, as águas amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas foram mais oxigenadas nos pontos mais

preservados (1, 2 e 3), com um gradiente longitudinal decrescente nas concentrações deste gás.

As concentrações e as porcentagens de saturação de oxigênio dissolvido foram significativamente superiores na estação seca (Wilcoxon, $p < 0,05$). Um fator que contribui para a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido é a entrada de material orgânico alóctone proveniente da área de drenagem dos córregos, o que resulta em uma maior atividade biológica e maior depleção das reservas de OD (Santos, 1993; Rocha et al., 1991).

Como o OD em mg/L e em porcentagem de saturação tiveram o mesmo padrão de variação, pode-se afirmar que as variações na concentração foram devidas aos menores estoques do gás dissolvido na água, e não às diferentes temperaturas encontradas nos pontos amostrais.

O oxigênio dissolvido reflete e responde a alterações de outros parâmetros físicos e químicos, e sua redução é comum em ambientes alterados (Fernandes, 2002). No presente estudo, as menores concentrações desta variável nos pontos com alterações antrópicas, podem ser explicadas em função do aumento da decomposição do material proveniente do enriquecimento orgânico vindo tanto dos assentamentos urbanos, quanto da estação de tratamento de esgotos de Planaltina (DF).

Um estudo feito no Ribeirão Mestre d'Armas por Carvalho (2005), utilizando a média da concentração de oxigênio dissolvido dos anos de 1993 ao 2000, reporta um valor médio de 3,02 mg/L, em estações de

coletas semelhantes (próximas) aos pontos 5, 6 e 7. Desta forma, comparando-se com os valores obtidos no presente estudo ($5,42 \pm 1,15$ mg/L), parece ter havido uma melhoria na oxigenação do Ribeirão Mestre d'Armas.

Os valores de turbidez foram significativamente superiores na estação chuvosa (Wilcoxon, $p < 0,05$), corroborando o mesmo padrão encontrado em rios e córregos da região Centro-Oeste por Medeiros (1997), Fernandes (2002) e Salcedo (2006). De forma geral, maiores valores de turbidez no período chuvoso estão relacionados com o maior aporte de material alóctone e revolvimento de sedimento, o que causa uma diminuição da transparência da água.

Houve tendência desta variável apresentar menores valores nos pontos mais preservados, corroborando resultados de Moreno & Callisto (2004) em uma pesquisa na bacia do Rio das Velhas (MG). Na bacia estudada, os aumentos dos valores de turbidez foram relacionados as maiores concentrações de material em suspensão.

O material orgânico em suspensão não foi significativamente diferente entre as estações do ano (Wilcoxon, $p > 0,05$), contudo houve tendência de aumento das concentrações ao longo do gradiente longitudinal do ribeirão. As concentrações de material inorgânico em suspensão foram significativamente superiores na estação chuvosa (Wilcoxon, $p < 0,05$), provavelmente devido ao maior carreamento de partículas inorgânicas provenientes do fluxo pluvial.

Em relação à concentração de nutrientes inorgânicos na água, a bacia do Ribeirão Mestre d'Armas se mostrou heterogênea.

Comparando-se os pontos preservados (1, 2 e 3) com os impactados (4, 5, 6 e 7), o primeiro grupo apresentou menores concentrações de amônia e fósforo total. Entretanto, ainda assim foram encontradas concentrações de amônia relativamente altas nos pontos preservados. O Ponto 1, por exemplo, apresentou, no período chuvoso (dez/05) uma concentração de 0,13 mg/L de amônia, valor maior do que o encontrado por Medeiros (1997) em quatro de suas estações amostrais na bacia do córrego Riacho Fundo (DF), no período chuvoso.

Os pontos não preservados, principalmente o 5, 6 e 7, em pelo menos uma das estações do ano, exibiram concentrações elevadas de amônia e fósforo total. Altas concentrações destes nutrientes sinalizam ambientes com graus aumentados de trofia (Esteves, 1998).

Os pontos 5, 6 e 7, apresentaram concentrações elevadas de amônia, variando de 1,16 (Ponto 5) a 1,81 mg/L (Ponto 6), no período chuvoso. Este último valor é bem superior aos encontrados por Mozzer (2003) na transição chuva-seca (0,11 mg/L) e seca-chuva (0,20 mg/L), em ambientes lóticos na bacia do Rio Descoberto (DF), e talvez seja devido à contribuição deste composto dada pela estação de tratamentos de esgoto que este ponto tem logo à montante.

Houve um pico na concentração de amônia no Ponto 3 na estação chuvosa (0,21 mg/L). Assim como demonstrado por Galli & Rocha (1998), em córregos de São Carlos (SP), este impacto pode ser decorrente do represamento que ocorre a montante para efeito de captação de água.

As concentrações de amônia no período chuvoso foram significativamente superiores as do período seco (Wilcoxon, $p < 0,05$), o que pode ser devido às maiores temperaturas do período, que tornam os nutrientes disponíveis na coluna d'água.

O padrão de comportamento das concentrações de fósforo total foi praticamente o mesmo da amônia, com maiores valores encontrados nos pontos 5, 6 e 7 (impactados), no período chuvoso. As maiores concentrações foram 0,49 (chuva; Ponto 7) e 0,58 mg/L (seca; Ponto 7), valores muitas vezes maiores do que os encontrados por Medeiros (1997) em amostragens de seca e chuva na bacia do Córrego Riacho Fundo (0,0068 mg/L-0,0573 mg/L).

No Ponto 5, ao se revolver o sedimento no momento da coleta, foi percebido um forte cheiro de “ovo podre”, característico do gás sulfídrico, muito presente em ambientes com grau de trofia aumentado, onde os processos de decomposição são elevados. Vale lembrar, que este mesmo ponto é utilizado por pescadores locais. Outros sinais de degradação perceptíveis nas amostras de sedimento dos pontos não preservados foram restos de vidro, tecido e plástico.

Para a ordenação das variáveis abióticas em relação às características dos pontos de coletas, foi construída uma análise de componentes principais. Nela, o eixo 2 separou claramente as estações amostrais dos meses de seca e de chuva. Os pontos mais a jusante (5, 6 e 7), principalmente na estação chuvosa, estiveram fortemente correlacionados às variáveis que tiveram seus valores aumentados neste período, dentre elas a temperatura da água, pH, material

orgânico em suspensão, material inorgânico em suspensão e fósforo total.

Os pontos de 2 a 7, que tiveram os mais altos valores de condutividade e pH no período seco, correlacionaram-se negativamente com o eixo 2, contudo positivamente com estas variáveis.

Na estação seca, por sua vez, não houve clara separação dos pontos amostrais, com exceção dos pontos de coleta 1 e 7, que se distanciaram dos demais.

A parte positiva do eixo 1, aparentemente, representa o trecho preservado da bacia, com altas concentrações de oxigênio dissolvido. O que é evidenciado pela maior correlação positiva que os pontos 1, 2 e 3, notadamente na seca, tiveram com o eixo 1. Já os pontos impactados apresentaram correlações negativas com esse eixo, sinalizando menores concentrações de OD nestas estações amostrais.

No estudo dos macroinvertebrados aquáticos a precipitação é um importante parâmetro, pois nos períodos chuvosos, com aumento da vazão, pode haver desestabilização do substrato, reduzindo o número de habitats disponíveis, assim como o arraste (drift) de organismos, diminuindo a abundância da comunidade (Merritt & Cummins, 1996; Dudgeon, 1996; Silveira et al., 2006).

O padrão de distribuição de macroinvertebrados aquáticos é resultado da interação entre o hábitat, as condições do meio físico, que compreende o hábitat (substrato) e a disponibilidade alimentar (Resh & Rosenberg, 1984; Merritt & Cummins, 1996) Todos estes fatores, agindo concomitantemente, geram nos corpos d'água, um mosaico de

diferentes condições, o que torna estes ambientes especialmente heterogêneos e complexos.

Apesar de inúmeras pesquisas evidenciarem um padrão de maior abundância de macroinvertebrados bentônicos no período seco (Baptista et al, 2001; Callisto et al., 2004), numericamente, não houve diferença significativa (Wilcoxon $p > 0,05$) para a abundância da fauna macrobêntica entre os períodos chuvoso (dez/05) e seco (ago/06). Entretanto, um estudo realizado em um riacho de serra em Itatinga (SP), também mostrou o mesmo padrão de abundância, com este parâmetro não diferindo significativamente entre os períodos de chuva e seca (Ribeiro & Uieda, 2005).

O fato da abundância não ter diferido significativamente entre os períodos chuvoso (dez/05) e seco (ago/06), pode ter algumas explicações não mutuamente exclusivas. A primeira, diz respeito à elevação no aporte de material alóctone carregado para o leito do ribeirão, aumento do volume de água, profundidade e largura do riacho na estação chuvosa, devido à maior vazão. Segundo Callisto et al. (2001b), estes fatores contribuem para o aumento do número de habitats disponíveis para macroinvertebrados bentônicos.

Outro fator que pode ter cooperado para a alta abundância no verão, foi à elevação da temperatura da água neste período, que aumenta a taxa em que os nutrientes aderidos aos sólidos suspensos são convertidos em formas (solúveis) prontamente disponíveis para os macroinvertebrados (Silveira, 2004).

O mês de agosto do ano de 2006 (período da coleta de seca), apresentou um valor relativamente alto de pluviosidade, o que pode ter causado desestabilização do substrato (perda de habitats) e arraste de organismos, diminuindo, desta forma a abundância da comunidade macrobêntica amostrada.

Em geral, a diversidade e abundância aumentam com a estabilidade do substrato e a presença de detritos orgânicos (Allan, 1995; Vannote, et al., 1980). Em contrapartida, Bispo & Oliveira (1998) ressaltaram que, na estação chuvosa, as perturbações causadas pelo aumento da vazão e da turbidez provocam diminuição do perifíton, fonte de alimento da macrofauna, fato que pode proporcionar uma diminuição na riqueza de táxons. Outro fator que pode ocasionar perda de diversidade é a desestabilização do sistema ecológico causado pela interferência humana (Oliveira et al., 1997).

Contudo, a comunidade macrobêntica estudada na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas não apresentou diferenças temporais (entre chuva e seca) significativas para a riqueza taxonômica e a diversidade de Shannon-Wiener. Todavia, há que se considerar que, provavelmente pelo fato de a identificação dos organismos bentônicos ter sido, em sua maioria, ao nível de família, o índice de diversidade tenha sido subestimado. Ainda assim, os resultados da diversidade de do presente estudo nos fornece preciosos subsídios para comparações entre as comunidades dos pontos amostrais.

Neste estudo, os maiores valores do índice de diversidade e riqueza taxonômica foram encontrados nos pontos amostrais

preservados (1 a 3). Sistemas com maior grau de preservação do ambiente e maior cobertura vegetal, produzem maior quantidade de folhíço, o qual serve de alimento e abrigo para muitas larvas de insetos (Bueno et al., 2003; Ayres-Peres et al., 2006). Esta situação pode ter acontecido nos pontos de 1 a 3, que possuem vegetação marginal muito bem preservadas, e ainda valores mais amenos das variáveis abióticas estudadas.

Levando-se em consideração a diversidade e riqueza total (chuva + seca), os três primeiros pontos amostrais (1, 2 e 3) apresentaram os maiores valores de riqueza e diversidade, enquanto os 4 últimos (4, 5, 6 e 7) exibiram os menores valores, sinalizando comunidades bentônicas pouco diversas.

Couceiro et al. (2007) em um estudo em rios urbanos em Manaus (AM), verificaram que em ambientes mais desflorestados, as maiores concentrações de nutrientes inorgânicos afetam outras variáveis ambientais, refletindo na diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e no aumento de pH e condutividade elétrica. Estas alterações podem diminuir a riqueza e diversidade local, como ocorrido nos pontos impactados.

Dentre as estações amostrais, a comunidade que teve maior equitabilidade foi o Ponto 4, tanto no período chuvoso (49%) quanto no seco (50%), tendo a distribuição mais homogênea da comunidade. Entretanto, o alto valor de equitabilidade deste ponto se deve, principalmente, a uma fauna pouco diversa e abundante.

Os menores índices de equitabilidade foram registrados no período chuvoso (dez/05), nos pontos 5 e 6, com 8%. Esta baixa equidade na distribuição da comunidade se deve à alta dominância de *Oligochaeta*, nestes pontos (Anexo).

De maneira geral, podemos dizer que as nascentes ou rios de cabeceira são caracterizados por baixo estresse hidráulico (Silveira, 2004). Talvez por isso, os pontos 1, 2 e 3 apresentaram maior diversidade, riqueza taxonômica, e com exceção do Ponto 4, equitabilidade. Outro ponto, é que estas estações amostrais apresentam densa vegetação ripária, o que contribui para o aumento do número de habitats disponíveis.

Ainda que, conforme dito anteriormente, a abundância (número de organismos) da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletada na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) nos períodos de chuva e seca não tenha sido significativamente diferente, houve diferenças em sua composição.

Os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera e Diptera, e os Gastropoda, foram mais abundantes no período seco. Situações semelhantes foram encontradas em muitos trabalhos realizados no Brasil Central (Fernandes, 2002 e 2007, Medeiros 1997; Salcedo, 2006; Leitão 2006).

A maior abundância no período seco, geralmente é atribuída a uma maior estabilidade do substrato, assim como por um menor efeito de arraste dos organismos (Bispo et al., 2001).

Dentre os insetos aquáticos, Trichoptera é um dos que parece sofrer mais influência do ciclo anual de chuva. De acordo com Bispo e colaboradores (op cit), há duas possibilidades não excludentes que poderiam ser levantadas para explicar esse fenômeno. A primeira é o fato de os Trichoptera não ter corpo hidrodinâmico, e com isso serem mais facilmente arrastados pela correnteza. A segunda consiste na constatação que este grupo, muito provavelmente, não é um bom recolonizador, uma vez que muitos desses organismos se movimentam carregando seus abrigos.

Oligochaeta teve alta abundância relativa (40,17%) no período chuvosa, contrastando com apenas 1,33% de abundância relativa no período seco. Muitos exemplares de oligoquetos têm hábitos tubícolas e vivem em meio ao sedimento (Brinkhust & Gelder, 1991, apud Guerreschi, 2004), o que lhes confere a capacidade de diminuir os efeitos de arraste (drift), podendo explicar a maior abundância deste grupo no período chuvoso. Ainda neste aspecto, a menor presença de predadores no período chuvoso, também pode ter contribuído para a abundância aumentada deste táxon.

Piedras et al. (2006), estudando a Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, submeteram a presença de Oligochaeta à análise de correlação com o oxigênio dissolvido e obtiveram efeito significativo. Os resultados relacionaram maiores abundâncias de Oligochaeta com a redução da concentração de oxigênio dissolvido na água, característica de locais impactados com poluição orgânica.

Bubinas & Jaminiené (2001; apud Piedras et al., 2006) classificaram os Oligochaeta e Chironomidae como os invertebrados bentônicos mais tolerantes a poluição. Altas densidades de Oligochaeta e Chironomidae são indicadores de elevados teores de matéria orgânica. O que condiz com o padrão encontrado no presente estudo, onde estes grupos foram encontrados em maiores abundâncias nos pontos 5 e 6 (muito impactados).

Chironomidae constitui um importante grupo de insetos aquáticos, sendo os organismos mais amplamente distribuídos e freqüentemente o inseto mais abundante em ecossistemas de água doce (Suriano, 2004)

No presente estudo, Chironomidae foi o táxon mais abundante, perfazendo, em abundância relativa, pouco mais de 40% da comunidade amostrada durante os períodos de chuva e de seca. Dentro deste grupo houve destaque para as subfamílias Chironominae (27% da comunidade) e Orthoclaadiinae, representando 15,81% da comunidade de macroinvertebrados amostrados. O domínio de Chironominae em termos de abundância é freqüentemente reportado na literatura (Henriques-Oliveira et al., 1999; Henriques-Oliveira et al., 2003; Sanseveriano & Nessimian 2001) e provavelmente é devido à sua grande plasticidade alimentar (Merrit & Cummins, 1996).

O índice de similaridade é útil na comparação de comunidades de trechos preservados e impactados, onde a poluição limita-se a áreas específicas, de forma que semelhanças entre as comunidades das

áreas a jusante e a montante podem ser comparadas (Battezzore, 1992).

A matriz de similaridade para o índice de Sorensen mostrou maior similaridade entre táxons de macroinvertebrados aquáticos dos pontos de cabeceira (mais preservados), provavelmente devido à maior representatividade dos insetos das ordens Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera nestes pontos. Em contrapartida, os pontos impactados mostraram comunidades de macroinvertebrados com maiores similaridades entre si.

A relação hierárquica dos graus de similaridade entre pontos, conforme mostra o dendrograma, foi maior para os pontos preservados, diminuindo progressivamente em direção aos pontos alterados, indicando que, assim como encontrado por Siqueira & Trivinho-Strixino (2005) em córregos da região central do Estado São Paulo, os dois trechos (preservado e impactado) abrigam comunidades diferentes.

Quando a identificação taxonômica ao nível específico não for suficiente (ou possível) para a caracterização das comunidades bentônicas e de seus principais processos, é necessário levar em conta outras unidades ecológicas como os grupos tróficos funcionais (Barbosa e Galdean, 1997). O estudo destes grupos fornece subsídios para a avaliação da qualidade da água por meio da análise da composição dos mesmos.

Neste estudo, nos pontos iniciais (1, 2 e 3), mais preservados, houve maior abundância relativa e maior diversidade de grupos funcionais. O grupo que apresentou maior abundância relativa foi o dos

coletores-catadores, com 76%, fato comum em trabalhos realizados em ambientes tropicais (Callisto et al., 2001b e 2004; Fernandes 2007; Medeiros, 1997; Cummins et al., 2005).

Buss (2002) verificou que os coletores foram o grupo funcional dominante em áreas com diferentes qualidades de água, fato encontrado no presente estudo, onde houve dominância de coletore-catadores em todos os pontos amostrais. A dominância deste grupo pode ser devida à sua rápida capacidade de colonização, tolerância a poluição e também ao fato de os táxons comumente mais abundantes (subfamílias Chironominae e Orthoclaadiinae) serem pertencentes a este grupo funcional.

Outra explicação para a maior abundância de coletores-catadores na comunidade estudada, principalmente nos pontos impactados, pode estar relacionada com a maior concentração de material orgânico particulado proveniente das atividades humanas na bacia de drenagem, assim como da estação de tratamento de esgotos, logo a montante do Ponto 6.

Os fragmentadores foram mais presentes nos trechos de cabeceira (pontos 1, 2 e 3), e no Ponto 7, estações amostrais onde a vegetação ripária é mais preservada e a disponibilidade de matéria orgânica grossa é maior.

Os coletores-filtradores foram observados em baixas freqüências e somente nos pontos 1, 2 e 3. Geralmente os organismos fragmentadores, são os grupos funcionais menos abundantes em ambientes alterados, o que consolida os resultados encontrados por

Callisto et al. (2004), no qual as maiores influências na composição dos grupos funcionais são a sazonalidade, a diversidade de habitats e a cobertura vegetal do leito do rio.

De forma geral, os pontos preservados apresentaram maior diversidade e abundância relativa dos diferentes grupos funcionais de alimentação, o que corrobora padrões já citados de impactos nos pontos de 4 a 7.

Outro fato que indica uma comunidade de macroinvertebrados mais diversa no período e seca é a maior abundância relativa dos fragmentadores, raspadores e predadores neste período.

Os organismos raspadores tiveram abundância máxima registrada no Ponto 6, devido à contribuição majoritária de moluscos gastrópodes, organismos tolerantes à poluição. Fernandes (2007) verificou que a estrutura trófica na bacia do Rio São Bartolomeu foi dominada por organismos coletores e predadores. Em contraposição, os organismos com hábitos fragmentadores, presentes em cursos de cabeceira (com boa cobertura vegetal) e organismos raspadores e filtradores foram extremamente raros. O que foi de encontro com os resultados encontrados no presente trabalho, indicando que organismos com hábitos alimentares mais especializados (e.g. fragmentadores e raspadores) são mais sensíveis aos efeitos da poluição do que organismos generalistas como os coletores.

Na avaliação da interação entre a comunidade e o ambiente, a análise de correspondência canônica indicou que Diptera é uma ordem bastante plástica, uma vez que não se associou fortemente a nenhuma

variável em particular, não respondendo de forma acentuada aos gradientes ambientais. Este resultado talvez se deva à alta abundância e dominância da família Chironomidae que se distribui de forma ampla ao longo da bacia estudada.

Já Oligochaeta, se correlacionou fortemente com o eixo 1, que é representado pelas variáveis abióticas temperatura da água, pH, material orgânico em suspensão, material inorgânico em suspensão e fósforo total, variáveis que tiveram seus valores aumentados na chuva, apresentando elevada abundância neste período.

Houve um agrupamento dos pontos da estação seca em torno da variável OD, o que indica águas mais oxigenadas neste período. Os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, apesar de não se correlacionarem significativamente a nenhum eixo, estiveram positivamente correlacionados com altas concentrações de OD, confirmando a maior necessidade deste grupo por águas bem oxigenadas, mais presentes na estação seca.

Quanto à tolerância frente a adversidades ambientais, os macroinvertebrados bentônicos podem ser classificados em três grupos: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes (Goulart & Callisto, 2003). A presença e a abundância destes em uma determinada comunidade oferecem indícios sobre o funcionamento do ecossistema (Wetzel, 1975). E por isso, os macroinvertebrados bentônicos têm sido cada vez mais utilizados na avaliação da qualidade da água e no biomonitoramento. A abundância

de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, tem sido muito utilizada como indicadora de águas de boa qualidade (Galdean et al., 2000).

Como houve um gradiente longitudinal crescente de impactos, como agricultura, manchas urbanas e efluentes da estação de tratamento de esgotos de Planaltina, tivemos uma diferente composição da macrofauna entre os pontos de coleta. Com maior presença e abundância de organismos sensíveis (e.g. EPT's) nos pontos mais preservados, e ausência ou menor representatividade deste grupo nos ambientes alterados e/ou impactados, sinalizando redução da qualidade da água nos pontos mais a jusante.

Foi baseado nos diferentes graus de tolerância das famílias de macroinvertebrados aquáticos, que Junqueira & Campos (1998) propuseram uma modificação ao índice BMWP de Hellawell (1978), para a avaliação da qualidade de água.

Os resultados do presente trabalho relacionaram-se às análises bióticas (índices de diversidade, equitabilidade e similaridade e categorização funcional) e abióticas (variáveis físico-químicas e precipitação), apontando para águas de melhor qualidade nos trechos de cabeceira (preservados), em contraste com águas de pior qualidade (classes IV e V) nos pontos impactados. Cabe salientar que, como o número amostral não foi grande, a riqueza de táxons (famílias) pode ter sido subestimada, o que levaria a obtenção de menores pontuações do índice BMWP.

O Ponto 1 (um dos mais preservados sob o ponto de vista visual), apresentou o maior valor do índice BMWP, com 137 pontos, sinalizando

águas de classe 1 (excelente qualidade). O menor valor foi encontrado no Ponto 4, apenas 16 pontos, indicando águas de classe V (qualidade muito ruim). Entretanto, esse baixo valor pode ter sido decorrente de dificuldades de coleta neste ponto, de muito difícil acesso. Teoria corroborada por valores mais amenos de variáveis descritoras de qualidade de água como OD, condutividade elétrica e concentração de nutrientes inorgânicos.

Dos pontos considerados impactados (4 a 7), o 5 apresentou a melhor qualidade de água (classe III, satisfatória), contudo esta estação amostral exibiu valores mais anômalos das variáveis acima descritas.

De forma geral, a bacia do Ribeirão Mestre d'Armas se mostrou consideravelmente heterogênea tanto em relação às características físicas e químicas, quanto em relação às biológicas. Resumidamente, as estações amostrais localizadas dentro da Estação Ecológica de Águas Emendadas se mostraram com melhor qualidade ambiental. Fato corroborado pelos resultados apresentados, que salvo por algumas exceções já abordadas, exibiram um padrão característico de ambientes bem preservados nos pontos de cabeceira (1 a 3), e um padrão de ambientes impactados/alterados nos pontos mais a jusante (4 a 7).

Foram determinantes na qualidade de água da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, a Estação Ecológica de Águas Emendadas (efeito positivo), o uso das áreas adjacentes para atividades humanas e a estação de tratamentos de esgotos da cidade de Planaltina (DF), ambos os últimos, contribuindo de forma negativa para a qualidade de água.

Assim, a bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, está inserida em uma área de grandes contrastes, com estabilidade natural em algumas áreas em oposição às áreas adjacentes submetidas a grandes pressões antrópicas.

Cabem, sobretudo, estudos mais aprofundados sobre a variação espacial da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas.

5. CONCLUSÕES

A análise da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas demonstrou a importância destes organismos como bioindicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos.

Com o pronunciado aumento da abundância de organismos tolerantes à poluição como os Oligochaeta, há indícios de que houve degradação na qualidade da água no período chuvoso. Contudo, há necessidade de estudos em longo prazo mais detalhados para a avaliação mais precisa do nível de degradação ambiental.

A abundância da comunidade bentônica estudada não respondeu fortemente às variações sazonais, sendo mais influenciada, especialmente, pelo gradiente longitudinal do ribeirão.

As manchas urbanas e a estação de tratamento de esgotos da CAESB comprometem sobremaneira a qualidade da água do ribeirão.

Houve forte relação entre as variáveis físicas e químicas e a composição da comunidade ao longo do ribeirão.

O protocolo BMWP revelou ser uma ferramenta útil, simples e relativamente pouco onerosa para a avaliação da qualidade da água. Entretanto sua utilização requer cuidado, uma vez que o índice leva em consideração apenas a presença ou ausência dos organismos para a atribuição da pontuação. E como é sabido, a abundância dos organismos também é importante na avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alba-Tercedor, J. 1996. **Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos**. Actas del IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), 2: 203-213.
- Allan, J. D. 1995. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Chapman and Hall, New York, 388 p.
- APHA. 1989. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17 ed. Washington.
- Ayres-Peres, L., Sokolowicz, C., & Santos, S. 2006. **Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of the Rio Grande do Sul State, Brazil**. *Biota Neotropica*, 6(3): 124 – 129.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Dorvillé, L. F. M. & Nessimian, J. L. 2001. **Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil**. *Rev Bras Biol.*, 61(2): 249 – 258.
- Baptista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F., Nessimian, J. L. & Soares L. H. J. 1998. **Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro**. In: Nessimian, J. L. & Carvalho, E. (eds.), *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, *Series Oecologia Brasiliensis*, 309 p.
- Barbosa, F. A. R. & Galdean, N. 1997. **Biological taxonomy: a basic tool for biodiversity conservation**. *Tree*, 12(9): 359 – 360.

- Battegazzore, M., Petersen Jr., R. C., Moretti, G. & Rossaro, B. 1992. **An evaluation of the environmental quality of the River Po using benthic macroinvertebrates.** Arch. Hydrobiol., 125(2): 175 – 206.
- Batzer, D. P. 1998. **Trophic interations among detritus, benthic midges, and predatory fish in a freshwater marsh.** Ecology, 79(5): 1688 – 1698.
- Bispo, P. C. & Oliveira, L. G. 1998. **Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás.** In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.), Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, Series *Oecologia Brasiliensis*, 5: 175 – 189.
- Bispo, P. C., Oliveira, L. G, Crisci, V. L., Silva, M. M. 2001. **A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil.** Acta Limnol. Bras., 13(2): 1 – 9.
- Branco, L. H. Z. & Necchi Jr., O. 1997. **Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região do noroeste do estado de São Paulo.** Acta Limnol. Bras., 9: 165 – 177.
- Bueno, A. P., Bond-Buckup & Ferreira, B. D. P. 2003. **Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos**

- d'água do Rio Grande do Sul, Brasil.** Rev. Bras. de Zoologia, 20(1): 115 – 125.
- Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M. P., Nessimian, J. L. & Dorvillé, L. F. M. 2002. **Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil.** Hydrobiologia, 481: 125 – 136.
- Callisto, M. & Esteves, F. A. 1998. **Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na amazônia central (Brasil).** Oecologia Brasiliensis, 5: 223 – 234.
- Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A. O., Moreno, P., Rosa, C. A. 2004. **Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil.** Braz. J. Biol., 64(4): 743 – 755.
- Callisto, M., Moreno, P. and Barbosa, F. A. R. 2001a. **Habitat Diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil.** Rev. Brasil. Biol., 61(2): 259 – 266.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. 2001b. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.** Rev. Bras. de Recursos Hídricos, 6(1): 71 – 82.
- Carvalho, E. M & Uieda, V. S. 2004. **Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil.** Rev. Bras. Zoologia, 21(2): 287 – 293.

- Carvalho, P. R. S. 2005. **A expansão urbana na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) e a qualidade da água**. Monografia. Estudos Geográficos, Rio Claro, 3(1): 71 – 91.
- Costa, J. M., Souza, L. O. I. Lourenço, A. N. & Oldrini, B. B. Acessado em 15/07/07. **Chave para famílias e gêneros das larvas de Odonata citadas para o Brasil: comentários e registros bibliográficos**. Endereço: <http://acd.ufrj.br/~museu/hist/hist.html>
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Luz, S. L. B., Forsberg, B. R. & Pimentel T. P. 2007. **Deforestation and sewage effects on macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil**. Hydrobiologia, 575(1): 271 – 284.
- Cummins, K. W. & Klug, M. J. 1979. **Feeding ecology on stream invertebrates**. An. Ver. Ecol. Syst., 10: 147-172.
- Cummins, K. W., Merrit, R. W. & Andrade, P. C. N. 2005. **The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil**. Studies on Neotropical Fauna and Environment, 40(1): 69 – 89.
- Dudgeon, D. 1996. **Anthropogenic influences on Hong Kong streams**. Geo Journal, 40(1-2): 53 – 61.
- Dutra, S. L. 2006. **Avaliação da biodiversidade bentônica no Vale do Paranã (GO), visando a identificação de áreas prioritárias para conservação**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – DF. 60 p.

- ENGEVIX. 1994. **Revisão e atualização das diretrizes gerais de uso da área de proteção ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu.** Relatório Técnico Final (Produto 4), Brasília-DF.
- Esteves, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 602 p.
- Fernandes, A. C. M. 2002. **Influência da descarga orgânica de esgotos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Melchior (sub-bacia do Rio Descoberto), DF.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – DF. 68 p.
- Fernandes, A. C. M. 2007. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de Integridade Biológica.** Tese de doutorado. Universidade de Brasília - DF. 220 p.
- Galdean, N., Callisto, M. & Barbosa, F. A. R. 2000. **Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community.** Aquatic Ecosystem Health and Management, 3: 545 – 552.
- Galli, S. & Rocha, O. 1998. **Aplicação da abordagem ecossistêmica ao estudo da microbacia dos córregos Água da Prata e Macuco (São Carlos-SP).** Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia, São Carlos, 3: 1381-1387.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S & Ohnstad, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** 2nd ed. IBP Handbook n°8. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 213 p.

- Goulart, M. & Callisto, M. 2003. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. Revista da FAPAM, ano 2, nº 1.
- Guereschi, R. M. 2004. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: Subsídios para monitoramento ambiental**. Tese de doutorado. UFSCAR (SP). 125 p.
- Hellawell, J. 1978. **Biological surveillance of rivers**. Water Research Center, Stevenage, 332 p.
- Henriques-Oliveira, A. L., Dorvillé, L. F. M. & Nessimian, J. L. 2003. **Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil**. Acta Limnol. Bras., 5(2): 69 – 84.
- Henriques-Oliveira, A. L., Sanseveriano, A. M. & Nessimian, J. L. 1999. **Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) de substrato rochoso em dois rios em diferentes estados de preservação na mata atlântica. RJ**. Acta Limnol. Bras., 11(2): 17 – 28.
- Horne, A. J. & Goldman, C. R. 1994. **Limnology**. McCraw – Hill, Inc. New York, 2nd Edition, 576 p.
- Hynes, 1970. **The ecology of running waters**. Liverpool Univ. Press. Liverpool. 555 p.
- Hynes, H. B. 1974. **The biology of polluted waters**. Liverpool Univ. Press. Liverpool. 202 p.
- Joachim-Bravo, I. & Silva-Neto A. M. 2004. **Aceitação e preferência de frutos para oviposição em duas populações de *Ceratitis***

- capitata* (Diptera, Tephritidae)**. Iheringia, Sér. Zool, 94(2):171 – 176.
- Junqueira, M. V., Amarante, M. C. & França, E. S. 2000. **Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados**. Acta Limnol. Bras., 12: 73 – 87.
- Junqueira, V. M. & Campos, S. C. M. 1998. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil)**. Acta Limnol. Bras., 10(2): 125 – 135.
- Kleerekoper, H. 1990. **Introdução ao estudo da limnologia**. Porto Alegre, DNPA, 2 ed., 329 p.
- Kleine, P. & Trivinho-Strixino, S. 2005. **Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation**. Acta Limnol. Bras., 17(1): 81 – 90.
- Loyola, R. G. N. & Brunkow, R. F. 1998 **Monitoramento da qualidade das águas de efluentes da margem esquerda do Reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil, através da análise combinada de variáveis físico-químicas, bacteriológicas e de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores**. Relatório Técnico Não Publicado, 39 p.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press edition. Princeton. NJ.

- Maier, M. H. 1978. **Considerações sobre as características limnológicas de ambientes lóticos**. Inst. Pesca, 5(2): 75 – 90.
- Martins-Silva, M. J. & Barros, M. 2001. **Ocurrence and distribution of fresh-water molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil**. Tropical Biology, 49(3): 791 – 796.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. **Multivariate analysys of ecological data**. Version 4.10. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Medeiros, M. B. 1997. **Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da bacia do córrego Riacho Fundo, Brasília-DF, e uso destas como bioindicadoras de qualidade de água**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – DF. 82 p.
- Merrit, R.W. & Cummins, K.W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. 3rd edition.
- Metcalfe, J. L. 1989. **Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe**. Environ. Poll, 60: 101 – 139.
- Mihuc, T. B. 1997. **The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategier**. Freshwater Biology, 37: 455 – 462.
- MMA. 1998. **Primeiro relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica**. Ministério do Meio Ambiente, dos recursos hídricos e da Amazônia legal. Brasília, Brasil. 283 p.

- Moreno, P. & Callisto, M. 2004. **Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG)**. In: Ferracini, V. L., Queiroz, S. C. N. & Silveira, M. P, (eds.), Bioindicadores de Qualidade da Água, 95 - 116.
- Moretti, M. S & Callisto, M. 2005. **Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed**. Acta Limnol. Bras., 17(3): 267 – 281.
- Mozzer, G. B. 2003. **Comparação de comunidades zooplanctônicas e variáveis químicas entre ambientes lênticos e lóticos na Bacia do Rio Descoberto, DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – DF. 73 p.
- Muñoz, A. A. & Ojeda, F. P. 1997. **Feeding guild structure of a rock intertidal fish assemblage in central Chile**. Environmental Biology of Fishes, 49: 471 – 479.
- Navas-Pereira, D. & Henrique, R. M. 1996. **Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental**. Rev. Bras. de Biol., 56: 441 – 450.
- Odum, E. P. 1972. **Ecologia Pioneira**. 3 ed., São Paulo, 201 p.
- Odum, E. P. 2001. **Fundamentos de ecologia**. Tradução de Antônio Manuel de Azevedo Gomes. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 927 p.
- Oliveira, L. G., Bispo, P. C., & Sá, N. C. 1997. **Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil**. Rev. Bras. de Zool., 14 (4): 867 – 876.

- Padovesi-Fonseca, C. 2006. **Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado**. In: Scariot, A., Souza-Silva, J. C., e Felfili, J. M. (eds.), Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 1: 415 – 429.
- Palmer, C., Palmer, A., O'keefe, J. & Palmer, R. 1994, **Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reaches of a warm temperature southern african river**. Freshwater Biology, 32(2): 337 – 348.
- Peláez-Rodrigues, M., Periet, A. M, Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O. 2000. **Análise da qualidade da água e aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu**, p.95–145. In: Espíndola, E. L. G., Paschoal, C. M. R. B., Rocha, O., Boher, M. B. C., & Neto, A. L. O. (eds.) Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI. Rima, São Carlos.
- Pes, A.M.O.; Hamada, N.; Nessimian, J.L. 2005. **Chaves de Identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil**. Revista Brasileira de Entomologia, 49(2): 181 – 204.
- Piedras, S. R. N., Bager, A., Moraes, P. R. R, Isoldiz, L. A., Ferreira, O. G. L. & Heemann, C. 2006. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil**. Ciência Rural, 36(2): 494 – 500.

- Pinelli, M. P. 1999. **Geoquímica de águas e sedimentos da Bacia do Rio São Bartolomeu – DF**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília – DF, 87 p.
- Pompeu, P. S. & Alves, C. B. M. 2005. **The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil**. American Fisheries Society Symposium. 47: 11 – 22.
- Quinn, J. M. & Hickey, C. W. 1994. **Hydraulic parameters and benthic invertebrate distributions in two gravel-bed New Zealand River**. Freshwater Biology, 32(2): 489 – 500.
- Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. 1984. **The ecology of aquatic insects**. New York. Praeger Publishers. 635 p.
- Resh, V. H. 1988. **The role of disturbance in stream ecology**. J. N. Am. Benthol. Soc., 7(4): 431 – 455.
- Ribeiro, J. F., Fonseca, C. E. L. & Silva, J. C. S. 2001. **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF. 899 p.
- Ribeiro, L. O. & Uieda, V. S. 2005. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil**. Rev. Bras. Zool., 22(3): 613 – 618.
- Rios, T. & Calijuri, M. C. 1995. **A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão: uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas**. Acta Limnol. Bras., 7: 151-161.
- Rocha, F. M & Martins-Silva, M. J. 2006. **First record of the invasive snail *Melanooides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia:**

- Thiaridae) in Paranã River basin, GO, Brazil.** Brazilian Journal of Biology, 66: 29 – 41.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** Chapman and Hall (eds). New York, 488 p.
- Salcedo, A. K. M. 2006. **Variação temporal e espacial e importância ecológica de macroinvertebrados aquáticos num córrego periurbano do Distrito Federal.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília – DF, 71 p.
- Salles, F. F. 2006. **A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): Taxonomia e diversidade.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa. 300 p.
- Sanseveriano, A. M. & Nessimian, J. L. 2001. **Habitats de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.** Acta Limnol. Bras., 13(1): 29 – 38.
- Schäfer, A. 1985. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS. 532p.
- SEDUMA, acessado em 28/08/2007. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Endereço eletrônico: http://www.seduma.df.gov.br/001/00101001.asp?ttCD_CHAVE=162&btOperacao=
- SEMATEC. 1992. Mapa Ambiental do Distrito Federal. Secretaria do Meio Ambiente Ciência e Tecnologia do Governo do Distrito Federal, Brasília.

- Silveira, M. P., 2004. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. Documentos. 68 p.
- Silveira, M. P., Buss, D. F., Nessimian, J. L., Baptista, D. F. 2006. **Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river**. Braz. J. Biol., 66(2B): 623 – 632.
- Sioli, H. 2006. **50 anos de pesquisas em limnologia na Amazônia**. Acta Amazônica, 36(3): 287 – 298.
- Siqueira, T. & Trivinho-Strixino, S., 2005. **Diversidade de Chironomidae (Diptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do Estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupa**. Rev. Bras. de Entomologia, 49(4): 531 – 534.
- Suriano, M. T. & Fonseca-Gessmer, A. A. 2004. **Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil**. Acta Limnol. Bras., 16(2): 129 – 136.
- ter Braak, C. J. F., 1994. **Canonical community ordination**. Part I. Basic theory and linear methods. Ecoscience, 1: 127 – 140.
- Townsend, C. R., Abruckle, C. J., Crowl, T. A. & Scarsbrook, M. R. 1997. **The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach**. Freshwater Biology, 37: 177-191.

- Vannote, R. L., Mishall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. **The River Continuum Concept**. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 130- 137.
- Ward, D., Holmes, N. & José, P. 1995. **The New River & Wildlife Handbook**. RSPB, NRA & The Wildlife Trusts, Bedfordshire.
- Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1982. **Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects**. Annual Review of Entomology. 27: 97 – 117.
- Washington, H. G. 1984. **Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relavance to aquatic ecosytems**. Water Research, 18(6): 653-694.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 2000. **Limnological analyses**. 3rd ed. Springer-Verlag, New York, EUA. 449 p.
- Wetzel, R.G. 1975. **Limnology**. Philadelphia. W.B. Saunder Co, 743 p.
- Wilhm, J. L. 1975. **Biological indicators of pollution**. In: Whitton, B. A. (ed.) River Ecology, 375 – 403. 725 p.
- Wong, A. H. K., Williams, D. D., McQueen, D. J., Demers, E. & Ramcharan, C. W. 1998, **Macroinvertebrates abundance in two lakes with contrasting fish communities**. Arch. Hydrobiol., 141(3): 283 – 302.

FIGURAS

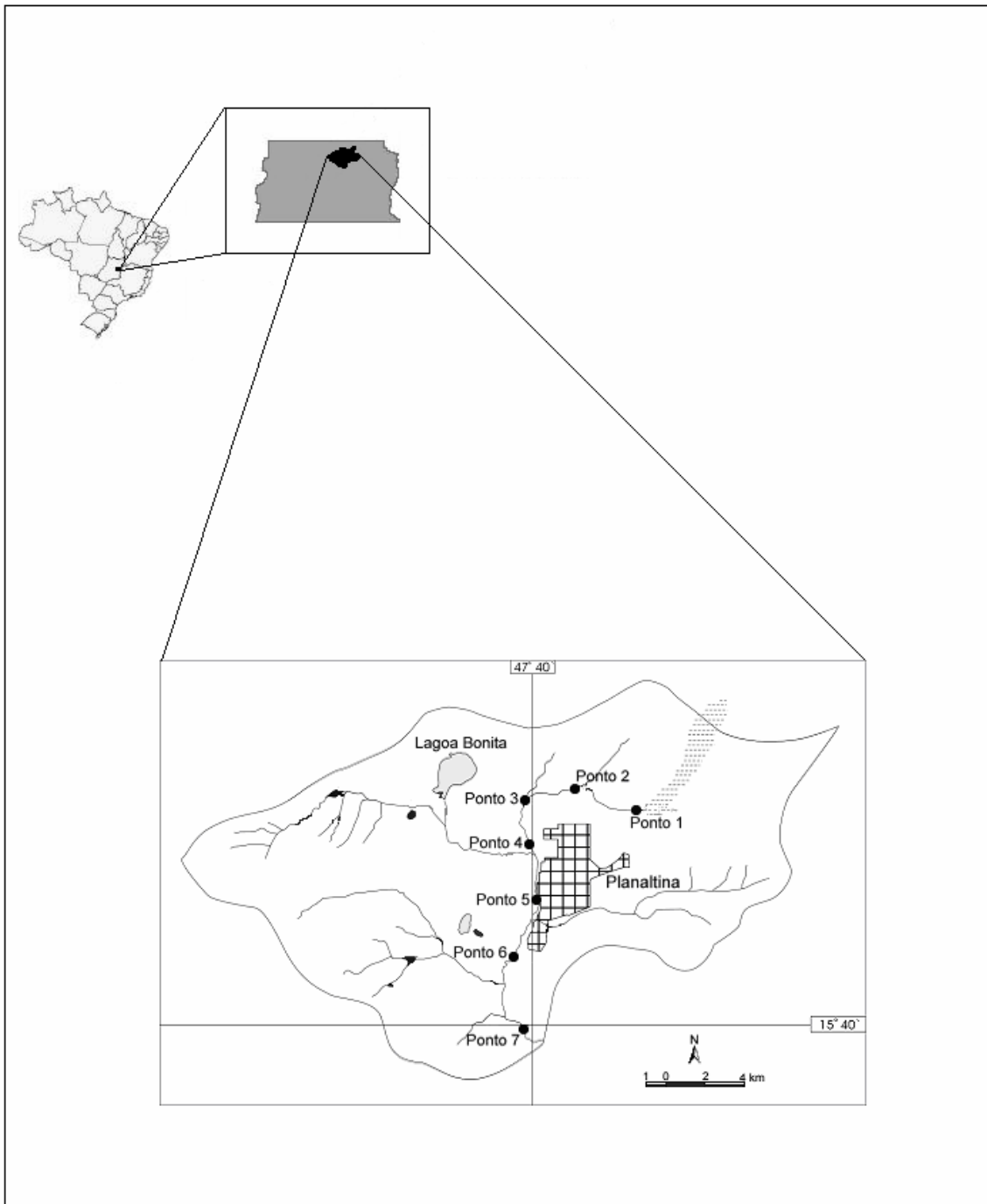


Fig. 1 – Representação geográfica da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, com respectivos pontos de amostragem. Modificado de Pinelli (1999).



Fig. 2 – Aspectos de alguns pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, nas estações chuvosa (dez/05) à esquerda e seca (ago/06) à direita. A e B – Ponto 1 (Córrego Brejinho); C e D – Ponto 2 (Córrego Monteiro); E e F – Ponto 3 (Córrego Fumal); G e H – Ponto 4 (Córrego Fumal).



A



B



C



D



E



F

Fig. 3 – Aspectos de alguns pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, nas estações chuvosa (dez/05) à esquerda e seca (ago/06) à direita. A e B – Ponto 5 (Ribeirão Mestre d'Armas); C e D – Ponto 6 (Ribeirão Mestre d'Armas); E e F – Ponto 7 (Ribeirão Mestre d'Armas).

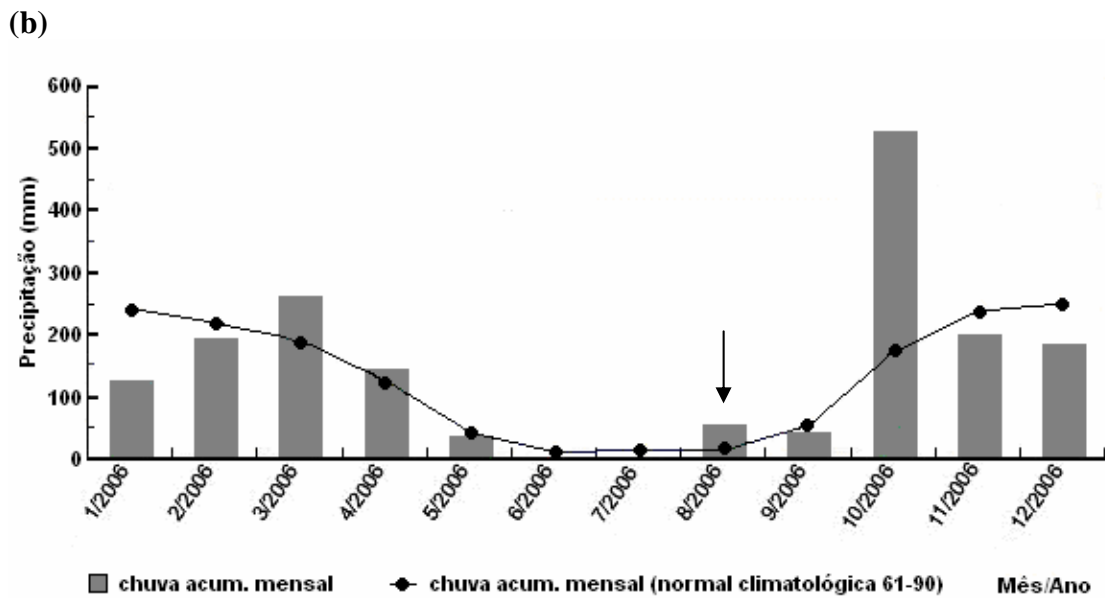
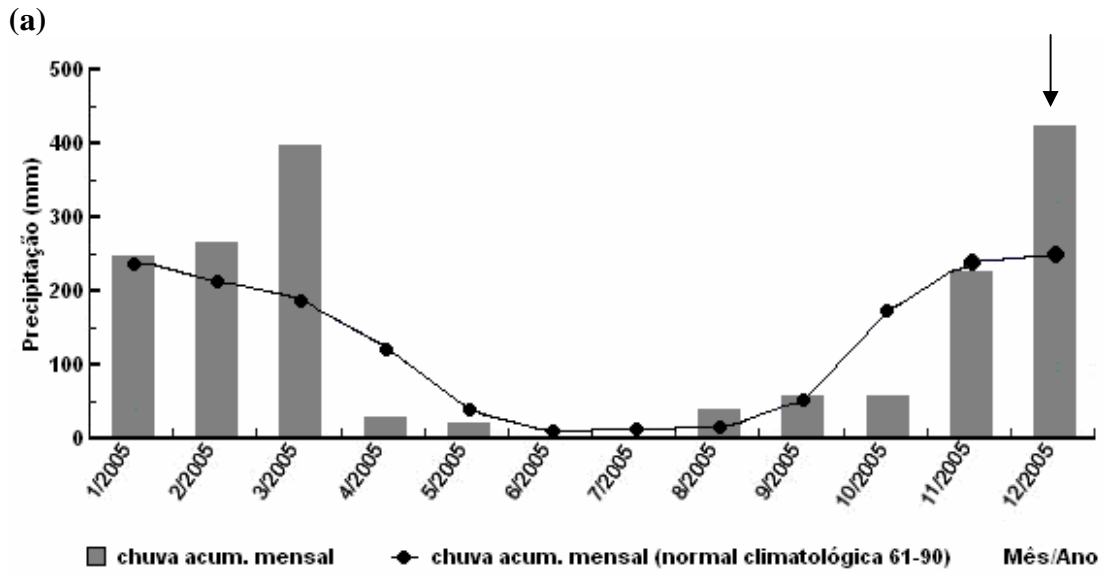


Fig. 4 – Chuva acumulada mensal X chuva normal climatológica (1961-1990), no DF, para os anos de 2005 (a) e 2006 (b). Setas indicam o mês das amostragens. Fonte: INMET, modificado.

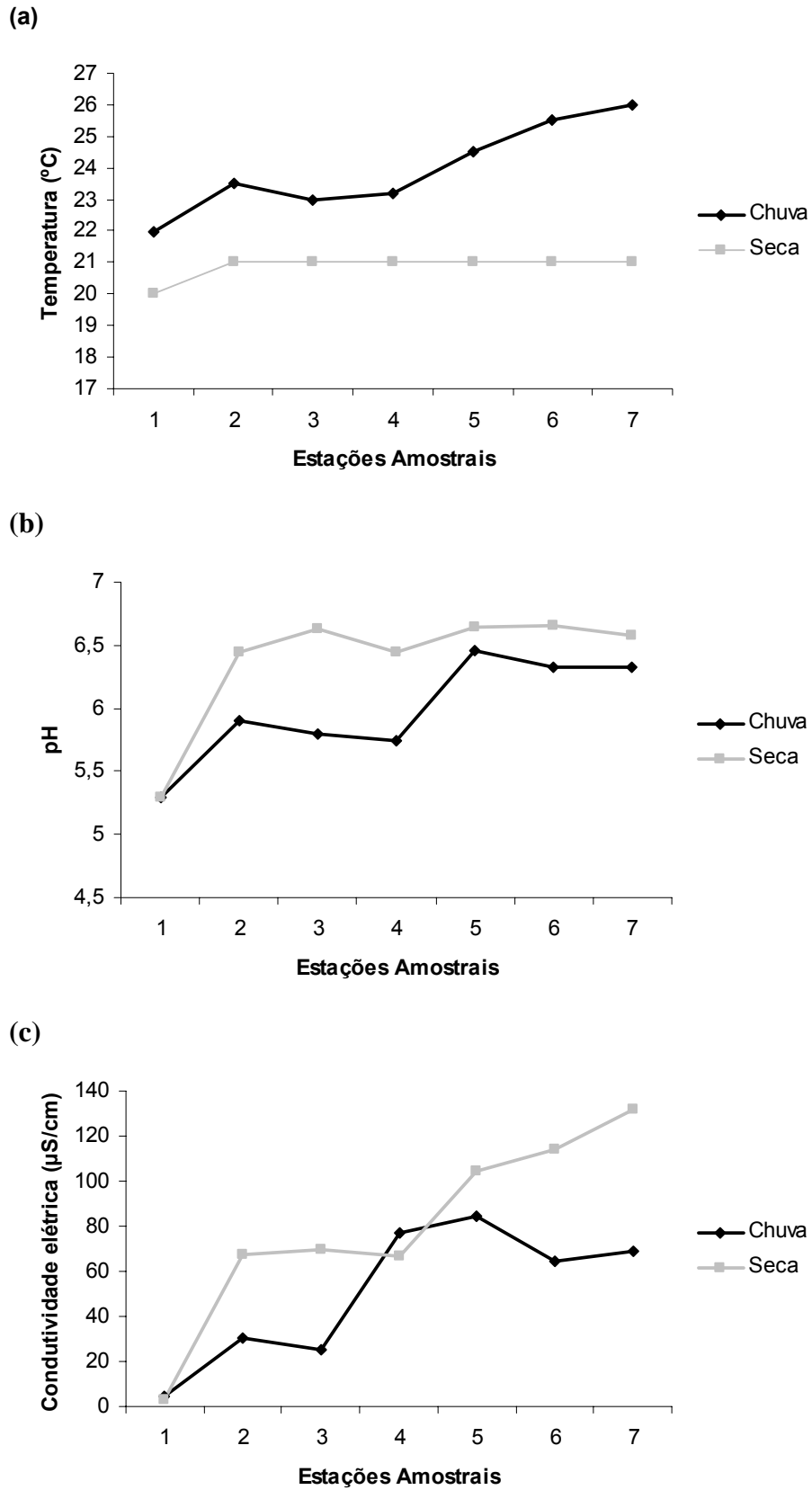


Fig. 5 – Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas (temperatura da água - a, pH - b e condutividade elétrica - c) nas sete estações amostrais da bacia Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06).

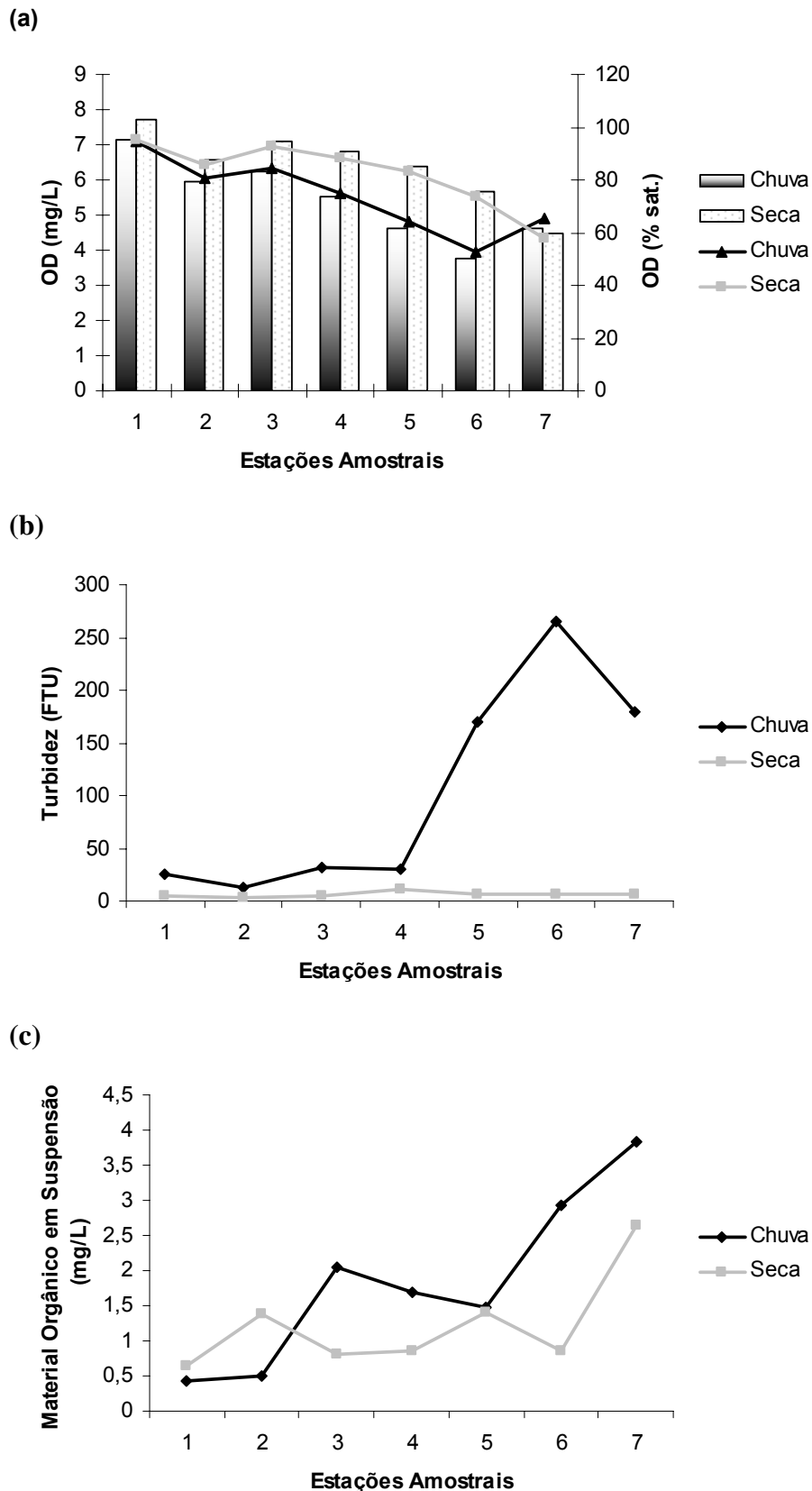


Fig. 6 – Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas (oxigênio dissolvido em mg/L e porcentagem de saturação - a, turbidez – b e material orgânico em suspensão – c) nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d’Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06).

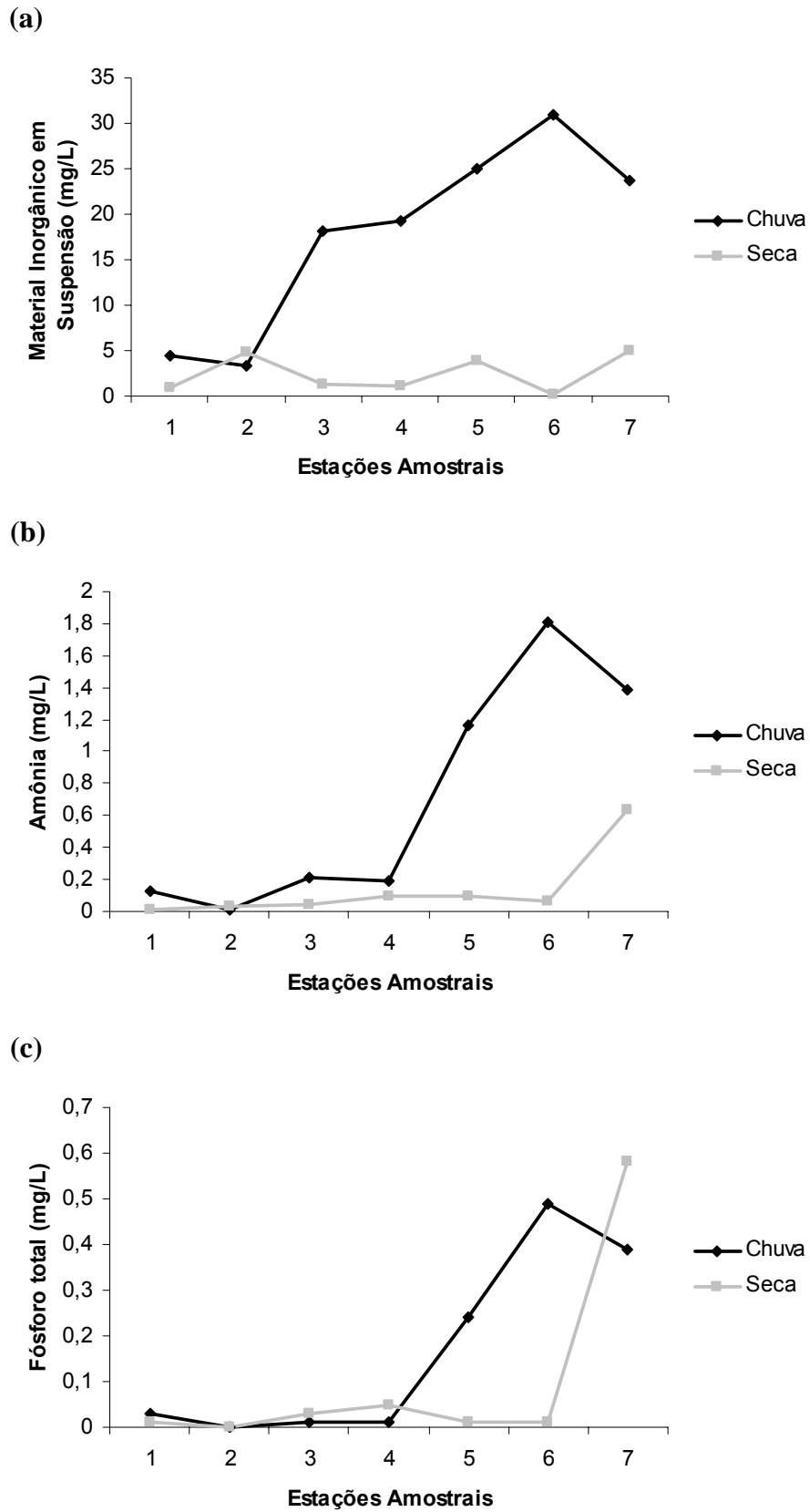


Fig. 7 – Variação sazonal e espacial das variáveis abióticas (material inorgânico em suspensão - a, amônia - b e fósforo total - c) nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06).

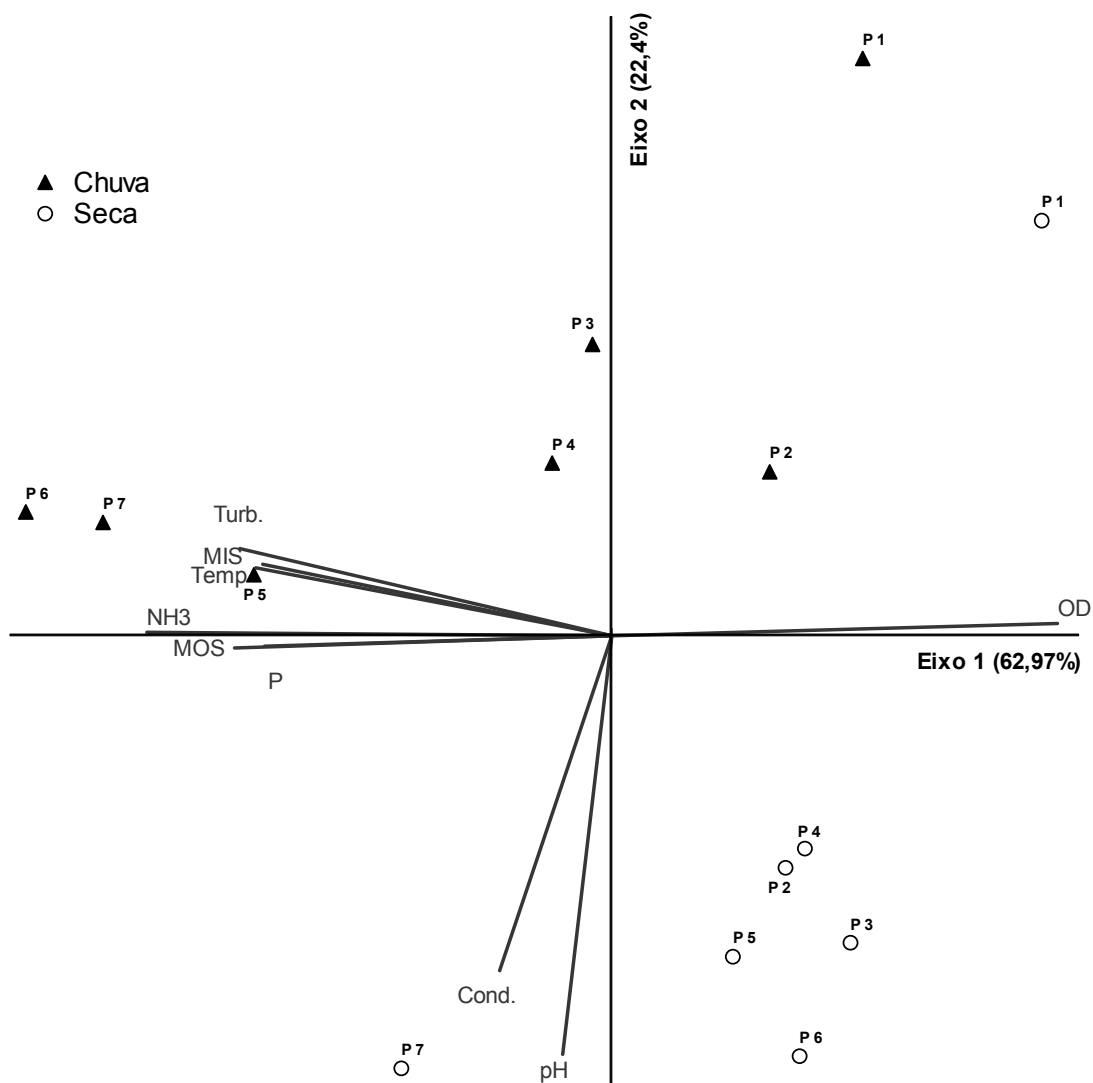


Fig. 8 – Diagrama de ordenação (ACP) das variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH3) e fósforo total (P), em relação aos sete pontos amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). P1 a P7 representam os pontos amostrais de mesmos números.

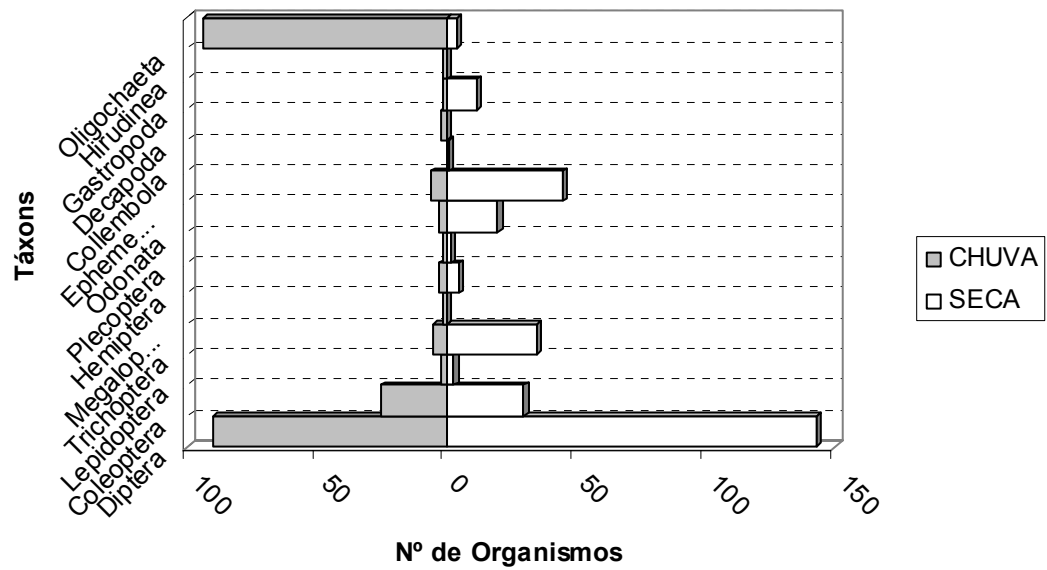


Fig. 9 – Abundância (número de organismos) dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados aquáticos amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas em 12/2005 (estação chuvosa) e em 08/2006 (estação seca).

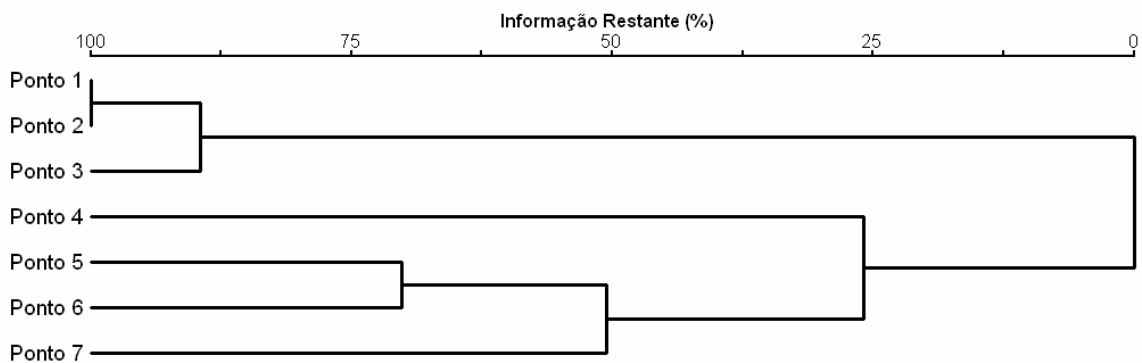
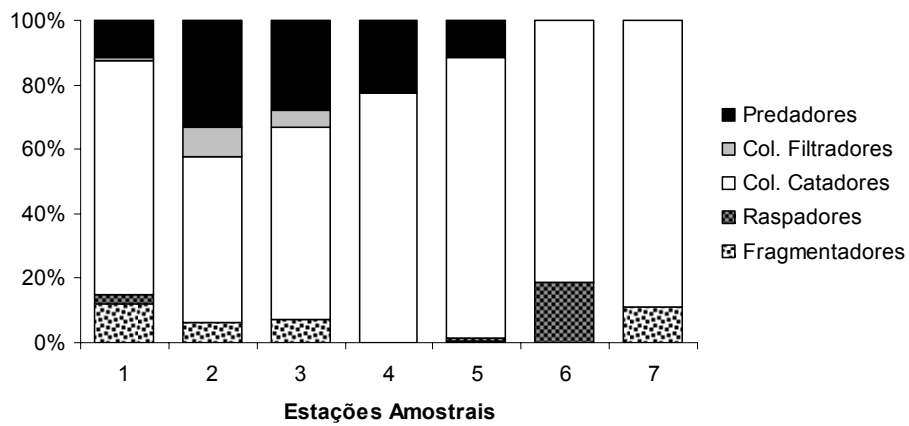
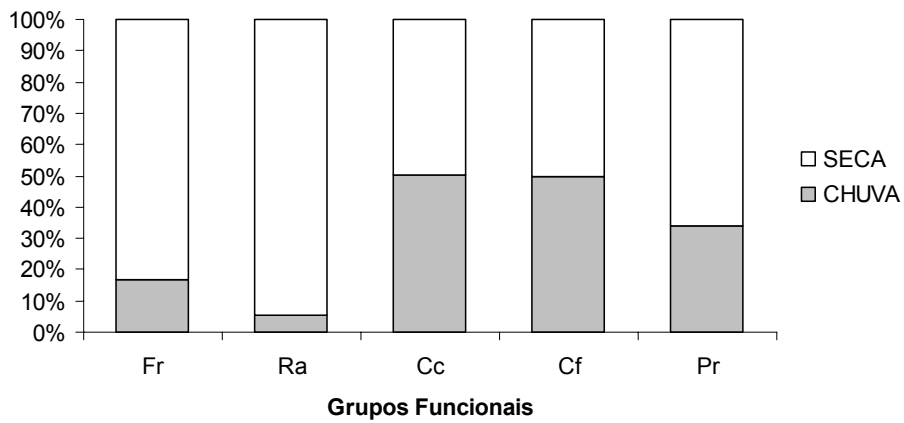


Fig. 10 – Dendrograma da análise de agrupamento das estações amostrais através da similaridade entre as famílias de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06) na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF).

(a)



(b)



(c)

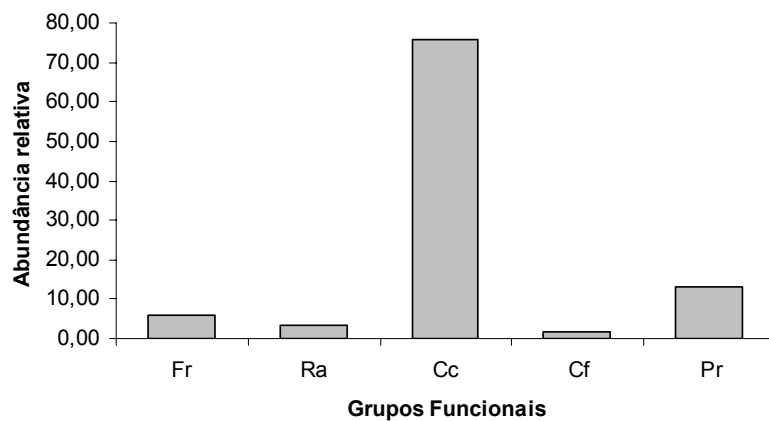


Fig. 11 – Abundância relativa dos grupos funcionais de alimentação amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, ponto a ponto (a), nos períodos de chuva e seca (b) e para toda a comunidade (chuva + seca) (c). Raspadores; Cc – Coletores-catadores; Cf – Coletores-Filtradores e Pr – Predadores.

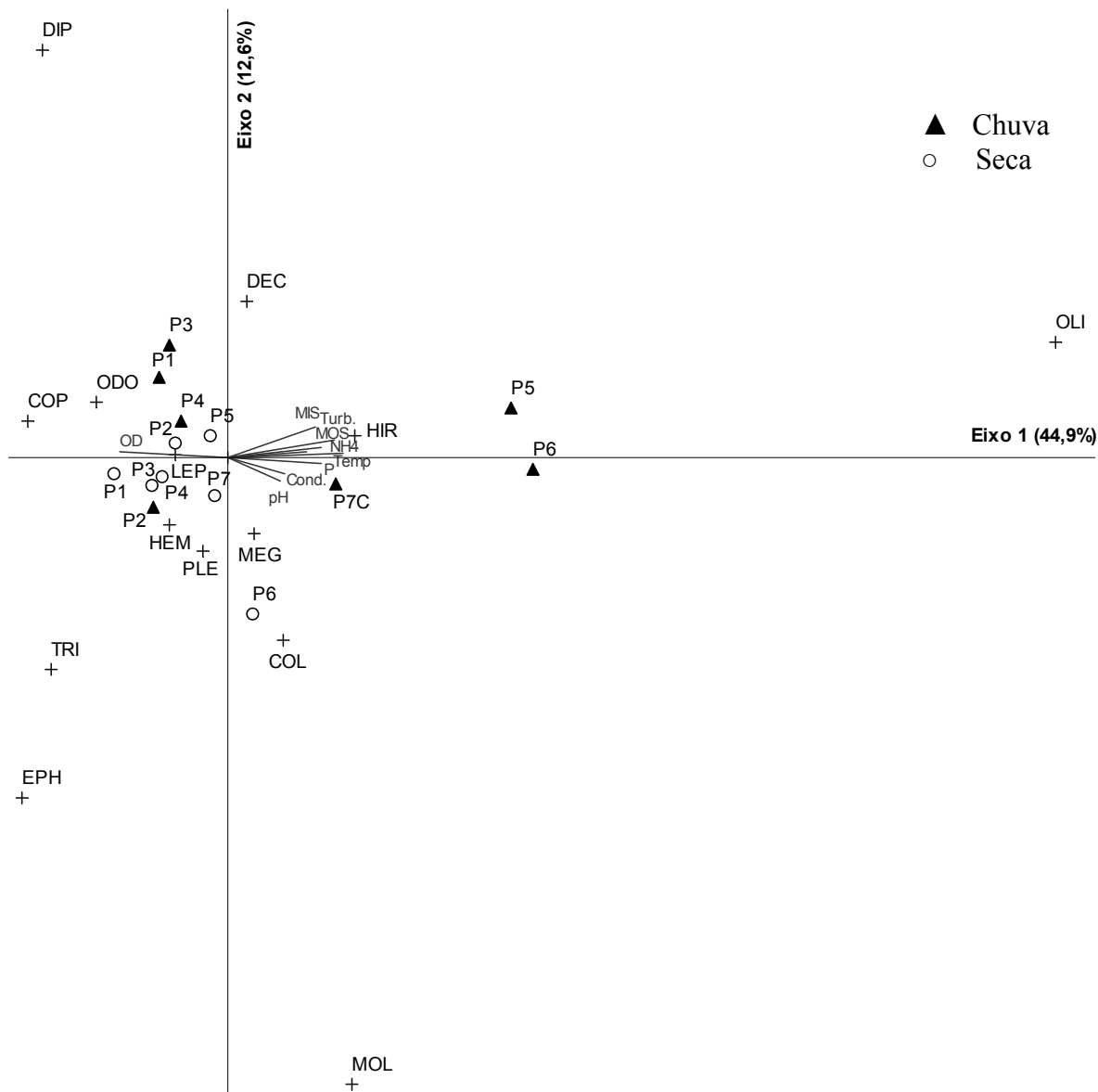


Fig. 12 – Diagrama de ordenação (ACC) entre as variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH₃) e fósforo total (P) e as bióticas (grupos taxonômicos) Oligochaeta (OLI), Hirudinea (HIR), Mollusca (MOL), Decapoda (DEC) Collembola (COL), Ephemeroptera (EPH), Odonata (ODO), Plecoptera (PLE), Hemiptera (HEM), Megaloptera (MEG), Trichoptera (TRI), Lepidoptera (LEP), Coleoptera (COP) e Diptera (DIP), amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06). P1 a P7 representam as estações amostrais de mesmos números.

TABELAS

Tabela 1 – Pontuações atribuídas às famílias de macroinvertebrados aquáticos para a avaliação da qualidade de água segundo o Índice BWMP modificado por Junqueira & Campos (1998).

| Famílias | Pontuação |
|--|------------------|
| Siphonuridae Gripopterygidae Pyrilidae Odontoceridae, Hydroscaphidae, Helicopsychidae | 10 |
| Leptophlebiidae Perlidae Hebridae Hydrobiosidae, Philopotamidae Calopterygidae Psephenidae Dixidae | 8 |
| Leptohyphidae, Veliidae Leptoceridae, Polycentropodidae | 7 |
| Glossomatidae, Hydroptilidae Gyrinidae, Thiaridae Coenagrionidae Ancylidae | 6 |
| Naucoridae, Belostomatidae, Corixidae, Nepidae Hydropsychidae Gomphidae, Libellulidae Dysticidae Corydalidae Dugesiididae Simuliidae | 5 |
| Baetidae Elmidae, Hydrophylidae Piscicolidae Athericidae, Empidoidea, Tabanidae | 4 |
| Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae Glossiphoniidae Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae | 3 |
| Erpobdellidae Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae | 2 |
| Oligochaeta (Toda a Classe) | 1 |

Tabela 2 – Classificação da qualidade de água baseada no índice BMWP adaptado por Junqueira & Campos (1998) para a bacia do Rio das Velhas (MG).

| Classe | Valor | Qualidade de água |
|---------------|--------------|--------------------------|
| I | ≥ 86 | Excelente |
| II | 64 – 85 | Boa |
| III | 37 – 63 | Satisfatória |
| IV | 17 – 36 | Ruim |
| V | ≤ 16 | Muito Ruim |

Tabela 3 – Teste de Wilcoxon para a comparação de diferenças entre seca e chuva para as variáveis abióticas temperatura da água (Temp.), pH, condutividade elétrica (Cond.), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), material orgânico em suspensão (MOS), material inorgânico em suspensão (MIS), amônia (NH₃) e fósforo total (P) e para as variáveis bióticas índice de diversidade de Shannon (H'), índice de equitabilidade de Pielou (J'), riqueza taxonômica, grupos funcionais (Funcionais) e abundância de organismos, na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF). Destaque para as variáveis que apresentaram diferenças significativas (p<0,05). Sig. = Significância (p).

| Var. Abióticas | Temp. | pH | Cond. | OD | Turb. | MOS | MIS | NH₃ | P |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|----------------|--------------|-------------------|-----------------------|-------------------|
| Sig. – p | 0,018 | 0,028 | 0,063 | 0,028 | 0,018 | 0,176 | 0,028 | 0,028 | 0,674 |
| Var. Bióticas | H' | | J' | | Riqueza | | Funcionais | | Abundância |
| Sig. – p | 0,598 | | 0,124 | | 0,643 | | 0,428 | | 0,612 |

Tabela 4 – Valores mínimos, máximos e (médios \pm desvios padrões) das variáveis abióticas amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06).

| | pH | Condutividade | OD | Turbidez | NH ₃ | Fósforo Total | MIS | MOS | Temperatura |
|--------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| Chuva | 5,3 - 6,46 (5,98 \pm 0,38) | 4,34 - 84,8 (50,70 \pm 30,55) | 3,75 - 7,14 (5,42 \pm 1,15) | 12,0 - 265,0 (101,86 \pm 101,02) | 0,01 - 1,81 (0,7 \pm 0,73) | 0,0 - 0,49 (0,16 \pm 0,20) | 3,35 - 30,85 (17,83 \pm 10,39) | 0,43 - 3,83 (1,84 \pm 1,23) | 22,0 - 26,0 (23,95 \pm 1,44) |
| Seca | 5,3-6,66 (6,38 \pm 0,49) | 2,85 - 131,5 (79,40 \pm 42,40) | 4,46 - 7,71 (6,38 \pm 1,05) | 3,0 - 11,0 (6,0 \pm 2,71) | 0,01 - 0,64 (0,14 \pm 0,22) | 0,0 - 0,58 (0,09 \pm 0,21) | 0,15 - 4,95 (2,45 \pm 1,99) | 0,64 - 2,65 (1,23 \pm 0,69) | 20,0 - 21,0 (20,86 \pm 0,38) |

Tabela 5 – Síntese dos resultados da ACP, com evidência nas variáveis abióticas amostradas na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas em dezembro de 2005 (chuva) e agosto de 2006 (seca). Destaque para os coeficientes de correlação maiores que 0,5.

| Variáveis | Legenda no Gráfico de Ordenação | Componente Principal | |
|----------------------------------|---------------------------------|----------------------|--------------|
| | | I | II |
| pH | pH | -0,313 | -0,911 |
| Condutividade Elétrica | Cond. | -0,469 | -0,815 |
| Oxigênio Dissolvido | OD | 0,937 | 0,152 |
| Turbidez | Turb. | -0,856 | 0,415 |
| Amônia | NH ₃ | -0,957 | 0,089 |
| Fósforo Total | P | -0,827 | -0,143 |
| Material Orgânico em Suspensão | MOS | -0,862 | -0,152 |
| Material Inorgânico em Suspensão | MIS | -0,831 | 0,375 |
| Temperatura | Temp. | -0,839 | 0,366 |
| Explicabilidade (%) | | 62,97 | 22,39 |

Tabela 6 – Diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e riqueza de táxons da comunidade de macroinvertebrados coletados nos sete pontos amostrais na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) nas estação chuvosa (dez/05) e seca (ago/2006).

| Pontos | CHUVA | | | SECA | | | TOTAL | | |
|--------|-------|------|---------|------|------|---------|-------|------|---------|
| | H' | J' | Riqueza | H' | J' | Riqueza | H' | J' | Riqueza |
| 1 | 0,55 | 0,28 | 7 | 1,21 | 0,39 | 22 | 1,1 | 0,35 | 23 |
| 2 | 1,13 | 0,42 | 15 | 0,64 | 0,40 | 5 | 1,18 | 0,42 | 17 |
| 3 | 0,91 | 0,42 | 9 | 0,97 | 0,39 | 12 | 1,14 | 0,41 | 16 |
| 4 | 0,67 | 0,49 | 4 | 0,34 | 0,50 | 2 | 0,79 | 0,49 | 5 |
| 5 | 0,05 | 0,08 | 2 | 0,59 | 0,26 | 1 | 0,66 | 0,27 | 12 |
| 6 | 0,08 | 0,08 | 3 | 0,43 | 0,27 | 5 | 0,36 | 0,19 | 7 |
| 7 | 0,50 | 0,31 | 5 | 0,27 | 0,40 | 2 | 0,61 | 0,34 | 6 |

Tabela 7 – Abundância total (Abund.) e relativa (Ar) de organismos amostrados na bacia do Ribeirão Mestre d'Armas (DF) em dezembro de 2005 (estação chuvosa) e em agosto de 2006 (estação seca).

| Táxons | Chuva | | Seca | | Total | |
|-----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Abund. | Ar (%) | Abund. | Ar (%) | Abund. | Ar (%) |
| Oligochaeta | 94 | 40,17 | 4 | 1,33 | 98 | 18,35 |
| Hirudinea | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Mollusca | | | | | | |
| Thiaridae | | | | | | |
| <i>M. tuberculata</i> | 1 | 0,43 | 11 | 3,67 | 12 | 2,25 |
| Planorbidae | | | | | | |
| <i>Biomphalaria</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Decapoda | | | | | | |
| Paleomonidae | | | | | | |
| <i>Macrobrachium</i> | 2 | 0,85 | | | 2 | 0,37 |
| INSECTA | | | | | | |
| Collembola | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Ephemeroptera | | | | | | |
| Ephemeroptera n.i. | 1 | 0,43 | 7 | 2,33 | 8 | 1,50 |
| Baetidae | | | 2 | 0,67 | 2 | 0,37 |
| Caenidae | 1 | 0,43 | 2 | 0,67 | 3 | 0,56 |
| Leptohyphidae | | | 19 | 6,33 | 19 | 3,56 |
| Leptophlebiidae | 4 | 1,71 | 15 | 5,00 | 19 | 3,56 |
| Odonata | | | | | | |
| Calopterygidae | | | | | | |
| Calopterygidae n.i. | | | | | | |
| <i>Hetaerina</i> | | | 3 | 1,00 | 3 | 0,56 |
| <i>Nmesarete</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Coenagrionidae | | | | | | |
| <i>Argia</i> | 1 | 0,43 | 7 | 2,33 | 8 | 1,50 |
| Libellulidae | | | | | | |
| <i>Libellula</i> | 2 | 0,85 | | | 2 | 0,37 |
| Gomphidae | | | | | | |
| <i>Aphylla</i> | | | 8 | 2,67 | 8 | 1,50 |
| <i>Hagenius</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Plecoptera | | | | | | |
| Perlidae | | | | | | |

Tabela 7 – Continuação.

| | Chuva | | Seca | | Total | |
|------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | Abund. | Ar (%) | Abund. | Ar (%) | Abund. | Ar (%) |
| <i>Perlinella</i> | 1 | 0,43 | 2 | 0,67 | 3 | 0,56 |
| Hemiptera | | | | | | |
| Hemiptera n.i | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Gerridae | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Naucoridae | | | | | | |
| <i>Limnocoris</i> | 1 | 0,43 | 4 | 1,33 | 5 | 0,94 |
| Veliidae | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Megaloptera | | | | | | |
| Sialidae | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Trichoptera | | | | | | |
| Trichoptera n.i. | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Calamoceratidae | | | | | | |
| <i>Phylloicus</i> | | | 10 | 3,33 | 10 | 1,87 |
| Helicopsychidae | | | | | | |
| <i>Helicopsyche</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Hydrobiosidae | | | | | | |
| Hydrobiosidae n.i | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| <i>Atopsyche</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Hydropsychidae | 4 | 1,71 | 3 | 1,00 | 7 | 1,31 |
| Leptoceridae | | | 7 | 2,33 | 7 | 1,31 |
| Limnephilidae | 1 | 0,43 | 4 | 1,33 | 5 | 0,94 |
| Odontoceridae | | | | | | |
| Odontoceridae n.i | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| <i>Barypenthus</i> | | | 4 | 1,33 | 4 | 0,75 |
| Polycentropodidae | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Lepidoptera | | | | | | |
| Pyrilidae | 2 | 0,85 | 3 | 1,00 | 5 | 0,94 |
| Coleoptera | | | | | | |
| Coleoptera n.i | 3 | 1,28 | 6 | 2,00 | 9 | 1,69 |
| Elmidae | | | | | | |
| Elmidae n.i. | 8 | 3,42 | 2 | 0,67 | 10 | 1,87 |
| <i>Ancyronyx</i> | 2 | 0,85 | 10 | 3,33 | 12 | 2,25 |
| <i>Neocylloepus</i> | 3 | 1,28 | 1 | 0,33 | 4 | 0,75 |
| <i>Hexacylloepus</i> | 2 | 0,85 | 6 | 2,00 | 8 | 1,50 |
| <i>Microcylloepus</i> | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Hydrophilidae | | | | | | |
| <i>Berosus</i> | | | 1 | 0,33 | 1 | 0,19 |
| Gyrinidae (ad) | 6 | 2,56 | 5 | 1,67 | 11 | 2,06 |
| Diptera | | | | | | |
| Diptera n.i | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Ceratopogonidae | 5 | 2,14 | 7 | 2,33 | 12 | 2,25 |
| Ceratopogonidae (pupa) | 2 | 0,85 | | | 2 | 0,37 |
| Chironomidae | | | | | | |
| Chironomidae (pupa) | 1 | 0,43 | 2 | 0,67 | 3 | 0,56 |
| Tanypodinae | 10 | 4,27 | 26 | 8,67 | 36 | 6,74 |
| Orthoclaadiinae | 37 | 15,81 | 23 | 7,67 | 60 | 11,24 |
| Chironominae | 32 | 13,68 | 81 | 27,00 | 113 | 21,16 |
| Empididae | 1 | 0,43 | 1 | 0,33 | 2 | 0,37 |
| Empididae (pupa) | 1 | 0,43 | | | 1 | 0,19 |
| Tabanidae | | | 3 | 1,00 | 3 | 0,56 |
| Total | 234 | 100 | 300 | 100 | 534 | 100 |

n.i = organismo não identificado;

ad = organismo adulto.

Tabela 8 – Abundância relativa dos grupos taxonômicos de macroinvertebrados aquáticos amostrados nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d’Armas (DF) para os períodos chuvoso (dez/05) e seco (ago/2006).

| Grupos | Abundância Relativa (%) | |
|---------------|-------------------------|-------|
| | Chuva | Seca |
| Oligochaeta | 40,17 | 1,33 |
| Hirudinea | 0,43 | 0,00 |
| Gastropoda | 0,43 | 4,00 |
| Decapoda | 0,85 | 0,00 |
| Collembola | 0,00 | 0,33 |
| Ephemeroptera | 2,56 | 15,00 |
| Odonata | 1,28 | 6,67 |
| Plecoptera | 0,43 | 0,67 |
| Hemiptera | 1,28 | 1,67 |
| Megaloptera | 0,43 | 0,00 |
| Trichoptera | 2,14 | 11,67 |
| Lepidoptera | 0,85 | 1,00 |
| Coleoptera | 10,68 | 10,00 |
| Diptera | 38,46 | 47,67 |

Tabela 9 – Matriz de similaridade para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nas sete estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d’Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/2006).

| Pontos Amostrais | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|------------------|---|------|------|------|------|------|------|
| 1 | 1 | 0,65 | 0,57 | 0,25 | 0,27 | 0,15 | 0,15 |
| 2 | | 1 | 0,52 | 0,38 | 0,27 | 0,11 | 0,11 |
| 3 | | | 1 | 0,35 | 0,26 | 0,11 | 0,21 |
| 4 | | | | 1 | 0,33 | 0,25 | 0,25 |
| 5 | | | | | 1 | 0,43 | 0,29 |
| 6 | | | | | | 1 | 0,4 |
| 7 | | | | | | | 1 |

Tabela 10 – Grupos funcionais de alimentação coletados durante o períodos de estudo nos sete pontos amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d’Armas (DF) em dezembro de 2005 (estação chuvosa) e em agosto de 2006 (estação seca).

| Pontos | Fragmentadores | Raspadores | Coletores Catadores | Coletores Filtradores | Predadores |
|--------|---|--------------------------|---|-------------------------------------|---|
| 1 | Calamoceratidae Leptoceridae Limnephilidae Pyrilidae | Odontoceridae | Baetidae Leptohyphidae Leptophlebiidae Elmidae Chironomidae | Hydropsychidae Polycentropodidae | Calopterygidae Coenagrionidae Libellulidae Perlidae Hydrobiosidae Gyrinidae Ceratopogonidae Empididae Tabanidae |
| 2 | Calamoceratidae Pyrilidae | | Leptophlebiidae Elmidae Chironomidae | Hydropsychidae | Coenagrionidae Perlidae Gerridae Sialidae Gyrinidae Ceratopogonidae |
| 3 | Paleomonidae Calamoceratidae Pyrilidae | | Caenidae Leptohyphidae Elmidae Chironomidae | Hydropsychidae | Calopterygidae Libellulidae Naucoridae Veliidae Gyrinidae Ceratopogonidae |
| 4 | | | Elmidae Chironomidae | | Ceratopogonidae |
| 5 | Calamoceratidae | Thiaridae | Oligochaeta Chironomidae | | Hirudinea Gomphidae Hydrobiosidae Hydrophilidae Ceratopogonidae |
| 6 | | Thiaridae Planorbidae | Oligochaeta Collembola Baetidae | | |
| 7 | Helicopsychidae Limnephilidae | | Oligochaeta Caenidae Chironomidae | | |

Tabela 11 – Síntese dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais e os grupos taxonômicos de macroinvertebrados. Foram destacadas as variáveis com coeficientes de correlação ($r > 0,5$) em relação ao primeiro eixo de ordenação.

| Resultados | | | |
|--|----------------------------------|------------------------------------|---------------|
| | | Eixo 1 | Eixo 2 |
| Autovalores | | 0,178 | 0,050 |
| Varição Explicada (%) | | 44,90 | 12,60 |
| Correlação de Pearson (Espécie-Ambiente) | | 0,995 | 0,776 |
| Teste de Monte Carlo (Autovalores) – p | | 0,178 | 0,003 |
| Teste de Monte Carlo (Correlação Espécie-Ambiente) – p | | 0,995 | 0,004 |
| Legenda | Variáveis | Coefficientes de Correlação | |
| OLI | Oligochaeta | 0,964 | 0,103 |
| HIR | Hirudinea | 0,598 | 0,230 |
| MOL | Mollusca | 0,145 | -0,673 |
| DEC | Decapoda | -0,149 | 0,513 |
| COL | Collembola | 0,033 | -0,688 |
| EPH | Ephemeroptera | -0,374 | -0,261 |
| ODO | Odonata | -0,392 | 0,105 |
| PLE | Plecoptera | -0,337 | -0,165 |
| HEM | Hemiptera | -0,300 | -0,061 |
| MEG | Megaloptera | -0,184 | -0,210 |
| TRI | Trichoptera | -0,422 | -0,195 |
| LEP | Lepidoptera | -0,376 | 0,067 |
| COP | Coleoptera | -0,699 | 0,107 |
| DIP | Diptera | -0,367 | 0,390 |
| pH | pH | 0,406 | -0,376 |
| Cond. | Condutividade elétrica | 0,438 | -0,267 |
| OD | Oxigênio dissolvido | -0,858 | 0,116 |
| Turb. | Turbidez | 0,829 | 0,295 |
| NH4 | Amônia | 0,907 | 0,074 |
| P | Fósforo total | 0,726 | -0,097 |
| MOS | Material orgânico em suspensão | 0,611 | 0,119 |
| MIS | Material inorgânico em suspensão | 0,679 | 0,535 |
| Temp. | Temperatura | 0,730 | 0,179 |

Tabela 12 – Classes de qualidade de água das estações amostrais da bacia do Ribeirão Mestre d'Armas obtidas pela aplicação do Índice BMWP modificado (Junqueira & Campos, 1998) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados nas estações chuvosa (dez/05) e seca (ago/06).

| Pontos | Valores | Classes |
|---------------|----------------|----------------|
| 1 | 137 | I |
| 2 | 81 | II |
| 3 | 84 | II |
| 4 | 16 | V |
| 5 | 44 | III |
| 6 | 21 | IV |
| 7 | 24 | IV |

Anexo – Abundância de macroinvertebrados bentônicos amostrados nas sete estações amostrais ao longo do Ribeirão Mestre d'Armas (DF), nos períodos de chuva (dez/05) e seca (ago/06).

| | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | | Ponto 6 | | Ponto 7 | |
|-----------------------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|
| | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca |
| Oligochaeta | | | | | | | | | 35 | 4 | 49 | | | 1 |
| Hirudinea | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Mollusca | | | | | | | | | | | | | | |
| Thiaridae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>M. tuberculata</i> | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | |
| Planorbidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Biomphalaria</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| Decapoda | | | | | | | | | | | | | | |
| Paleomonidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Macrobrachium</i> | | | | | 2 | | | | | | | | | |
| INSECTA | | | | | | | | | | | | | | |
| Collembola | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeroptera n.i. | | | 1 | | | 7 | | | | | | | | |
| Baetidae | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | |
| Caenidae | | | | | | 2 | | | | | | | | 1 |
| Leptohyphidae | | 12 | | | | 7 | | | | | | | | |
| Leptophlebiidae | | 15 | 4 | | | | | | | | | | | |
| Odonata | | | | | | | | | | | | | | |
| Calopterygidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Calopterygidae n.i. | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hetaerina</i> | | | | | | 3 | | | | | | | | |
| <i>Nmesarete</i> | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Coenagrionidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Argia</i> | | 7 | 1 | | | | | | | | | | | |
| Libellulidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Libellula</i> | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Gomphidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphylla</i> | | | | | | | | | | 8 | | | | |

| Anexo - Continuação | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | | Ponto 6 | | Ponto 7 | |
|---------------------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva |
| <i>Hagenius</i> | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Perlidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Perlinella</i> | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | |
| Hemiptera | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Hemiptera n.i. | | | | | | | | | | | | | | |
| Gerridae | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Naucoridae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Limnocoris</i> | | | | | 1 | 4 | | | | | | | | |
| Veliidae | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| Megaloptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Sialidae | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera n.i. | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Calamoceratidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phylloicus</i> | | 7 | | 1 | | 1 | | | | 1 | | | | |
| Helicopsychidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Helicopsyche</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Hydrobiosidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Hydrobiosidae n.i. | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Atopsyche</i> | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Hydropsychidae | | 1 | 3 | | 1 | 2 | | | | | | | | |
| Leptoceridae | | 7 | | | | | | | | | | | | |
| Limnephilidae | | 4 | | | | | | | | | | | 1 | |
| Odontoceridae | | | | | | | | | | | | | | |
| Odontoceridae n.i. | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Barypenthus</i> | | 4 | | | | | | | | | | | | |
| Polycentropodidae | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Lepidoptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Pyrilidae | | 3 | 1 | | 1 | | | | | | | | | |

| Anexo - Continuação | Ponto 1 | | Ponto 2 | | Ponto 3 | | Ponto 4 | | Ponto 5 | | Ponto 6 | | Ponto 7 | |
|------------------------|-----------|------------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva |
| Coleoptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera n.i. | | 2 | | 1 | | | 2 | | | | | 1 | 1 | 2 |
| Elmidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae n.i. | 4 | 1 | 1 | | 3 | | | 1 | | | | | | |
| <i>Ancyronyx</i> | | | | | 2 | 1 | | | | | | | | |
| <i>Neocyloepus</i> | | | 1 | | | 1 | 2 | | | | | | | |
| <i>Hexacyloepus</i> | | 1 | 1 | | | | 1 | 5 | | | | | | |
| <i>Microcyloepus</i> | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Hydrophilidae | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Berosus</i> | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Gyrinidae (ad) | | 2 | 6 | | | 3 | | | | | | | | |
| Diptera | | | | | | | | | | | | | | |
| Diptera n.i. | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| Ceratopogonidae | | 1 | 1 | | 1 | 1 | 3 | | | 5 | | | | |
| Ceratopogonidae (pupa) | | | | | | | 2 | | | | | | | |
| Chironomidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae (pupa) | 1 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| Tanypodinae | 3 | 8 | 2 | 1 | 5 | | | | | 17 | | | | |
| Orthoclaadiinae | 34 | 16 | 2 | 3 | 1 | | | | | 4 | | | | |
| Chironominae | 19 | 12 | | | | 1 | 8 | | | 68 | | | 5 | |
| Empididae | 1 | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Empididae (pupa) | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Tabanidae | | 3 | | | | | | | | | | | | |
| Total | 64 | 115 | 29 | 7 | 18 | 43 | 18 | 7 | 36 | 111 | 51 | 14 | 18 | 3 |

n.i. = organismo não identificado;
ad = organismo adulto.