

Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica

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

Aluna: Adriana Cristina Marinho Fernandes

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca

Brasília-DF
Maio de 2007

*Deus,
Obrigada pela sua presença em minha vida,
por renovar as minhas forças a cada dia,
pela sabedoria e, acima de tudo, pelo seu
amor. Não conseguiria sem você.*

Resumo

Os ecossistemas aquáticos estão sujeitos a vários tipos de perturbações antrópicas que alteram a estrutura e o funcionamento desses ambientes. Modificações na estrutura da paisagem (uso intenso da terra para fins agrícolas ou urbanos) em áreas adjacentes aos rios provocam alterações na qualidade da água, no sedimento de fundo dos rios, na quantidade e qualidade de alimentos disponíveis aos organismos aquáticos. Organismos bentônicos têm sido amplamente utilizados como indicadores de qualidade ambiental, pois são sensíveis a vários tipos de degradação ambiental e respondem diferentemente a um amplo espectro de nível e tipos de poluição. Os índices mais usados para avaliar o impacto de poluentes sobre as comunidades aquáticas são os índices de diversidade, bióticos e de comparação de comunidades (similaridade e dissimilaridade); a maioria deles apresenta limitações de uso devido à distribuição restrita de muitas espécies. Índices de avaliação da qualidade da água utilizando métodos multivariados prometem compreender um sistema complexo reduzindo o número de variáveis coletadas. Assim o índice de integridade biológica de bentos foi desenvolvido para avaliar a integridade biológica dos ecossistemas aquáticos, aplicando os conceitos de áreas de referência e saúde dos rios, com o objetivo de monitorar e restaurar a condição natural dos ambientes degradados. O objetivo desse trabalho é propor um índice de integridade biológica usando macroinvertebrados benthônicos na bacia do rio São Bartolomeu (DF). Para isso, foram analisados aspectos da qualidade do habitat, da água, do sedimento e a estrutura da comunidade bentônica para definição de áreas de referência nos 43 pontos selecionados nesta bacia. Para análise da qualidade da água foram realizadas medidas de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) concentração de oxigênio dissolvido (OD) e consumido (OC), concentração de nitrato, amônio e ortofosfato. O sedimento foi analisado quanto ao tamanho dos grãos, percentual de matéria orgânica e concentração de nitrogênio e fósforo total. Aspectos da estrutura da comunidade bentônica foram analisados, entre eles a composição, riqueza e diversidade de táxons, os grupos tróficos de alimentação e a abundância relativa. A qualidade da água foi alterada devido à influência antrópica. A condutividade elétrica, a alcalinidade, os STD e a concentração de nutrientes aumentaram em resposta ao impacto; por outro lado, a concentração de oxigênio dissolvido diminuiu. No sedimento o intenso uso da terra provocou alterações no tamanho dos grãos, com crescente deposição de areia fina e argila, no teor de matéria orgânica e na concentração de nitrogênio e fósforo total, que aumentaram em resposta ao impacto. Foram identificados 9401 indivíduos, entre os quais as larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) foram dominantes na maioria dos pontos. Larvas de Plecoptera apresentaram maior sensibilidade ao impacto que as de Ephemeroptera e Trichoptera. O grupo trófico do tipo coletor foi dominante na maioria dos pontos amostrados. A comunidade bentônica apresentou alterações na composição, abundância, riqueza e diversidade nas áreas mais degradadas. Para o índice de integridade biológica, foram selecionadas 20 medidas, das quais apenas seis mostraram sensibilidade para distinguir áreas de referência de áreas degradadas. O índice de integridade proposto para o rio São Bartolomeu foi sensível para qualificar quatro tipos de ambientes segundo o nível de preservação: impactado, degradado, bom e muito bom, demonstrando que a comunidade bentônica pode ser usada em índices de avaliação da integridade biológica na bacia do rio São Bartolomeu. O baixo número de áreas consideradas de referência e a baixa abundância dos organismos foram limitantes para a elaboração do índice; por isso, um número maior de amostragens espaciais e temporais seria necessário para aprimorar o índice.

Abstract

The aquatic ecosystems are subject to several types of disturbances anthropics that alter the structure and the function of those environments. Modifications in the structure of the landscape (use intense of the earth for ends agricultural or urban) in areas adjacent to the rivers they provoke alterations in the quality of the water, in the sediment of bottom of the rivers, in the amount and quality of available feed to the aquatic organisms. Organisms benthic have been used thoroughly as indicators of environmental quality, because they are sensitive to several types of environmental degradation and they answer differently to a wide level spectrum and pollution types. The indexes more used to evaluate the impact of pollutant on the aquatic communities are the diversity indexes, biotic and of communities' comparison (similarity and dissimilarity); most of them presents use limitations due to the restricted distribution of a lot of species. Indexes of evaluation of the quality of the water using methods multimetrics promises to understand a complex system reducing the number of collected variables. Thus index of biological integrity was developed to evaluate the biological integrity of the aquatic ecosystems, applying the concepts of reference areas and health of the rivers, with the objective of to monitor and to restore the natural condition of the degraded environments. The objective of that work is to propose an index of biological integrity using macroinvertebrates benthic in the basin of the São Bartolomeu River (DF). For that, aspects of the quality of the habitat were analyzed, of the water, of the sediment and the structure of the community benthic for definition of reference areas in the 43 points selected in this basin. For analysis of the quality of the water pH measures were accomplished, alkalinity, electric conductivity, dissolved total solids (TDS) concentration of dissolved oxygen (OD) and consumed (OC), concentration of nitrate, ammonium and orthophosphate. The sediment was analyzed as for the size of the grains, percentage of organic matter and concentration of nitrogen and total phosphor. Aspects of the structure of the community benthic were analyzed, among them the composition, richness and taxa diversity, the groups feeding trophics and the relative abundance. The quality of the water was altered due to the influence anthropic. The electric conductivity, the alkalinity, TDS and the concentration of nutrients increased in response to the impact; on the other hand, the concentration of dissolved oxygen decreased. In the sediment the intense use of the earth provoked alterations in the size of the grains, with growing deposition of fine sand and clay, in the percentage of organic matter and in the concentration of nitrogen and total match, increased in response to the impact. They were identified 9401 individuals, among the ones which the larvas of Chironomidae (Insecta: Diptera) they were dominant in most of the points. Larvae of Plecoptera presented larger sensibility to the impact that the one of Ephemeroptera and Trichoptera. The group trophic of the type collector was dominant in most of the points. The community benthic presented alterations in the composition, abundance, richness and diversity in the areas more degraded. For the index of biological integrity, 20 measures were selected, of the only six showed sensibility to distinguish areas of reference of degraded areas. The integrity index proposed for the São Bartolomeu River was sensitive to qualify four types of environments according to the preservation level: impacted, degraded, good and very good, demonstrating that the community benthic can be used in indexes of evaluation of the biological integrity in the basin of the São Bartolomeu River. The low number of considered areas of reference and the low abundance of the organisms went limitation to the elaboration of the index; therefore, a larger number of space and temporary samplings would be necessary to perfect the index.

Agradecimentos

Ao atingir um objetivo uma pessoa nunca luta sozinha, não sofre sozinha, não se sacrifica sozinha e não vence sozinha. Muitas foram as pessoas que me ajudaram nesta vitória; a elas eu dedico com amor este trabalho e agradeço:

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos os membros da banca examinadora pelas sugestões tão enriquecedoras.

À Prof^a Claudia Padovesi Fonseca pela orientação e confiança.

À professora June pelo carinho e conselhos tão sábios que me deram segurança para continuar.

Aos professores Mercedes Bustamante e Geraldo Boaventura pelo apoio e confiança em permitir que eu utilizasse as dependências dos laboratórios de Ecologia e Geoquímica para a realização das análises de sedimento e água.

Aos técnicos Mardônio e Consolação pelo apoio fundamental para conclusão deste trabalho. À técnica e amiga Regina pelo apoio nas análises do sedimento. Aos técnicos do laboratório de Geoquímica pelo auxílio indispensável nas análises de qualidade da água.

Aos meus filhos, Caio e Rafael, pelo carinho e paciência, ao mesmo tempo em que peço desculpas pela minha ausência em tantos momentos.

Aos meus pais, José Condé e Danila, que me deram a oportunidade de sonhar e pelo apoio para realizar esses sonhos, cuidando com carinho dos meus filhos sempre que eu precisei. Aos meus irmãos Andréa e Felipe, obrigada pelo apoio, pela amizade e abrigo.

Ao meu esposo, Everton, em especial, pelo companheirismo, apoio e paciência. Obrigada pelas correções gramaticais, pelo suporte técnico e intelectual.

Às minhas colegas e amigas de laboratório e de muito mais Luciana, Eliza, Bárbara, Cristina, Mariana e Patrícia, obrigada por simplesmente me ouvirem nos momentos difíceis. Aos colegas Clayton e Thiago pelo auxílio nas coletas e pelas risadas no laboratório.

Aos amigos Raquel e Dida, pelos conselhos, caronas e dedicação no cuidado e bem-estar dos meus filhos. À Lia e Fernando pela amizade e apoio técnico, especialmente ao Fernando pelo apoio tecnológico e pela paciência com as minhas limitações de informática.

Sumário

Capítulo 1 – Introdução Geral

1 – Introdução	2
1.1. – Bases Teóricas	6
1.1.1 – Organismos Indicadores	6
1.1.2 – Índice de Integridade Biológica de Bentos	9
1.1.3 – Condições de Referência	14
1.2 – Hipóteses	14
1.3 – Objetivos	15
1.3.1 – Geral	15
1.3.2 – Específicos	15
2 – Material e Métodos	16
2.1 – Área de Estudo	16
2.2 – Pontos de Amostragem	19
2.2.1 – Rio São Bartolomeu	19
2.2.2. – Tributários Diretos de Primeira Ordem	25
2.2.3 – Ribeirão Mestre D’Armas	27
2.2.4 – Ribeirão Pipiripau	31
2.2.5 – Ribeirão Sobradinho	33
3 – Coleta e Frequência de Amostragem	35
3.1 – Análise da Água	35
3.2 – Análise do Sedimento	35
3.2.1 – Determinação da Matéria Orgânica no Sedimento	36
3.2.2 – Determinação de Nutrientes no Sedimento	36
3.2.2.1 – Digestão das Amostras	36
3.2.2.2 – Determinação de Nitrogênio Total	38
3.2.2.3 – Determinação de Fósforo Total	39
3.3 – Análise da Qualidade de Habitats	40
4 – Tratamento dos Dados	43

5 – Referências Bibliográficas	44
Capítulo 2 – Qualidade da Água	52
1 – Introdução	53
2 – Material e Métodos	55
3 – Resultados	56
3.1 – Sub-bacias do Rio São Bartolomeu	68
3.1.1 – Sub-bacia do Ribeirão Mestre D’Armas	68
3.1.2 – Sub-bacia do Ribeirão Pipiripau	79
3.1.3 – Sub-bacia do Ribeirão Sobradinho	86
3.1.4 – Tributários de Primeira Ordem	92
3.1.5 – Rio São Bartolomeu	98
4 – Discussão	104
5 – Conclusões	107
6 – Referências Bibliográficas	108
Capítulo 3 – Caracterização do Sedimento	111
1 – Introdução	112
2 – Material e Métodos	115
3 – Resultados	116
4 – Discussão	127
5 – Conclusões	129
6 – Referências Bibliográficas	131
Capítulo 4 – Caracterização da Comunidade Bentônica	133
1 – Introdução	134
2 – Material e Métodos	135
2.1 – Análise de Dados	135
3 – Resultados	136
3.1 – Sub-bacia do Ribeirão Mestre D’Armas	138
3.2 – Sub-bacia do Ribeirão Pipiripau	143
3.3 – Sub-bacia do Ribeirão Sobradinho	147

3.4 – Tributários de Primeira Ordem	150
3.5 – Rio São Bartolomeu	153
3.6 – Relação da comunidade bentônica com os diferentes tipos e intensidades de impacto nos ambientes coletados.	156
4 – Discussão	161
5 – Referências Bibliográficas	167
Anexos	172
Capítulo 5 – Desenvolvimento do Índice de Integridade Biológica na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu	182
1 – Introdução	183
2 – Material e Métodos	186
3 – Resultados	189
4 – Discussão	209
5 – Referências Bibliográficas	212
Conclusões Gerais	217

Capítulo 1

Introdução Geral

“E disse Deus: Produzam as águas abundantemente criaturas de alma vivente... e as águas produziram criaturas conforme a sua espécie.

E viu Deus que era bom...”

(Gênesis 1:20-21)

1 – Introdução

Os ecossistemas aquáticos estão sujeitos a vários tipos de perturbação seja de origem antrópica, como o descarte de esgoto doméstico, ou natural, como alterações sazonais no fluxo da água. A perturbação é um importante determinante da estrutura e dos processos de um ecossistema uma vez que os ambientes são dinâmicos, e a capacidade de resiliência dos organismos permite que uma vasta biota sobreviva no meio (Grimm, 1992). No entanto, as perturbações de origem antrópica nos sistemas aquáticos provocam alterações na qualidade da água e, geralmente, diminuem a capacidade do sistema de manter suas comunidades.

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes para o sucesso de colonização e de estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos (Marques *et al.*, 1999). Esse conceito está relacionado a um conjunto de atributos subjetivos, tais como: (1) modificação da composição natural da água e (2) a relevância da composição química com respeito ao uso humano, principalmente à potabilidade. Mas a composição química da água é apenas um dos componentes da avaliação da qualidade ambiental dos sistemas aquáticos, que incluem, além das análises física e química da água, suas características biológicas e a descrição de habitats (Meybeck, 1996).

Durante várias décadas a qualidade da água foi analisada somente pelo ponto de vista químico e físico, sem considerar a fauna local, sendo que esta avaliação indica uma variação momentânea do ambiente, enquanto a biota aquática pode fornecer um histórico das condições do meio (Metcalf, 1989; Karr, 1999). O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água está baseado nas respostas dos organismos em relação às variações do meio em que vivem, sejam essas perturbações de origem antrópica ou natural (Buss *et al.*, 2003).

O grande desafio do biomonitoramento nos sistemas aquáticos é definir um indicador ideal (bioindicador) cuja presença, abundância e/ou comportamento reflitam o efeito de um estressor na biota (Bonada *et al.* 2006). De acordo com Barbour *et al.* (1999), o uso do biomonitoramento ambiental da água apresenta as seguintes vantagens:

1. As comunidades biológicas refletem toda a integridade ecológica (integridade biológica, física e química). Portanto, os biolevantamentos resultam diretamente na avaliação do estado de um corpo d'água tendo como referência central um ambiente limpo;
2. As comunidades biológicas integram os efeitos de diferentes tipos de perturbação, fornecendo uma ampla medida desses impactos agregados;

3. As comunidades integram estresse e tempo, permitindo uma medida ecológica das flutuações nas condições ambientais;
4. A rotina de monitoramento das comunidades biológicas pode ser relativamente econômica, particularmente quando comparado aos custos de testes toxicológicos;
5. O estado das comunidades biológicas é de interesse público direto como a medida de um ambiente livre de poluição;
6. Em locais onde não existe um critério para verificação de impactos ambientais no sistema aquático, as comunidades biológicas podem ser medidas práticas de avaliação.

Deste modo, a avaliação tradicional da qualidade da água, utilizando apenas fatores físicos e químicos, tem sido substituída por avaliações que englobam as características biológicas do sistema, uma vez que a poluição química provocada por fontes não-pontuais pode ser transitória e imprevisível e a interpretação das conseqüências deste impacto sobre a biota pode ser confundida com a co-ocorrência de distúrbios físicos do habitat. A biota residente no corpo d'água é monitor natural da qualidade ambiental e pode revelar efeitos episódicos, bem como a poluição acumulativa e alterações de habitat (Barbour *et al.*, 1996).

Macroinvertebrados bentônicos são considerados excelentes indicadores biológicos da qualidade dos ecossistemas aquáticos, pois são amplamente distribuídos, abundantes e de fácil coleta. Eles são relativamente sedentários e, deste modo, podem representar uma condição local; além disso, apresentam ciclo de vida longo, capaz de registrar a qualidade ambiental (Metcalf, 1989). Os macroinvertebrados bentônicos são sensíveis a vários tipos de degradação ambiental e respondem diferentemente a um amplo espectro de nível e tipos de poluição, podendo apresentar alterações morfológicas causadas pelo longo período de exposição a determinados poluentes (Reice & Wohlenberg, 1993; Arias *et al.*, 2007). Assim, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos reflete o estado de todo o ecossistema aquático (Reice & Wohlenberg, 1993), onde o estabelecimento de espécies nas comunidades bentônicas depende do número de espécies já residentes, dos tipos de substratos (Bunn & Davies, 1992; Baptista *et al.*, 2001), dos padrões de corrente (Maltchick & Florín, 2002), do regime de luz e das concentrações de nutrientes dos rios (Minshall, 1984).

Deste modo, os organismos bentônicos são diretamente afetados pela alteração na composição natural dos sistemas aquáticos, seja diminuindo ou aumentando sua população (Marques & Barbosa, 2001). Geralmente, há uma diminuição da diversidade da fauna durante

processos de contaminação por poluentes, mostrando uma progressão cronológica, ou seja, esse processo torna-se mais crítico para a comunidade bentônica ao longo do tempo, podendo ser completamente eliminada do meio (Death, 2002). Ambientes impactados por óleo derivado de petróleo e por descarte de esgoto doméstico registraram menor riqueza e abundância de insetos aquáticos do que áreas não poluídas (Couceiro *et al.*, 2006). Em casos de poluição severa, esses locais são claramente afetados e a comunidade tende a desenvolver cadeias alimentares mais curtas (Grumiaux *et al.*, 1998).

Espécies de macroinvertebrados bentônicos dos grupos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera podem ser indicadoras de ambientes de baixo impacto antrópico (Dohet *et al.*, 2002); por outro lado, espécies de quironomídeos do gênero *Chironomus* (Insecta: Diptera) podem indicar ambientes submetidos à perturbação severa (Strixino & Strixino, 1989; Marques *et al.*, 1999; Fernandes, 2002; Tudorancea & Tudorancea, 2002).

O primeiro índice a considerar a comunidade biológica para avaliação da qualidade ambiental usando organismos aquáticos e bactérias foi o Sistema Sapróbio desenvolvido por Kolkowitz e Marsson em 1909, considerando o poder indicador de cada organismo (Margalef, 1983). Vários outros índices foram desenvolvidos em seguida, como o Índice Biótico de Trent (Woodiwiss, 1964), o Índice Biótico Francês (1968), o *Biological Monitoring Working Party* - BMWP (1978 e 1979) entre outros (Metcalf, 1989). No Brasil, o índice biótico BMWP foi adaptado para rios do estado de Minas Gerais por Junqueira & Campos (1998) para avaliar a qualidade da água no rio das Velhas e os índices de qualidade da água (IQA) e de proteção à vida aquática (IVA) foram aperfeiçoados para rios do estado de São Paulo (Zagatto *et al.*, 1999).

Os índices mais usados para avaliar o impacto de poluentes sobre as comunidades aquáticas são os índices de diversidade, bióticos e índices de comparação de comunidades (índices de similaridade e dissimilaridade). Os índices bióticos estabelecem a alteração, em termos de tolerância ou sensibilidade relativa, dos organismos presentes em um sistema com uma situação de poluição específica. Os índices de diversidade avaliam os efeitos da poluição na estrutura da comunidade e os índices de similaridade e dissimilaridade estabelecem os efeitos dos poluentes sobre a composição da comunidade, uma vez que verifica quais espécies são comuns a ambientes distintos que se deseja comparar (Pontasch & Brusven, 1988).

Os Índices Biótico, Biológico Global, Biótico Belga e o de Saprobiidade são usados no Brasil para avaliação da qualidade da água (Strieder *et al.*, 2006). A maioria deles apresenta

limitações de uso, uma vez que muitas das espécies usadas nesses índices não ocorrem em nosso país (Navas-Pereira & Henrique, 1996); por isso, muitos trabalhos utilizam índices de diversidade para avaliar alterações na comunidade bentônica em resposta às pressões antrópicas (Melo & Froehlich, 2001; Bueno *et al.*, 2003; Ayres-Peres *et al.*, 2006).

Os índices de avaliação da qualidade da água que utilizam métodos multivariados prometem compreender um sistema complexo reduzindo o grande número de variáveis coletadas em um córrego (Karr, 1981; Capítulo *et al.*, 2001). O objetivo principal desta redução de variáveis é a inferência da condição biológica (Brinck, 2002).

Em 1981 surgiu o primeiro índice com análise multimétrica baseado na comunidade de peixes para avaliação da integridade biótica de ecossistemas aquáticos (Karr, 1981), adaptado para bentos em 1989, como parte do Protocolo de Bioavaliação Rápida desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA) (Barbour *et al.*, 1999). Kerans & Karr (1994) adaptaram o índice de análise multimétrica com macroinvertebrados bênticos para avaliar a integridade biológica dos rios no Vale do Tennessee.

Assim, em muitos países foram desenvolvidos índices de integridade biológica para avaliação da qualidade da água usando vários grupos da biota aquática como a comunidade de peixes (Lyons *et al.*, 1995; Araújo, 1998; Snyder *et al.*, 2003), de perifíton (Hill *et al.*, 2003) ou a comunidade de organismos bentônicos (Kerans & Karr, 1994; Chessman & McEvoy, 1998; Simić & Simić, 1999; Capítulo *et al.*, 2001; Buffagni *et al.*, 2004) auxiliando na determinação da “saúde” de córregos e rios em vários países.

O Índice de Integridade Biótica baseado na taxocenose de peixes foi adaptado, pela primeira vez no Brasil, no estado do Rio de Janeiro para o rio Paraíba do Sul, visando à obtenção de um padrão de monitoramento biológico que permitisse inferir a qualidade da água de maneira segura, robusta e independente de variações em curto prazo (Araújo, 1998). Outros trabalhos se seguiram com o objetivo de avaliar a integridade biológica usando a taxocenose de peixes (Araújo *et al.*, 2003; Ferreira & Casatti, 2006) e as respostas desses organismos a variações na qualidade da água e do habitat (Casatti *et al.*, 2006).

Todavia, os primeiros trabalhos de análise multivariada usando macroinvertebrados bentônicos para analisar a integridade de ambientes lóticos foram desenvolvidos no Brasil por Silveira *et al.* (2005) para a bacia do rio Macaé, no estado do Rio de Janeiro, e ampliado para rios da Floresta Atlântica nesse mesmo estado, por Baptista *et al.* (2007).

No Distrito Federal, pouco se conhece sobre a comunidade bentônica de sistemas aquáticos lóticos ou lênticos. Há apenas um trabalho relacionado à eficiência dos amostradores da fauna bentônica no Lago Paranoá que demonstra a variação desta comunidade em ambientes lênticos (Vieira, 1990). Outro trabalho realizado com a comunidade de invertebrados bentônicos e seu uso como indicadores de qualidade da água em ambientes submetidos à pressão antrópica foi realizado na bacia do córrego do Riacho Fundo, no qual foram aplicados os índices de diversidade de Lothian e o Índice Biótico (Medeiros, 1997). Nesta mesma bacia, foi analisada a ocorrência e a composição da taxocenose de moluscos (Martins-Silva & Barros, 2001).

A influência da descarga orgânica de esgotos domésticos na diversidade da comunidade de invertebrados bentônicos demonstrou alterações na composição da comunidade bentônica e na abundância de suas populações devido à influência antrópica na sub-bacia do rio Melchior, ainda no Distrito Federal (Fernandes, 2000). Na bacia do ribeirão Sobradinho, a comunidade bentônica também apresentou diferença significativa em áreas submetidas a diferentes intensidades de impacto (Salcedo, 2006).

Considerando a importância da comunidade bentônica na estrutura e dinâmica dos ecossistemas aquáticos e seu relevante papel como indicador biológico de estresse ambiental, torna-se imprescindível o estudo destes organismos para avaliarmos suas possíveis respostas às alterações ambientais na qualidade da água.

1.1 – Bases Teóricas

1.1.1 – Organismos Indicadores

A abundância e os padrões de distribuição dos organismos aquáticos podem ser afetados pela poluição das águas, fornecendo uma útil indicação da qualidade química da água. O termo “organismo sentinela” é frequentemente usado para indicar organismos que ocorrem quando a contaminação ambiental atinge níveis que podem ser prejudiciais à sobrevivência de muitos organismos ao longo do tempo e que não poderiam ser detectados pela análise físico-química da água (Abel, 2002).

Um organismo não pode sobreviver indefinidamente em um ambiente onde seus requerimentos nutricionais, físicos e químicos não sejam satisfeitos. Assim, a presença de uma espécie em particular, especialmente se esta é abundante, indica que seus requerimentos ambientais estão sendo supridos. No entanto, sua ausência não necessariamente indica o contrário

– uma espécie pode, por exemplo, ser competitivamente excluída de um habitat particular por outra espécie ou simplesmente apresentar distribuição restrita. Contudo, dentro de certas limitações, a presença, ausência ou a abundância relativa das espécies podem ser usadas como indicadores da qualidade ambiental.

Os indicadores biológicos podem ser agrupados dentro de atributos ecológicos que registram as condições bióticas, características físicas e químicas, processos ecológicos e distúrbios (Harwell *et al.*, 1999). Indicadores ecológicos têm sido amplamente usados, tanto para distúrbios de origem natural como para os de origem antrópica (Niemi & McDonald, 2004) ou ainda para avaliar a integridade biológica de um ecossistema (Garay, 2001).

As principais razões para o uso de espécies indicadoras são: (a) a facilidade de identificação; (b) a facilidade de coleta; (c) o grande número de espécies com reposta conhecida ao distúrbio ambiental; e (d) o custo relativamente baixo. Espécies indicadoras são usadas, de forma geral, dentro de uma abordagem que utiliza uma ou poucas espécies para indicar uma condição ou resposta ao estresse, e pode ser aplicada às outras espécies com requerimentos ecológicos similares (Boulton, 1999).

Espécies indicadoras podem ainda ser usadas de três maneiras distintas: (1) para refletir o estado biótico e abiótico do ambiente; (2) para revelar evidências de impacto devido à variação ambiental e (3) indicar a diversidade de espécies, táxons ou comunidades dentro de uma área. As duas primeiras formas refletem o uso comum de organismos indicadores, como medidas das condições e diagnósticos das causas potenciais das variações ambientais. A terceira expande o conceito de organismos indicadores e incorpora a idéia de uma simples espécie servindo como substituta de muitas outras espécies, como por exemplo, espécies bandeira, focal, guarda-chuva e guilda (Niemi & McDonald, 2004).

Mais recentemente, a noção de grupo funcional representa a intenção de síntese frente ao estudo exaustivo das espécies que compõem uma comunidade. Pode-se, assim, definir tipos funcionais com respeito às propriedades inerentes às espécies (morfologia, fisiologia, entre outros) particularmente quando estas estão ligadas à utilização de recursos e às interações entre as espécies, ou, ainda, às interações entre diferentes comunidades. O caráter indicador de um grupo funcional será mais ou menos marcante na medida em que as espécies que o compõem possam evidenciar modificações de outras comunidades ou de processos essenciais do ecossistema. Tanto

a riqueza de espécies de um grupo funcional e suas modificações na composição ou, ainda, a diversidade de grupos funcionais podem adquirir o caráter indicador (Garay, 2001).

Os invertebrados bentônicos, representados principalmente pelos insetos aquáticos, ingerem uma variedade enorme de alimento e seus vários mecanismos de alimentação podem ser organizados dentro de uma estrutura funcional. Animais com mecanismos morfológicos e comportamentais semelhantes para obtenção de alimento formam os grupos funcionais de alimentação dos invertebrados bentônicos nos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 2001).

A divisão dos grupos funcionais de alimentação foi bem descrita por Merritt & Cummins (1996), e os estudos baseados no alimento digerido revelam que, essencialmente, todos os insetos aquáticos são onívoros, pelo menos em seus primeiros estágios de desenvolvimento. No entanto, espécies em seus últimos estágios de desenvolvimento tendem a apresentar maior especificidade nos seus requerimentos nutricionais, o que permite a classificação dos macroinvertebrados em cinco grupos tróficos de alimentação: fragmentadores, coletores-filtradores, coletores-catadores, raspadores e predadores (Tabela I).

Tabela I – Comparação entre grupos funcionais de alimentação, tipo de alimento ingerido e níveis tróficos. Matéria orgânica particulada grossa (CPOM) e matéria orgânica particulada fina (FPOM). Adaptado de Merritt & Cummins (1996).

Grupo Funcional de Alimentação	Tipo de Alimento	Nível trófico baseado na ingestão*
Fragmentadores (vivem de plantas vivas ou mortas e, Ocasionalmente da fauna associada a essas plantas: fungos, bactérias, protozoários e microartrópodos)	CPOM	Detritívoros
	Serapilheira	Herbívoros
	Microbiota associada	(Carnívoros)
Coletores-Filtradores (comedores de material em suspensão)	FPOM	Detritívoros
	Microalgas	Herbívoros
	Microbiota	(Carnívoros)
Coletores-Catadores (Comedores de material depositado no fundo)	FPOM	Detritívoros
	Microalgas	Herbívoros
	Microbiota	(Carnívoros)
Raspadores (raspam o substrato do fundo)	Microalgas	Herbívoros
	FPOM	Detritívoros
Predadores	Organismos vivos	Carnívoros
	Organismos mortos	(Detritívoros)

*O componente menor ou ocasional de uma classificação trófica é mostrado entre parênteses.

Estes grupos funcionais são muito utilizados em avaliação de qualidade da água em índices de análise multimétrica (Hawkes, 1964; Barbour *et al.*, 1996; Böhmer *et al.*, 2001; Morley & Karr, 2002; Baptista *et al.*, 2007).

A composição de espécies de macroinvertebrados bentônicos é um bom indicador da saúde dos rios, e as vantagens desses organismos como indicadores foram amplamente revisadas por Rosenberg & Resh (1993). Barbour *et al.* (1999) apontam algumas vantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água:

- são bons indicadores das condições locais, uma vez que estes organismos apresentam padrões de migração limitados ou são sésseis;
- integram os efeitos das variações ambientais a curto prazo, com estágios de vida sensíveis que respondem rapidamente ao estresse. Por outro lado, muitas espécies têm ciclo de vida complexo, de aproximadamente um ano ou mais e podem responder mais lentamente, sendo neste sentido consideradas resistentes;
- constituem diversos níveis tróficos e de tolerância a poluentes, fornecendo informações para interpretações dos efeitos cumulativos dos poluentes na cadeia trófica;
- são abundantes em muitos rios. Pequenos rios, de 1ª e 2ª ordem, em condições naturais suportam uma fauna de macroinvertebrados diversa e uma fauna limitada de peixes.

No Distrito Federal, pouco se conhece sobre a composição da fauna bêntica de ambientes lóticos pouco impactados; entretanto, macroinvertebrados bentônicos indicadores de ambientes de médio e severo impacto foram encontrados na bacia do Riacho Fundo (Medeiros, 1997) e na sub-bacia do rio Melchior (Fernandes, 2002). Outros trabalhos no estado de Goiás, ainda na região centro-oeste, fornecem uma lista mais detalhada da composição de espécies indicadoras de ambientes limpos, como as larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Oliveira & Froehlich, 1997; Oliveira *et al.*, 1999), em nível de gênero e em nível de família (Bispo *et al.*, 2001).

1.1.2 – Índice de Integridade Biológica para Bentos (B-IBI)

No intuito de melhor avaliar a condição dos ecossistemas e propor medidas de monitoramento que interrompam ou minimizem os efeitos da poluição de origem antrópica, muitos pesquisadores adaptaram ou desenvolveram índices com uma abordagem holística para avaliação das condições ecológicas. Estes variam desde Índices de Diversidade de Shannon-Wiener a índices multimétricos como um conjunto matematicamente agregado de fortes indicadores, que combinam atributos de comunidades bióticas inteiras dentro de uma medida das condições ambientais (Niemi & McDonald, 2004). Segundo Barbour *et al.* (1999), existem três componentes principais da integridade ecológica: a qualidade físico-química da água, o habitat

(que inclui a preservação das matas de galeria, preservação das margens, fluxo dos rios, entre outros fatores) e as condições biológicas.

A integridade biológica foi primeiramente definida em 1977 como a capacidade de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição, diversidade e organização funcional comparável com aqueles habitats naturais da região. A integridade biológica engloba muitos processos e propriedades, desde interações tróficas e evolutivas até diversidade e abundância (Brink, 2002).

O termo “integridade” se aplica à condição de locais no extremo de um *continuum* de influência humana, ou seja, aqueles locais que suportam uma biota resultante de processos evolutivos e biogeográficos com o mínimo de influência antrópica. Num corpo d’água onde há o mínimo de atividade humana, por exemplo, a biota é determinada pelas interações dos processos evolutivos e biogeográficos em um contexto geológico e climático regional. Por outro lado, o aumento das populações humanas e o avanço tecnológico alteram a paisagem de várias formas e estas variações modificam a biota dos sistemas aquáticos, fazendo com que eles se afastem da condição de integridade. Em alguns casos, as mudanças são mínimas; noutros, são substanciais, podendo levar à eliminação completa de plantas e animais dos rios (Figura 1; Karr, 1999).

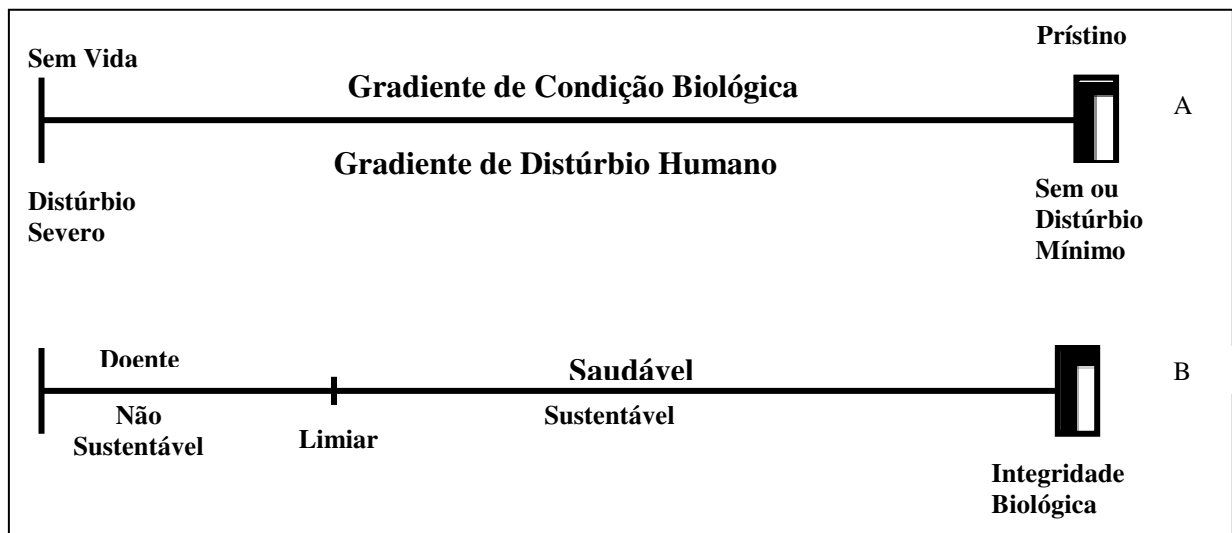


Figura 1 – Representação esquemática do Conceito de Integridade Biológica, em um extremo de um *continuum* de influência humana sobre a condição biológica, distúrbios severos eliminam a vida por completo; em outro extremo do gradiente estão sistemas vivos prístinos ou minimamente perturbados (A). Um gradiente paralelo (B), variando da condição de integridade até a ausência completa de vida, passa pela condição de atividade saudável ou sustentável. Abaixo de um limiar definido por critérios específicos, as condições ou atividades não são mais saudáveis ou sustentáveis em termos da capacidade de suportar sistemas vivos. Extraído de Karr (1999).

Esta definição considera três princípios importantes: (i) a biota se estende por uma variedade de escalas temporal e espacial; (ii) os sistemas vivos incluem uma série de elementos (componentes da biodiversidade) mais os processos que os geram e os mantêm; e (iii) os sistemas vivos estão envolvidos em contextos biogeográficos e evolutivos dinâmicos (Karr, 1999).

A presença da biota natural de um rio resulta da capacidade da mesma em resistir à variação normal desse ambiente. Além disso, a amplitude da variação no sistema de sua condição normal ou esperada resultante de eventos naturais é reduzida em comparação com as perturbações causadas pela atividade humana. Essa condição natural ou esperada constitui a integridade, que varia geograficamente devido ao fato de a comunidade biológica em cada rio estar submetida a um contexto de oportunidades locais e regionais (Karr & Chu, 2000).

O objetivo central do IBI multimétrico é detectar as divergências da integridade biológica, o produto dos processos evolutivos regionais e biogeográficos, e as divergências atribuíveis às ações humanas; seu objetivo, portanto, não é documentar ou entender todas as variações que ocorrem nos sistemas naturais (Karr, 1999).

Os índices biológicos multimétricos efetivos excluem os indicadores que são teoricamente ou empiricamente falhos. Eles incorporam componentes da biota que são sensíveis a uma ampla variedade de ações humanas (sedimentação, enriquecimento orgânico, agentes químicos tóxicos, alteração de fluxo). Após um parâmetro ser incluído como medida no índice, ele é rigorosamente definido, medido e testado através de análise de correlação. O resultado é um índice que integra o comportamento dos elementos e os processos do sistema biológico. Medidas comuns incluem aquelas que ilustram variações na riqueza taxonômica (biodiversidade), mudanças na composição de espécies refletindo o efeito humano (sedimentação ou enriquecimento de nutrientes), saúde individual (alterações morfológicas e fisiológicas), organização da cadeia trófica e outros atributos biológicos que respondem à influência humana (Karr, 1981).

Geralmente, os índices multimétricos incorporam a mais rica série de sinais que fazem análises baseadas na composição de espécies e em matrizes de abundância. Karr (1999) adverte sobre o cuidado na seleção das medidas envolvidas em um índice multimétrico em que alguns pontos importantes devem ser considerados: (1) a amostragem deve incluir uma série de locais com diferentes intensidades e tipos de influência humana, isto é, uma amostragem ao longo de um gradiente de distúrbio humano; (2) o monitoramento biológico deve manter-se fiel aos rigorosos padrões dos atributos medidos, ou seja, um conhecimento da história natural e a

familiaridade com os princípios ecológicos e teorias guiam as definições dos atributos e as predições de seu comportamento após as variações provocadas pela influência humana; (3) demonstrar que um atributo tem relação empírica confiável – uma variação quantitativa consistente – ao longo de uma série, ou gradiente de influência humana.

Assim, o Índice de Integridade Biológica baseado na taxocenose de peixes foi definido por Karr (1981) com o uso de parâmetros relacionados à composição e riqueza de espécies de peixes e fatores ecológicos para determinar classes de qualidade da água, variando entre: excelente (60-57), boa (52-48), razoável (44-39), pobre (32-28), muito pobre (≤ 23) e sem peixe. Para cada critério, sinais de avaliação como menos (-), zero (0) e mais (+) foram aplicados nas amostras. Em primeiro lugar, Karr assinalou os valores para cada grade de sinais como: (-)=1, (0)=3 e (+)=5 e estes foram somados a cada critério em cada um dos locais, gerando o índice de qualidade da comunidade.

Alguns pesquisadores adaptaram o Índice de Integridade Biológica baseado na taxocenose de peixes utilizando os macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água (Kerans & Karr, 1994; Barbour *et al.*, 1996; Böhmer *et al.*, 2001). Outros avaliam vários atributos da flora e da fauna aquática, medindo a produtividade primária, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, por meio da aplicação do Índice de Comunidade de Invertebrados (ICI), e o IBI baseado na taxocenose de peixes para verificar a integridade biológica de ecossistemas aquáticos (Miltner & Rankin, 1998).

Kerans & Karr (1994) adaptaram o Índice de Integridade Biológica de peixes para Bentos, criando o Índice de Integridade Biológica para Bentos (B-IBI), que utiliza características do habitat, mediante a análise do ambiente físico, e verifica a vazão, a temperatura da água, a concentração de oxigênio dissolvido, o pH, os sólidos totais em suspensão (TSS) e dissolvidos (TDS), a alcalinidade, as concentrações de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato e fósforo total, além dos elementos essenciais como sódio (Na), cloro dissolvido ou total (Cl), sulfato total ou dissolvido (SO₄). Em relação à comunidade, foram considerados a composição e os grupos funcionais (Tabela II), com previsão dos efeitos hipotéticos (análise dose-resposta) do impacto sobre a biota.

Tabela II – Atributos biológicos (estrutura e composição da comunidade e processos) usados na análise e o efeito hipotético do impacto humano. Todos os atributos proporcionais foram calculados pela abundância de um grupo particular (ex.: quironomídeos) divididos pela abundância total (Kerans & Karr, 1994).

Sigla	Atributo	Efeito Hipotético do Impacto
Elementos da estrutura e composição da comunidade		
TAXA	Riqueza total de táxons	Diminui
TISM	Número de caramujos intolerantes e espécies de mexilhões	Diminui
TMAY	Riqueza de táxons de Ephemeroptera	Diminui
TCAD	Riqueza de táxons de Trichoptera	Diminui
TSTO	Riqueza de táxons de Plecoptera	Diminui
*TSED	Riqueza de táxons superfície-sedimento	Diminui
PCOR	Proporção de indivíduos como <i>Corbicula</i> (Mollusca: Bivalvia)	Aumenta
POLG	Proporção de Oligocheta (Annelida)	Aumenta
*PCHR	Proporção de Chironomidae (Insecta: Diptera)	Aumenta
DOMN	Proporção dos indivíduos nos dois táxons mais abundantes	Aumenta
Processos		
POMN	Proporção de omnívoros e decompositores	Aumenta
*PDET	Proporção de detritívoros	Aumenta
*PSHR	Proporção de “cortadores”	Diminui
*PCGA	Proporção de coletores-colhedores	Aumenta
PCFL	Proporção de coletores-filtradores	Aumenta
PGRA	Proporção de pastadores-raspadores	Diminui
PPRD	Proporção de indivíduos estritamente predadores (excluindo quironomídeos e vermes achatados)	Diminui
ABUN	Abundância total	Diminui

* Estas medidas foram excluídas do B-IBI após análise estatística.

Freqüentemente os atributos biológicos apresentam distribuição normal; por isso, foi testada a normalidade da distribuição para cada atributo. A capacidade dos atributos em distinguir locais com diferentes impactos foi testada pela ANOVA. Para avaliar a qualidade da água em relação aos atributos da biota os dados foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA). Foi aplicada também uma análise de correlação pareada de Pearson para todos os atributos. A mesma base de cálculo usada para o IBI baseado na comunidade de peixes (Karr, 1981) foi aplicada para o B-IBI (Kerans & Karr, 1994), onde os valores variaram entre 13 e 65, sendo que para cada local e cada atributo foi usado um escore variando entre 1, 3 e 5. A condição de baixo ou nenhum impacto humano foi representada pelo escore 5; o impacto moderado, pelo 3; e, finalmente, o 1 representando o impacto mais severo.

Silveira *et al.* (2005) aplicaram medidas biológicas usando os macroinvertebrados bentônicos para avaliar a integridade do rio Macaé, no estado do Rio de Janeiro. Naquele estudo, foram selecionadas variáveis físicas e químicas da água para aplicação do Índice de Integridade Ambiental (IIE) em cada um dos oito pontos amostrados na bacia, a fim de avaliar a qualidade ecológica local. Aspectos da composição da comunidade bentônica foram utilizados como medidas para a análise da integridade biológica juntamente com o índice *Biological Monitoring*

Working Party (BMWP) (modificado) e os índices de diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou.

Outro trabalho desenvolvido na Serra dos Órgãos (RJ), envolvendo análise multimétrica da biota aquática, avaliou 22 medidas relacionadas à composição da comunidade bentônica, à riqueza, à tolerância e à estrutura trófica. Condições de referência foram estabelecidas através da aplicação das classificações estabelecidas pelo índice *Riparian Channel and Environmental* (RCE), o qual analisa as alterações na estrutura física do habitat (Baptista *et al.*, 2007).

1.1.3 - Condições de Referência

Uma Condição de Referência define e quantifica ecossistemas saudáveis que, por sua vez, é estabelecida pela amostragem de um número de locais minimamente expostos a um estressor humano. A variação entre as biotas locais em Condições de Referência pode ser medida, explicando a variação entre ecossistemas saudáveis, uma vez que a condição de um ecossistema está correlacionada com os atributos ambientais mensuráveis em uma série ampla de escala espacial e temporal. Assim, o desvio do teste de um local em Condição de Referência é a medida do efeito de um estressor no ecossistema. O objetivo final de uma avaliação da condição de referência é verificar as características do ecossistema que foi exposto ao estressor em comparação às características de um ecossistema similar em Condição de Referência. Diferenças entre a biota observada e esperada são consideradas o resultado do impacto de um estressor (Bailey *et al.*, 2004).

Para determinar as condições de referência é preciso definir *a priori* os objetivos do estudo, determinar a extensão espacial, temporal e a área de amostragem; determinar os critérios para incorporar um local de referência, o número e localização destes locais, escolha de descritores da comunidade de invertebrados bênticos e seus ambientes.

1.2 – Hipóteses

- a) A comunidade de invertebrados bentônicos apresenta um padrão de resposta a alterações de origem antrópica e natural, modificando sua composição, riqueza e abundância das populações de forma previsível;
- b) A fauna de macroinvertebrados bentônicos pode ser usada em índices multimétricos de avaliação das condições ecológicas dos ambientes aquáticos.

1.3 – Objetivos

1.3.1 – Geral

O objetivo deste trabalho é propor, com base no estudo da comunidade bentônica e de atributos da qualidade do habitat, um índice de integridade biológica para ambientes lóticos, analisando e definindo ambientes naturais ou condições de referência e áreas com diferentes níveis e tipos de poluição.

1.3.2 – Específicos

- a) verificar a variação espacial dos fatores abióticos que estão relacionados com a qualidade da água em ambientes com diferentes níveis de preservação;
- b) determinar os principais parâmetros físico-químicos e biológicos para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos;
- c) determinar os táxons de macroinvertebrados bentônicos, até o menor nível taxonômico possível, que podem ser utilizados como indicadores da qualidade da água;
- d) caracterizar a comunidade bentônica em áreas de condição de referência;
- e) relacionar os diferentes usos da terra com as características físicas e químicas da água e com a composição da biota;
- f) propor um Índice de Integridade Biológica de Bentos para a área de estudo.

2 – Material e Métodos

2.1 – Área de Estudo

A bacia do rio São Bartolomeu é a maior do Distrito Federal, compreendendo 50% da bacia hidrográfica da região (2864,05km²). Caracteriza-se por chapadões recobertos de cerrados e penetrados por matas de galeria. O rio São Bartolomeu é tipicamente de planalto, com rápidos e corredeiras, seu perfil varia de alta declividade na cabeceira (cerca de 33m/km) até áreas de inundação, com declividade de 0,7m/km. Devido à importância desta região, foi criada, em 1983 (Decreto 88 940/83), a Área de Proteção Ambiental (APA) do rio São Bartolomeu com o objetivo de promover a proteção da fauna, dos recursos do solo, subsolo e rochas e manter ou promover a melhoria da qualidade dos recursos hídricos (Rocha, 1993).

O presente estudo foi realizado em locais submetidos a diferentes gradientes de impacto antrópico na bacia do rio São Bartolomeu, entre os quais as sub-bacias dos ribeirões Pípiripau, Mestre-D'Armas, Sobradinho, rio São Bartolomeu e alguns tributários diretos de 1ª ordem, como os córregos Quinze, do Meio, Papuda, Taboca e o rio artificial Paranoá.

A APA do rio São Bartolomeu está submetida a diversos tipos de pressões antrópicas, seja pela construção de barragens, pela diluição de efluentes de esgoto doméstico provenientes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) ou pela destruição da paisagem natural, como o cerrado, campos limpos e sujos e, principalmente, as matas de galeria (Figura 2). O maior impacto na bacia do rio São Bartolomeu ocorre ao longo de sua vegetação marginal, cujas matas de galeria têm sido amplamente substituídas por áreas agrícolas destinadas à pecuária e à cultura de grãos (Felizola, 2005). Cerca de 42,7% da APA da bacia do rio São Bartolomeu são ocupados para fins agrícolas e 13,3% constituem áreas urbanas (Ramos, 2002).

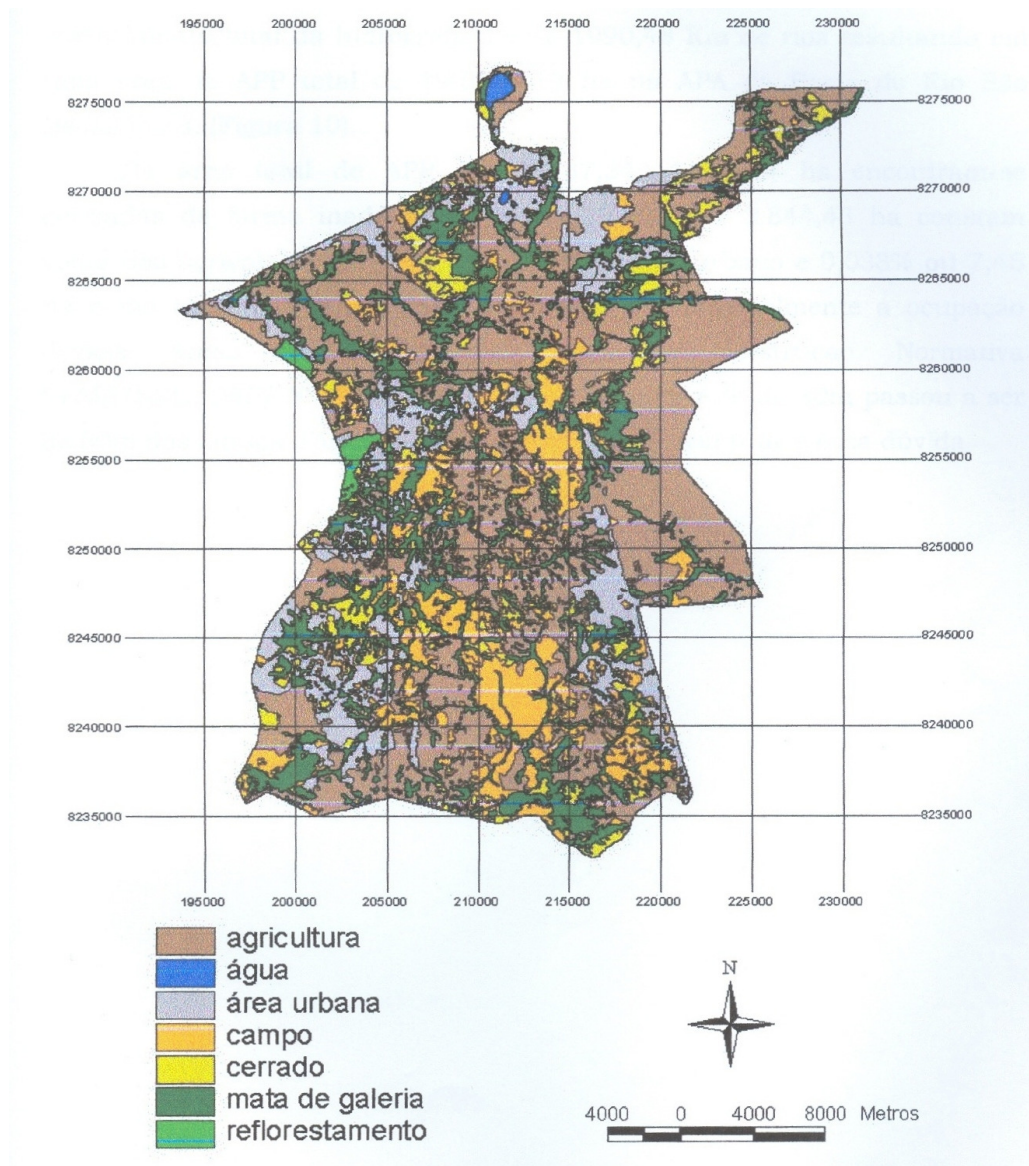


Figura 2 – Mapa de uso do solo na APA do rio São Bartolomeu no ano de 2000, evidenciando a grande pressão antrópica ao longo de toda a bacia, principalmente pelo crescimento de áreas destinadas à agricultura. Extraído de Ramos (2002).

O clima do Distrito Federal, de acordo com a classificação de Köpen, é do tipo tropical, apresentando alta precipitação pluviométrica entre os meses de novembro a janeiro, e baixa precipitação pluviométrica entre os meses de junho a agosto. Entretanto, na bacia do rio São Bartolomeu são encontradas variações altimétricas que provocam alterações de temperatura e, conseqüentemente, do tipo de clima. Na área restrita ao vale do rio São Bartolomeu e parte da sub-bacia Mestre D’Armas, o clima é tropical de savana (Aw), com temperaturas mínimas de 18°C.

Nas sub-bacias do Pípiripau e Sobradinho, onde a altitude varia entre 1.000 e 1.200m, podem ocorrer temperaturas menores que 18°C e maiores que 22°C, típicas de clima tropical de altitude (Cwa). Temperaturas mais baixas podem também ser verificadas em alguns pontos restritos da sub-bacia do Sobradinho, com altitude superior a 2.000m, cujo clima é do tipo Cwb (Codeplan, 1996).

Em toda a bacia do rio São Bartolomeu foram selecionados 43 pontos, distribuídos ao longo das sub-bacias dos ribeirões Mestre D'Armas (Darm1-14), Pípiripau (Ppau1-7), Sobradinho (Sobr1-8), do rio São Bartolomeu (SB1-7) e ainda alguns tributários diretos de 1ª ordem, como os córregos do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2), Taboca (Tab1), Quinze (CQ1) e o rio Paranoá (PR1) (Figura 3).

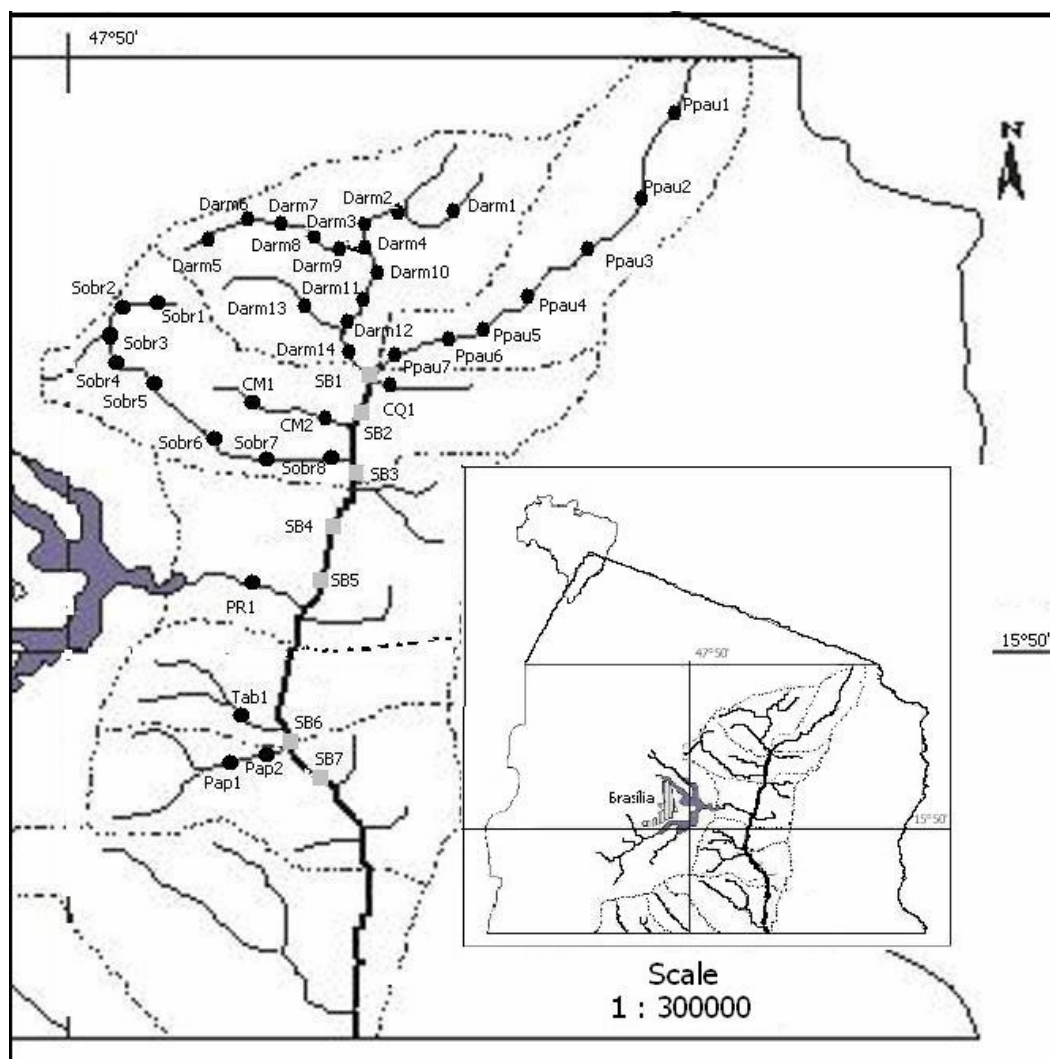


Figura 3 – Distribuição dos pontos amostrados ao longo da bacia do rio São Bartolomeu e suas principais sub-bacias: Mestre D'Armas (Darm1-14), Pípiripau (Ppau1-7), Sobradinho (Sobr1-8), Paranoá (PR1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2) e Quinze (CQ1).

2.2 – Pontos de Amostragem

2.2.1 – Rio São Bartolomeu

O Rio São Bartolomeu nasce no Distrito Federal, próximo à cidade satélite de Planaltina, como resultado da junção dos ribeirões Pípiripau e Mestre D’Armas (Figura 4). Este último nasce pela junção dos córregos Monteiro e Sarandi. O ribeirão Mestre D’Armas está submetido a forte pressão antrópica devido à sua proximidade com a cidade de Planaltina, recebendo grande aporte de nutrientes provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto desta cidade; portanto, desde sua nascente o rio São Bartolomeu encontra-se impactado.

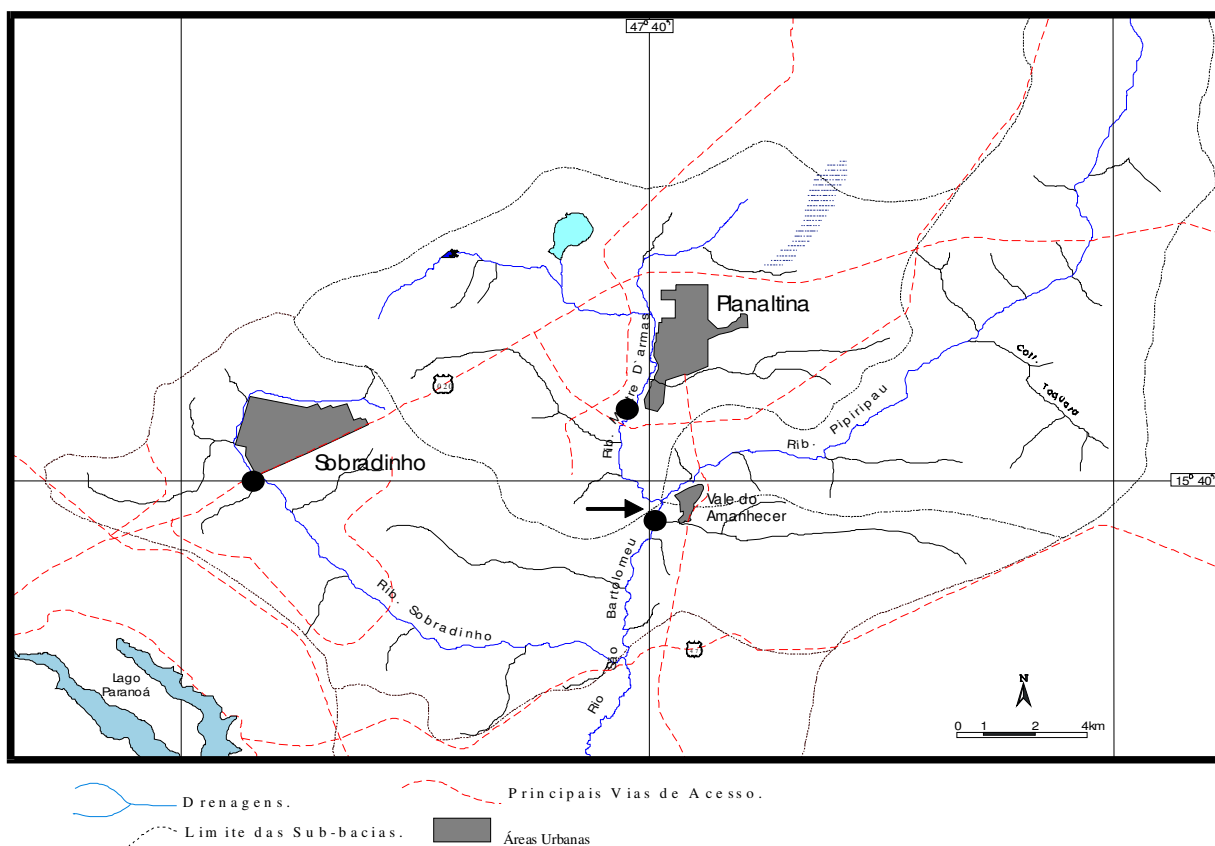


Figura 4 – Bacia do Rio São Bartolomeu e seus principais tributários, com vias de acesso. (Modificado de Pinelli, 1999). Nascente do rio São Bartolomeu pela junção das sub-bacias do ribeirão Mestre d’Armas e Pípiripau (→) e pontos de descarte de efluente de esgoto tratado por lagoas de estabilização (●).

Ao longo de seu curso o rio São Bartolomeu recebe ainda o descarte de efluente de esgoto da cidade do Vale do Amanhecer. Seus principais tributários, como os ribeirões Sobradinho, Paranoá e Papuda, também recebem descarte de efluente de esgoto, aumentando o impacto na bacia (Figura 5).

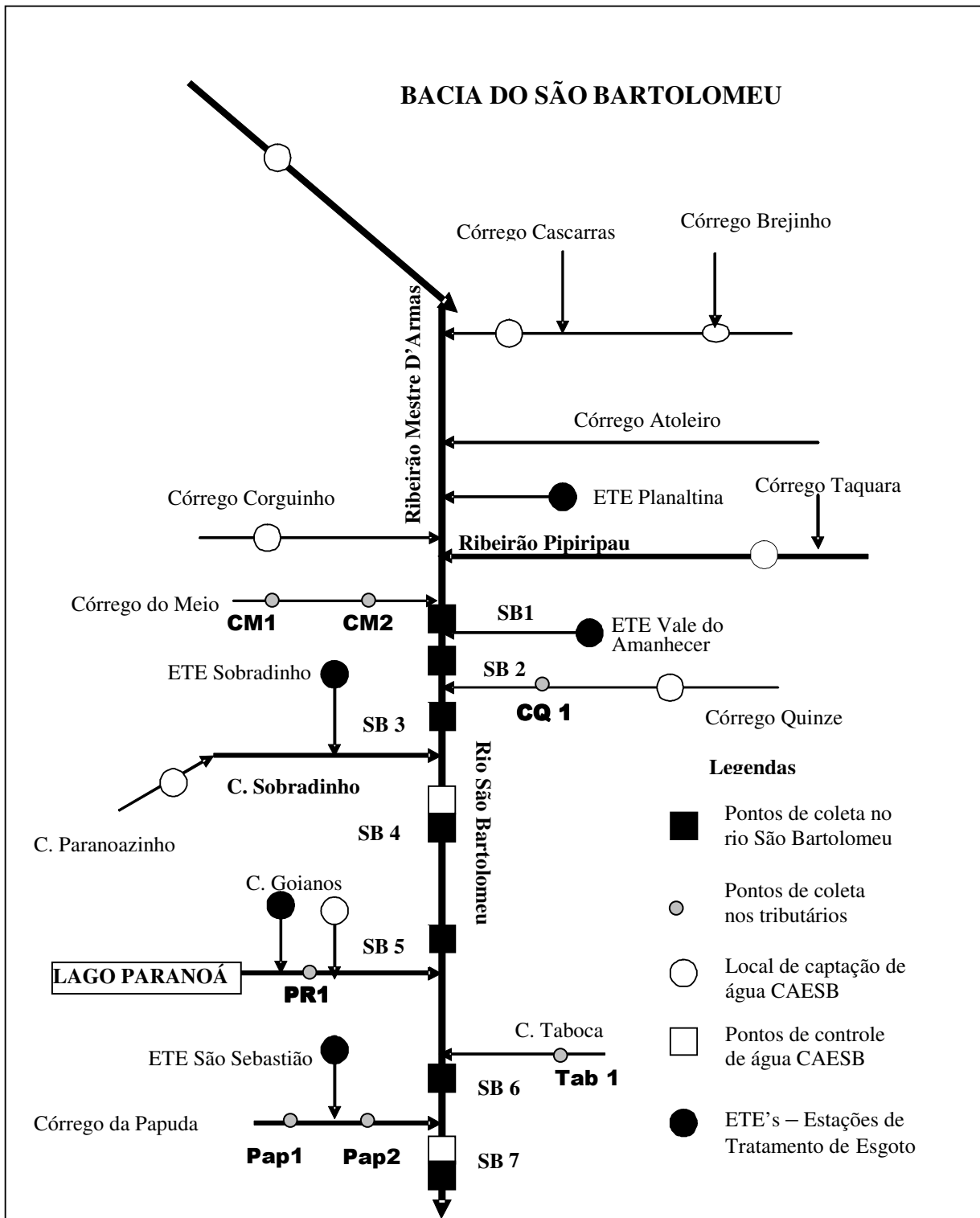


Figura 5 – Diagrama unifilar da bacia do rio São Bartolomeu. (Modificado de CAESB, 2001). Distribuição dos pontos amostrais ao longo do rio São Bartolomeu (SB1-7) e seus tributários diretos: córregos Quinze (CQ1), do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2), Taboca (Tab1) e rio Paranoá (PR1).

Devido ao grande volume de água do rio São Bartolomeu, existe um projeto para seu represamento visando ao abastecimento da população do Distrito Federal, mas a sua execução encontra-se comprometida devido ao estado trófico de seus principais tributários, os ribeirões Sobradinho, Mestre D'Armas, Pipiripau e Paranoá (Rocha, 1993).

O leito do rio São Bartolomeu é constituído em parte por argila escura e por cascalho, suas margens apresentam sinais evidentes de erosão devido ao longo período de chuvas intensas (superiores a 100mm³ em 24h) e a severa destruição das matas de galeria. A presença da vegetação ripária em cursos d'água exerce papel fundamental na preservação da biodiversidade da biota aquática, como fonte de energia alóctone, promovendo a entrada de folhas, frutos e sementes, evitando a erosão de suas margens, preservando a integridade de habitats e, assim, oferecendo condições para o estabelecimento de muitas espécies (Fonseca, 2005).

Neste rio foram estabelecidas estações de amostragem desde seu início, onde o ribeirão Mestre D'Armas se une ao ribeirão Pipiripau, até a jusante do ribeirão da Papuda. Os pontos foram selecionados de modo a se obter uma maior representatividade da área e dos impactos antrópicos (Figura 5). A perda da vegetação marginal e o descarte de esgoto tratado ao longo desta bacia são os principais distúrbios desse ambiente (Tabela III).

Tabela III – Coordenadas geográficas e principais usos da terra e os impactos associados a cada uso ao longo dos pontos amostrados no rio São Bartolomeu.

Pontos	Coordenadas geográficas	Principais usos e impactos
SB1	15°40'59,6"S 47°39'44,8"W	Perda da vegetação marginal, forte assoreamento, situado dentro de uma ETE.
SB2	15°41'45,9"S 47°40'16,9"W	Área de cultura de grãos, perda de vegetação marginal, recebe impacto do descarte de efluente de ETE.
SB3	15°44'01,2"S 47°40'30,4"W	Forte pressão de áreas agrícolas sob o remanescente de mata.
SB4	15°47'34,7"S 47°41'28,2"W	Área rural, periódicas queimadas de solo ns suas margens, acúmulo de lixo nas margens e no leito.
SB5	15°48'13,8"S 47°41'36,7"W	Águas turvas, com sedimentação de areia nas margens.
SB6	15°52'38,8"S 47°42'34,5"W	Mata parcialmente preservada, pecuária intensiva e turismo rural.
SB7	15°56'33,1"S 47°39'59,5"W	Extração de areia por longo período, causando grande deposição de sedimento nas margens, mata ripária ausente, área destinada à pecuária.

O esgoto proveniente da cidade do Vale do Amanhecer é tratado por meio de lagoas de estabilização e seu efluente lançado no rio São Bartolomeu, próximo a sua nascente, a montante do córrego Quinze onde foi estabelecido o primeiro ponto de coleta neste rio (SB1). Este ponto

apresenta fortes indícios de degradação, perda de vegetação ripária (substituída por gramíneas invasoras) e acentuado processo de assoreamento, com acúmulo de sedimentos finos em suas margens. A água neste ponto é bastante turva e o sedimento é constituído basicamente por areia fina. No centro do rio a correnteza é mais forte (Figuras 6A e B).



Figura 6 – Lagoa de estabilização na ETE do Vale do Amanhecer (A). Vista parcial da margem direita do rio São Bartolomeu no (ponto SB1), a jusante do lançamento de esgoto bruto, com águas bastante turvas (B).

O segundo ponto do rio São Bartolomeu está situado na área rural do Vale do Amanhecer e recebe a influência direta do descarte de esgoto da ETE desta cidade e das águas do córrego Quinze (Figuras 7A e B).



Figura 7 – Vista geral do ponto SB02 a jusante da ETE do Vale do Amanhecer, mostrando área de pastagem na margem direita (A) e aspecto turvo da água (B).

Em sua margem direita, a vegetação marginal do ponto SB2 foi substituída por área de pastagem e do lado esquerdo resta menos de 1% de sua mata ciliar, favorecendo a formação de bancos de areia nas suas margens. Este ponto apresenta, ainda, águas turvas e poluídas utilizada pela população local para irrigação de hortaliças e recreação.

A Rodovia Federal BR479 é a via de acesso ao ponto SB3, localizado a jusante do encontro do ribeirão Sobradinho com o rio São Bartolomeu. Neste ponto, a mata ciliar é do tipo capoeira limitada a uma estreita faixa, suas águas são turvas e o sedimento constituído basicamente por areia fina e pedregulhos. Além disso, o rio encontra-se mais largo e com grande volume de água. Não foi observada a presença de rápidos e corredeiras.

Em Sobradinho dos Melos, próximo à cidade do Paranoá, encontramos o quarto ponto do rio São Bartolomeu (SB4), situado em área rural, possui mata ciliar estreita e do tipo capoeira, bastante degradada (Figura 8). Áreas de remanso e corredeiras podem ser observadas neste ponto.



Figura 8 – Aspecto geral do ponto SB4 no rio São Bartolomeu, com estreita faixa de mata ciliar do tipo capoeira.

O ponto 5 do rio São Bartolomeu (SB5) está sujeito aos mesmos tipos de pressão antrópica que o ponto 4; apresenta mata de galeria muito estreita que aos poucos está sendo substituída por pastagens e plantações. Apesar da proximidade com o ponto anterior, neste local não foram observadas áreas de rápidos, apenas áreas de remanso com formação de bancos de areia nas margens.

Na Fazenda Taboquinha, caracterizada por turismo rural, nos limites da cidade de São Sebastião, encontra-se o ponto SB6, que apresenta mata ciliar bem preservada (Figura 9). O ponto sofre pouco impacto antrópico, uma vez que está afastado de áreas urbanas. O local é usado pelos ribeirinhos e visitantes para recreação e pesca. Suas águas são mais claras e com poucos rápidos e corredeiras, mas com muitos remansos ao longo de seu curso. Em alguns locais, é possível observar pontos isolados de erosão das margens e a formação de bancos de areia.



Figura 9 – Foto ilustrativa do ponto SB6 em período de seca, na Fazenda Taboquinha (DF), destinada à pecuária intensiva e ao turismo rural.

O último ponto do rio São Bartolomeu (SB7), localizado às margens da rodovia BR 251 na saída para Unaf, foi utilizado durante longo período para extração ilegal de areia, e ainda hoje é possível observar a influência danosa desta prática devido à formação de imensos bancos de areia.

O leito do rio neste último ponto é constituído por rochas e areia, dificultando bastante a coleta do material biológico. As matas de galeria foram totalmente destruídas e substituídas por pasto. Apresenta águas turvas de cor de tijolo, com muito material em suspensão.

2.2.2 Tributários Diretos de Primeira Ordem

Alguns córregos de primeira ordem que deságuam diretamente no rio São Bartolomeu foram amostrados com o intuito de encontrar áreas pouco degradadas (Tabela IV). Os córregos Quinze (CQ1), do Meio (CM1-2), Taboca (Tab1), Papuda (Pap1-2) e o rio artificial formado pela vazão da barragem do Lago Paranoá, o rio Paranoá (PR1), foram selecionados para coleta de material biológico, sedimento e água (Figura 3).

Tabela IV – Pontos amostrados nos principais tributários diretos da bacia do rio São Bartolomeu e seus principais usos e impactos nos períodos de chuva/04 e seca/05.

Pontos	Coordenadas geográficas	Usos da terra e impactos
CM1	15° 41' 54,9" S 47° 42' 48,5" W	Área predominantemente rural, cultura de hortaliças. Mata ripária preservada em estreita faixa.
CM2	15° 41' 58,2" S 47° 42' 07,6" W	Área predominantemente rural, cultura de hortaliças e pasto. Mata mais degradada, assoreamento das margens, acúmulo de sedimento fino no fundo.
CQ1	15° 41' 00,1" S 47° 39' 41,7" W	Área rural destinada à pecuária e avicultura. Ponto localizado no interior da ETE do Vale do Amanhecer.
PR1	15° 47' 17,1" S 47° 45' 25,0" W	Formado pelas águas provenientes da abertura intermitente da barragem do Lago Paranoá, recebe descarte de efluente da ETE do Paranoá.
Pap1	15° 54' 05,8" S 47° 44' 52,0" W	Forte pressão antrópica da cidade de São Sebastião. Mata marginal preservada em pequena faixa.
Pap2	15° 53' 58,8" S 47° 44' 35,1" W	Descarte de efluente da ETE de São Sebastião, perda de mata ripária em longos trechos.
Tab1	15° 52' 29,5" S 47° 43' 34,1" W	Mata preservada de modo diferenciado entre as margens. Área de pecuária intensiva e turismo rural. Localizado na Fazenda Taboquinha, nos limites da cidade de São Sebastião.

Esses sistemas estão submetidos a diferentes tipos de pressão antrópica; as principais são: o crescimento de áreas agrícolas e de cidades e o descarte de efluentes das estações de tratamento de esgoto doméstico lançados no rio Paranoá e no córrego da Papuda (Figura 10).



Figura 10 – Vista parcial do córrego Papuda (Pap1), com grande acúmulo de lixo e forte processo de assoreamento.

2.2.3 – Ribeirão Mestre D’Armas

O ribeirão Mestre D’Armas possui uma área de drenagem de 186,58km² e uma extensão de 15km com fluxo de vazão média que varia de 6,26 a 1,96m³/s nos períodos de chuva e seca, respectivamente. A bacia é ocupada, principalmente, por áreas de preservação ambiental (Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESECAE), área sem uso definido, com atividades agropecuárias, de reflorestamento e loteamentos residenciais (Pinelli, 1999). Nos ribeirões Mestre D’Armas e Pípiripau foram verificadas, em junho de 1997, concentrações de mercúrio cerca de 3,5 vezes maiores do que o registrado para águas não poluídas (Caesb, 2001).

Esta bacia possui uma significativa área de preservação, em torno de 20%, referente à Estação Ecológica de Águas Emendadas, além de lagoas naturais como a Mestre D’Armas (ou Bonita), a Joaquim Medeiros e a dos Carros (Pinelli, 1999). Nesta sub-bacia foram selecionados 14 pontos de amostragem (Figura 11), de modo a se obter uma máxima representatividade geográfica da área e dos processos envolvidos na sua caracterização (Tabela V).

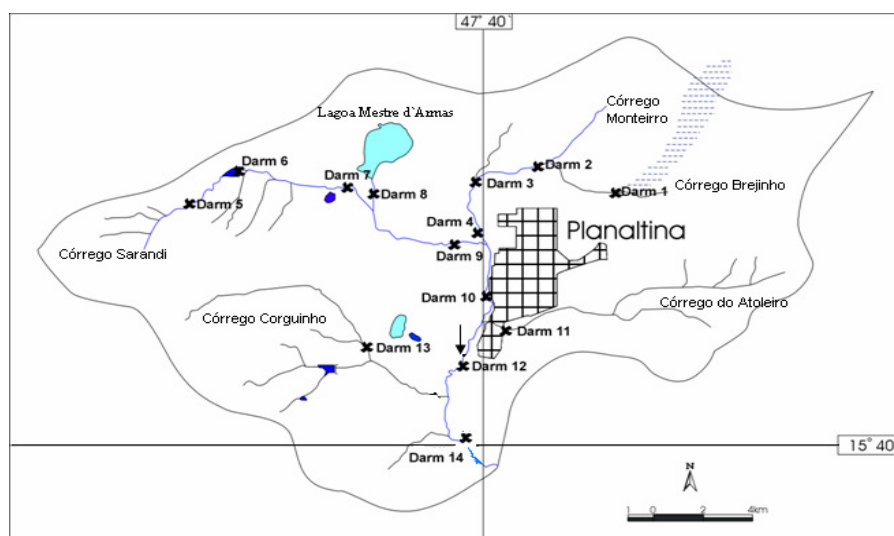


Figura 11 – Localização dos pontos amostrados na sub-bacia do Mestre D’Armas. (Darm1-14). Modificado de Pinelli (1999).

As principais fontes de contaminação reconhecidas na área foram: efluentes domésticos provenientes da cidade de Planaltina e dos assentamentos urbanos recentemente implantados, resíduos da adubação química e defensivos agrícolas, óleos e graxas provenientes de oficinas na área urbana e de manutenção de máquinas e equipamentos agrícolas.

Tabela V – Descrição dos pontos amostrais na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas em relação ao uso da terra e coordenadas geográficas (modificado de Pinelli, 1999).

Ponto	Coordenadas Geográficas	Usos e Principais Impactos
Darm1	15° 35' 32,1" S 47° 38' 13,6' W	Área de preservação/ESECAE/solo pedregoso.
Darm2	15° 35' 18,9" S 47° 39' 34,4" W	Área de preservação/ESECAE/solo arenoso/área de captação da Caesb.
Darm3	15° 35' 32,6" S 47° 40' 00,0" W	Área de preservação/ESECAE/área de captação da Caesb.
Darm4	15° 36' 23,0" S 47° 41' 28,2" W	Água turva/núcleo urbano/solo escuro.
Darm5	15° 35' 42,3" S 47° 44' 45,2" W	Mata de galeria/área bem preservada.
Darm6	15° 35' 12,9" S 47° 43' 57,7" W	Mata de galeria/área de plantio de milho/Embrapa.
Darm7	15°59'14,1"S 47°71'36,8"W	Mata de galeria estreita/pecuária de subsistência/tanques de piscicultura.
Darm8	15°35'88"S 47°40'23"W	Mata de galeria estreita/água turva/tanques de piscicultura.
Darm9	-	Água turva/núcleo urbano/usado por banhistas.
Darm10	15°62'08,6"S 47°66'44,9"W	Água turva/núcleo urbano/usado por banhistas/solo escuro.
Darm11	15°37'79"S 47°38'83"W	Mata de galeria ausente/área urbana/água turva.
Darm12	15° 38' 49,8" S 47° 40' 32,5" W	Água turva/descarte de esgoto da ETE Planaltina.
Darm13	15° 38' 46,5" S 47° 41' 37,7" W	Setor de chácara/agricultura doméstica/recreação.
Darm14	15° 39' 29,8" S 47° 40' 35,0" W	Setor de chácara/agricultura de subsistência.

Os pontos Darm1, 2 e 3 ficam localizados na área de abrangência da Estação Ecológica de Águas Emendadas, mais precisamente nos córregos Brejinho, Monteiro e Fumal. No córrego Monteiro o sedimento é predominantemente arenoso, com águas cristalinas e mata ciliar preservada, localizado a jusante da barragem destinada à captação de água para abastecimento urbano (Figura 12).



Figura 12 – Aspecto geral do córrego Monteiro onde se localiza o ponto Darm2, ESECAE, em período de seca/05. A área sombreada no córrego revela o nível de integridade da mata ripária.

No córrego Brejinho (Darm1), a jusante do ponto de coleta, a Companhia de Abastecimento de Água e Esgoto de Brasília (Caesb) tem um ponto de captação. O córrego apresenta vários rápidos e corredeiras com poucas áreas de remanso, situação favorecida pela presença dominante de pedras e rochas na constituição do sedimento.

O ponto Darm3, localizado no córrego Fumal, sofre maior pressão antrópica que os demais pontos localizados na área de abrangência da ESECAE, devido à presença de uma represa construída para captação de água destinada ao abastecimento da população local (Figura 13). A extensão desta represa impossibilitou a coleta do material a montante. O longo período de retenção da água da represa em épocas de seca favorece o crescimento e a proliferação de algas, alterando as características físicas e químicas da água a jusante. O sedimento é caracterizado por cascalho e areia, com áreas de remanso e corredeiras. A vegetação ripária foi substituída por gramíneas e mata de capoeira.



Figura 13 – Vista geral da represa no córrego Fumal, ESECAE, localizada a montante do ponto Darm3.

O ponto Darm4, localizado fora da área de preservação da ESECAE, no córrego Fumal, em ambiente urbano de baixa renda, tem suas águas usadas por lavadeiras e para dessedentação de animais, com grande volume de lixo depositado em suas proximidades. A mata ciliar encontra-se bastante degradada, expondo suas margens à ação erosiva dos ventos e da chuva. O córrego é bastante raso e constituído por pedregulhos, com muito lixo acumulado nas margens (Figura 14).



Figura 14 – Córrego Fumal, ponto Darm4, águas turvas com acúmulo de lixo nas margens.

Os pontos Darm5, 6 e 7 estão localizados no córrego Sarandi, de primeira ordem, em área rural, com águas cristalinas e mata ciliar relativamente preservada. O córrego é formado por áreas de remanso intercaladas por rápidos e corredeiras; o leito é basicamente rochoso, com pouco acúmulo de areia fina (Darm5). Todavia, com a crescente destruição da vegetação marginal há um aumento na deposição de areia fina ao longo do córrego, chegando à predominância de argila no ponto Darm7. Neste ponto, a mata de galeria encontra-se bastante degradada, e o córrego fortemente canalizado, apresentando acentuado processo de assoreamento. As áreas adjacentes são destinadas à cultura de hortaliças e a tanques de piscicultura.

O ponto Darm5 é muito visitado por banhistas devido à sua beleza natural e seus atrativos como cachoeiras e trilhas. A população local, além de utilizar o sistema para lazer, retira água do córrego por meio de diques, levando-a aos locais mais distantes do povoado (Figura 15).

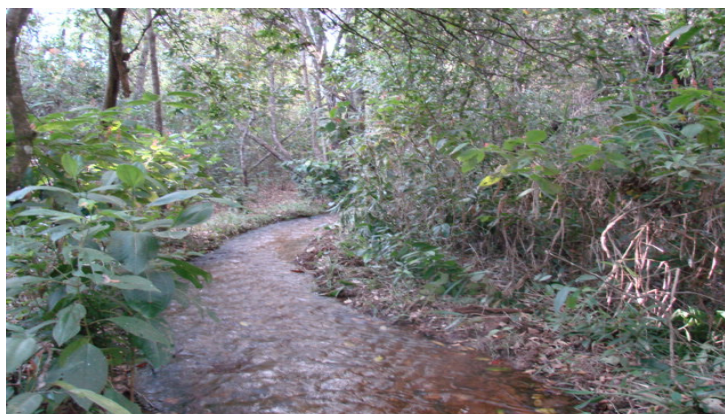


Figura 15 – Dique construído pela população ribeirinha para transporte da água por longos trechos. Área de mata ciliar relativamente preservada onde se fazem trilhas ecológicas (Darm5).

Os pontos Darm8, 9, 10 e 11 estão localizados na área urbana da cidade de Planaltina e todos apresentam vegetação marginal bastante comprometida. Maior ênfase deve ser dada ao ponto Darm11, localizado no córrego do Atoleiro (tributário direto do Mestre D'Armas), que no período inicial de nosso estudo se mostrou levemente degradado e, ao final do período de coletas, fortemente impactado, com muito lixo acumulado em suas margens.

O ponto Darm12 recebe descarte de efluente da ETE da cidade de Planaltina, que altera as características físicas e químicas da água e favorece a proliferação de macrófitas. A mata de galeria neste ponto está totalmente comprometida (Figura 16).



Figura 16 – Aspecto geral do ponto Darm12 após descarte de esgoto tratado, com formação de grandes bancos de macrófitas e vegetação marginal destruída.

2.2.4 – Ribeirão Pípiripau

A sub-bacia do ribeirão Pípiripau está localizada a nordeste da cidade de Brasília e sofre grande influência antrópica, devido principalmente ao uso agrícola. O ribeirão Pípiripau possui uma extensão de 32 km e área de drenagem de 216 km² com fluxo de vazão média mensal que varia de 4,57 a 1,74m³/s em períodos de chuva e seca, respectivamente (Pinelli, 1999). Os pontos amostrados nesta bacia (Ppau1-7) foram escolhidos segundo os diferentes usos da terra (Figura 17). As principais fontes de contaminação reconhecidas na área são: efluentes domésticos provenientes do Núcleo Rural Taquara, resíduos de adubação química e defensivos agrícolas, óleos e graxas provenientes de atividades de manutenção de máquinas e equipamentos agrícolas (Tabela VI).

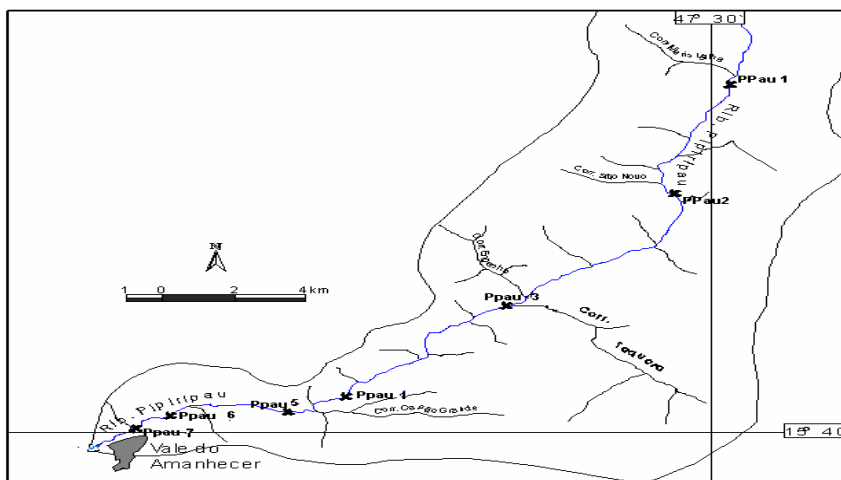


Figura 17 – Distribuição dos pontos de amostragem ao longo da sub-bacia do ribeirão Ppiripau (Ppau1-7). Modificado de Pinelli (1999).

Tabela VI – Descrição do uso do solo para cada ponto amostrado na sub-bacia do ribeirão Ppiripau, de acordo com Pinelli (1999).

Ponto	Coordenadas geográficas	Uso
P1	15° 33' 45,5" S 47° 30' 39,7" W	Núcleo rural/cultura intensiva de soja.
P2	15° 34' 46,8" S 47° 30' 23,0" W	Núcleo rural.
P3	15° 39' 20,2" S 47° 35' 46,4" W	Núcleo rural/hortifrutigrangeiros.
P4	23° 22,7' 30,1" S 82° 72' 49,2" W	Núcleo rural/campo cerrado/mata ciliar.
P5	15° 38' 53,8" S 47° 35' 13,9" W	Núcleo rural/campo cerrado/mata ciliar.
P6	15° 39' 31,2" S 47° 36' 55,1" W	Núcleo rural/loteamento/cultura de subsistência: hortaliças.
P7	15° 40' 20,8" S 47° 39' 27,1" W	Núcleo rural/cultura de subsistência.

O ribeirão Ppiripau está localizado em área predominantemente agrícola, onde se cultivam grãos e hortaliças. Somente os pontos Ppau 6 e 7 estão localizados próximos a centros urbanos, sofrendo pressão das cidades que provocam grande perda de vegetação ripária, acentuado processo de assoreamento, diminuição na profundidade do sistema e ampliação de sua largura (Figura 18).



Figura 18 – Vista parcial do ponto Ppau6, localizado em área urbana, com águas turvas e forte processo de assoreamento, perda de profundidade e aumento de largura do ribeirão Ppiripau.

2.2.5 – Ribeirão Sobradinho

O ribeirão Sobradinho percorre uma área de 28 km, onde está situada a cidade satélite de Sobradinho e empresas do ramo de avicultura, núcleos rurais voltados para agricultura e áreas de recreação e reflorestamento (Pinelli, 1999). Esta sub-bacia do rio São Bartolomeu apresenta vários tipos de impacto antrópico, mas o principal deles é o descarte de efluente da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Sobradinho (Rocha, 1993).

Nesta sub-bacia foram coletadas amostras em oito pontos, selecionados de modo a se obter uma máxima representatividade geográfica da área e dos processos envolvidos na sua caracterização, demonstrando os diferentes usos da terra e o impacto provocado no sistema devido à influência antrópica (Figura 19). Os pontos foram distribuídos da nascente (Sobr1) até a foz no rio São Bartolomeu (Sobr8).

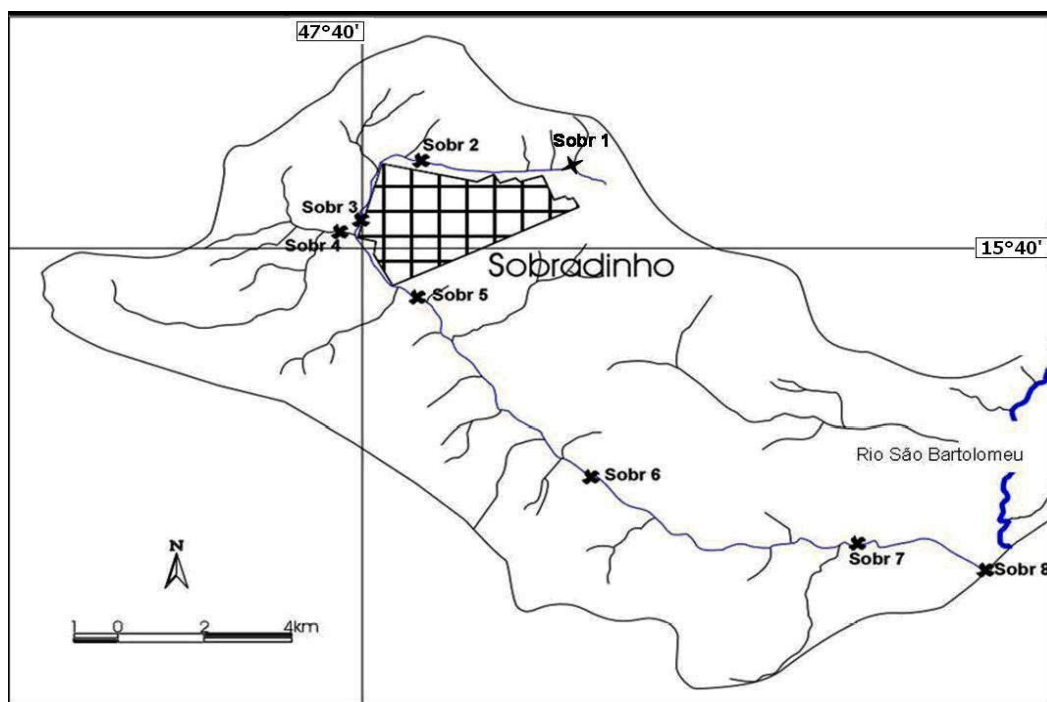


Figura 19 – Distribuição dos pontos de amostragem ao longo da sub-bacia do ribeirão Sobradinho (Sobr1-8). Modificado de Pinelli (1999).

Pinelli (1999) observou que, além das principais fontes de contaminação do ribeirão Sobradinho, a presença de resíduos de adubação química e defensivos agrícolas provenientes de atividades agrícolas degradam a qualidade da água neste ribeirão (Tabela VII).

Tabela VII – Descrição dos pontos de amostragem ao longo da sub-bacia do ribeirão Sobradinho em relação ao uso da terra e coordenadas geográficas. Modificado de Pinelli (1999).

Ponto	Coordenadas Geográficas	Usos da terra e impactos
Sobr1	15° 38,27' S 47° 46,40' W	Mata de galeria/agricultura de subsistência.
Sobr2	15° 38,42' S 47° 47,35' W	Água turva/próximo a núcleo urbano.
Sobr3	15° 38,17' S 47° 48,55' W	Área alagada/mata de galeria/cheiro de esgoto.
Sobr4	15° 39,34' S 47° 48,92' W	Área alagada/entulhos de construção.
Sobr5	15° 39,95' S 47° 48,60' W	Água turva/aparência de esgoto.
Sobr6	15° 42' 46,2" S 47° 45' 40,1" W	Mata de galeria/aparência de esgoto.
Sobr7	15° 43' 41,6" S 47° 42' 04,1" W	Mata de galeria/água turva/cheiro de esgoto.
Sobr8	15° 43' 55,7" S 47° 40' 37,3" W	Mata de galeria/água turva/cheiro de esgoto.

O ribeirão Sobradinho é um sistema predominantemente urbano que sofre forte pressão antrópica principalmente na sua vegetação marginal, muito degradada do ponto 1 ao 8. Esta sub-bacia mostrou-se a mais impactada de todos os ambientes amostrados, e o ponto Sobr5, que recebe muito aporte de nutrientes da ETE de Sobradinho, revelou-se o mais degradado de todos (Figura 20).



Figura 20 – Vista parcial da lagoa de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Sobradinho (A). Aspecto geral do ponto Sobr5, no ribeirão Sobradinho, após o descarte do efluente da ETE de Sobradinho (B). Note-se a ausência de mata ripária e sua substituição por gramínea.

3 – Coleta e Frequência de Amostragem

Foram coletadas amostras biológicas, de água e de sedimento durante os períodos de chuva (dezembro/04 e maio/05) e seca (agosto e setembro/05). As amostras biológicas foram obtidas com a utilização de um puçá (rede em forma de D com 0,30m de largura e 300µm de malha) por meio de arraste (cerca de 1,5m) em sedimentos arenosos abrangendo uma área de 0,455m² ou por *Suber* (30x30cm e malha de 300 µm) para substratos formados por grandes cascalhos. Em cada ponto foram obtidas três amostras do material biológico. No campo, este material foi acondicionado em sacos plásticos e etiquetado de acordo com as respectivas estações de coleta. No laboratório, estas amostras foram lavadas em peneiras de 0,5 e 0,3mm com água corrente e, preservadas em álcool a 70%. Após triagem do sedimento para separação do material biológico, os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio de chaves de identificação: Pennak (1991), Merritt & Cummins (1996), Carvalho & Calil (2000), Epler (2001), Hamada & Couceiro (2003), Pes *et al.* (2005), Ribeiro (2005) e Benetti *et al.* (2006). As amostras para análise sedimentológica foram obtidas com um *corer* de PVC (20cm de diâmetro), em áreas superficiais enterrado a pelo menos 5cm de profundidade. Estas amostras foram preservadas em baixas temperaturas.

3.1 – Análise da Água

Para a análise físico-química da água, foram tomadas amostras de fundo para medida de pH (pHmêtro, *Hack-sension* 156), condutividade elétrica (condutivímetro, *Hack-sension* 156), alcalinidade (método titulométrico – APHA, 1989), transparência (disco de Secchi), concentração de oxigênio dissolvido (método Winkler–Golterman, 1978), concentração de oxigênio consumido (método titulométrico – APHA, 1989), sólidos totais dissolvidos (TDS, *Hack-sension* 156), método colorimétrico foi usado para análise de ortofosfato (*Hack-sension* 156) e nitrogênio sob a forma de nitrato através de espectrofotômetro de leitura direta (*Hack-DR2500*) e íon-amônia (*Hack-sension* 156).

3.2 – Análise do Sedimento

No sedimento, foram realizadas análises de matéria orgânica pelo método gravimétrico (Dean Jr., 1974), nutrientes totais: N-nitrogênio, método de Nessler; P-fósforo, método de Murphy-Riley (1962) e granulometria, método do peneiramento (Sugiuo, 1973).

3.2.1 – Determinação da Matéria Orgânica no Sedimento

Após o sedimento estar seco e macerado, pesou-se 10g de sedimento de cada amostra (com uma réplica) em cadinho de porcelana. Em seguida o sedimento é aquecido em forno tipo mufla a 550°C durante 1h. Decorrido este período o cadinho contendo o sedimento é novamente pesado.

Cálculo da M.O

$$\text{M.O (\%)} = (\text{peso final / peso total}) \times 100$$

onde :

- peso final equivale ao peso da amostra após a queima; e
- peso total equivale ao peso inicial do sedimento antes da queima, que em nosso caso foram 10g.

3.2.2 – Determinação de Nutrientes no Sedimento

Para determinar a concentração dos nutrientes nitrogênio e fósforo total no sedimento é necessário realizar a digestão das amostras para liberação desses compostos. A digestão do sedimento foi realizada com peróxido de hidrogênio (H₂O₂) de acordo com o método descrito abaixo:

3.2.2.1 – Digestão das Amostras

Para verificar a eficácia do processo de digestão das amostras de sedimento foi usado o padrão certificado *2710 Montana Soil* (NIST) de concentração de fósforo previamente conhecida de 1100µg de P/g de solo.

A – Reagentes e soluções utilizados:

- 1) Solução de H₂SO₄: 1 litro de H₂SO₄ concentrado (98%) e 34g de ácido salicílico dissolvido usando bailarina em uma placa agitadora morna.
- 2) Peróxido de hidrogênio (H₂O₂ - Merck) a 30%

B – Procedimento:

Em balança com três casas de precisão (mínimo) foi pesado 0,7g de cada amostra previamente seca, com pelo menos uma réplica, em tubos de ensaio pirex de 100 ml. A cada 40

amostras, os padrões foram pesados os padrões com réplica. Dois tubos vazios foram selecionados para o branco. Os tubos de ensaio foram lavados com detergente livre de fósforo.

Observação 1: todo procedimento deve ser realizado com o uso de luvas, óculos de proteção e jaleco.

Toda a digestão deve ser realizada na capela, seguindo o seguinte procedimento:

- 1) Adicionar, com pipeta graduada, 5 ml de H_2SO_4 em todos os tubos, inclusive no branco;
- 2) Cuidadosamente, adicionar 2 ml de H_2O_2 em cada tubo.
- 3) Colocar os tubos no bloco digestor pré-aquecido a 160 – 180°C. Deixar os tubos no bloco por 15 minutos após a temperatura alcançar 320°C (leva cerca de 30 min. para atingir essa temperatura). Desligar o bloco e deixar esfriar para retirar os tubos (cerca de 30 min.). Estes devem permanecer na capela durante todo o procedimento.
- 4) Nos tubos frios (à temperatura ambiente) adicionar mais 2 ml de H_2O_2 em cada um deles.
- 5) Colocar os tubos no bloco a 220°C. Deixar os tubos no bloco por 30 minutos após a temperatura atingir 320°C (cerca de 25 min. para atingir 320°C).
- 6) Desligar o bloco e deixar esfriar para retirar os tubos (cerca de 30 min.).

Observação 2: verificar se o extrato está transparente para ter certeza da completa digestão. Caso isso não seja verificado, adicionar mais 2ml de peróxido de hidrogênio e aquecer novamente a 320°C por 30 min. Após o esfriamento dos tubos continuar o procedimento.

- 7) Adicionar cuidadosamente 50 ml de água destilada em cada tubo, deixando a água escorrer pelas paredes do mesmo.
- 8) Deixar os tubos esfriarem novamente e completar com água destilada até a marca de 70 ml.
- 9) Verter o conteúdo dos tubos em frascos de vidro devidamente identificados.

3.2.2.2 – Determinação de Nitrogênio Total: Método de Nessler

A – Soluções:

- 1) Solução de NaOH 2.5 N: 10g de NaOH dissolvidos em 100 ml de água destilada (balão volumétrico).
- 2) Solução de metassilicato de sódio (Na_2SiO_3) a 10%: 10 g de Na_2SiO_3 dissolvidos em 100 ml de água destilada (balão volumétrico). Deixar em repouso por uma noite e filtrar utilizando papel de filtro de filtragem semilenta. Esse reativo tem a finalidade de evitar a turbidez.
- 3) Solução mista NaOH/ Na_2SiO_3 (1:1): misturar partes iguais das soluções de NaOH e Na_2SiO_3 .
- 4) Reativo de Nessler.
- 5) Solução de trabalho: misturar a solução mista e solução de Nessler na proporção de 1 ml da solução mista e 0,5 ml de Nessler, no momento da leitura.

B – Procedimento:

Transferir 1 ml do extrato feito na digestão para copinhos plásticos de café, adicionar 20 ml de água destilada e 1,5 ml da solução de trabalho (1ml da solução mista + 0,5ml do reativo de Nessler). Esperar 10 minutos para proceder a leitura a 480 nm, usando a cubeta grande.

C – Curva padrão para nitrogênio

C.1 – Preparação da Solução padrão estoque:

Para uma solução de 100ppm de N- NH_3 , pesar 0,382g de NH_4Cl e diluir em 1 litro de água destilada (usar balão volumétrico).

C.2 – Soluções de trabalho

Usando a fórmula $C_1V_1=C_2V_2$, tem-se:

Pontos da curva	Equivalente a
1 ppm	0,5 ml ^b em 50 ml de água
2 ppm	1,0 ml ^b em 50 ml água
5 ppm	2,5 ml ^b em 50 ml água
10 ppm	5,0 ml ^b em 50 ml água
15 ppm	7,5 ml ^b em 50 ml água
20 ppm	10 ml ^b em 50 ml água
30 ppm	15 ml ^b em 50 ml água

(b): quantidade a ser retirada da solução estoque de 100 ppm N- NH_3 .

Observação: usar balões volumétricos de 50 ml e pipetas volumétricas

3.2.2.3 – Determinação de Fósforo Total: Método de Murphy e Riley (1962)

A – Soluções:

- 1) H_2SO_4 2,5 M: diluir 136 ml de H_2SO_4 concentrado (98%) em 1000 ml de água destilada em balão volumétrico (ATENÇÃO: colocar o ácido sobre a água).
- 2) Molibdato de amônia 0,032 M: 40 g de molibdato de amônia $((\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O})$ dissolvidos em 1000 ml de água destilada (balão volumétrico).
- 3) Tartarato de antimônio e potássio 0,008 M: 1,454 g de tartarato $(\text{C}_4\text{H}_4\text{KO}_7\text{Sb} \cdot 1/2 \text{H}_2\text{O})$ dissolvidos em 500 ml de água destilada (balão volumétrico).
- 4) Ácido ascórbico 0,3 M: 2,64 g de ácido ascórbico $(\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6)$ dissolvidos em 50 ml de água destilada em balão volumétrico (IMPORTANTE: deve ser feito na hora de usar).
- 5) Solução de trabalho: misturar 250 ml de H_2SO_4 2,5 M + 75 ml de molibdato de amônia 0,032 M + 50 ml de ácido ascórbico 0,3 M + 25 ml de Tartarato de antimônio e potássio 0,008 M. Completar o volume até 500 ml com água destilada. A solução deve ser guardada em frasco âmbar totalmente coberto com papel alumínio para evitar oxidação (IMPORTANTE: preparada e usada no mesmo dia).

B – Procedimento:

Transferir 2,5 ml do extrato feito na digestão para copinhos plásticos de café, adicionar 4 ml da solução de trabalho e completar o volume para 25 ml de água destilada. Esperar 20 minutos para proceder à leitura a 885 nm, usando a cubeta grande.

C – Curva padrão para fósforo:

Solução padrão estoque

- Para uma solução de 100 ppm de PO_4 , pesar 0,4394g de KH_2PO_4 e diluir em 1 litro de água destilada (usar balão volumétrico).
- Para uma solução de 10 ppm de PO_4 , pipetar 5 ml da solução de 100 ppm PO_4 e completar para 50 ml com água destilada (usar balão volumétrico).

Soluções de trabalho:

Usando a fórmula $C_1V_1=C_2V_2$, tem-se:

Pontos da curva	Equivalente a
2 ppm	10 ml de 10 ppm em 50 ml de água destilada
1 ppm	5 ml de 10 ppm em 50 ml água
0,6 ppm	3 ml de 10 ppm em 50 ml água
0,3 ppm	1,5 ml de 10 ppm em 50 ml água
0,1 ppm	0,5 ml de 10 ppm em 50 ml água

Com 1 ppm de PO₄:

0,06 ppm	3,0 ml de 1 ppm em 50 ml de água destilada
0,03 ppm	1,5 ml de 1 ppm em 50 ml água
0,01 ppm	0,5 ml de 1 ppm em 50 ml água

Observação: usar balões volumétricos de 50 ml e pipetas volumétricas.

3.3 – Análise da Qualidade de Habitats

Buscando simplificar a metodologia de análise que define áreas em condições de referência e áreas submetidas a diferentes impactos, os ambientes estudados foram classificados de acordo com a proposta de Callisto *et al.* (2002) para avaliação da diversidade de habitats em rios (Quadros 1 e 2). Neste modelo, as pontuações finais refletem o nível de preservação das condições ecológicas e variam entre trechos impactados (0 a 40 pontos), alterados (41 a 60) e naturais (acima de 61 pontos).

Quadro 1 – Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em ambientes lóticos segundo Callisto *et al.* (2002).

Descrição do Ambiente			
Localização:			
Data de Coleta: ___ / ___ / ___ Hora da Coleta: _____			
Tempo (situação do dia):			
Modo de coleta (coletor):			
Tipo de Ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura média:			
Profundidade média:			
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/ Agricultura/Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, siderurgias, canalização, reutilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/Cascalho	Lama/Areia	Cimento/Canalização

Quadro 2 – Protocolo de avaliação da diversidade de habitats (Callisto *et al.*, 2002)

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio. Comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Freqüência de rápidos	Rápidos relativamente freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente com o aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão freqüentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão.	Risco elevado de erosão durante enchentes. Instável; muitas áreas com erosão; freqüentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica..	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

4 – Tratamento dos Dados

Os dados físicos e químicos da água foram usados para ordenar as estações de amostragem de acordo com a qualidade da água utilizando o método de análise multivariada ACP (Análise de Componentes Principais) com o auxílio do pacote estatístico PC-Ord (versão 4.0). A correlação de Pearson foi aplicada aos dados sedimentológicos para verificar a influência das características físicas do sedimento (granulometria) no acúmulo de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo total).

Os dados biológicos quanto à composição e abundância foram submetidos à análise de agrupamento pelo método do vizinho mais próximo baseado no cálculo da distância de Bray–Curtis, mais apropriado para amostras com muitos zeros e dominância de alguns grupos (Valentin, 2000), utilizando o pacote estatístico SPSS (*Statistical Package for Social Science*, Norušis, 1995).

Os dados da comunidade bentônica e da qualidade da água foram usados também para definir áreas em condição de referência entre os locais amostrados com a menor influência antrópica, juntamente com os resultados obtidos através da aplicação do Protocolo de avaliação rápida para diversidade de habitats em ambientes lóticos (Callisto *et al.*, 2002).

As medidas selecionadas para compor o índice de integridade biológica foram submetidas à análise de Box-Plot para verificação da sua sensibilidade em diferenciar áreas impactadas e preservadas, com o auxílio do pacote estatístico SPSS. O teste de Mann-Whitney foi aplicado para confirmar o potencial dessas medidas em diferenciar áreas prístinas de ambientes degradados. O programa estatístico PC-Ord (versão 4.0) foi usado para verificar as correlações das variáveis físicas e químicas da água com a comunidade bentônica por meio de uma análise de correlação canônica (ACC), determinando padrões de distribuição da fauna frente às características de qualidade da água. A partir desses resultados, foi elaborado um Índice de Integridade Biológica para a bacia do rio São Bartolomeu.

5 – Referências Bibliográficas

- Abel, P.D. 2002. **Water pollution**. 2nd ed. Taylor & Francis, London. 278pp.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia** 58: 547-558.
- Araújo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T. & Peixoto, M.G. 2003. A preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. **Environmental Management** 32: 516-526.
- Arias, A.R.L.; Buss, D.F.; Albuquerque, C.; Inácio, A.F.; Freire, M.M.; Egler, M.; Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e Saúde Coletiva** 12: 61-72.
- 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** vol. 6, no. 3 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn02106032006> ISSN 1676-0603.
- Bailey, R.C.; Norris, R.H. & Reynoldson, T.B. 2004. **Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach**. Kluwer, Boston. 170pp.
- 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. **Revista Brasileira de Biologia** 61: 249-258.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira M. P. & Nessimian, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. **Hydrobiologia** 575: 83-94.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenborg, R.; McCarron, E.; White, J.S. & Bastian, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** 15: 185-211.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd ed. EPA-U.S. Environmental Protection Agency, Office for Water, Washington.
- Benetti, C.J.; Fiorentin, G.L.; Cueto, J.A.R. & Neiss, U.G. 2006. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation** 1: 24-28.

- 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 Limnologica Brasiliensia** 13: 1-9.
- Böhmer, J.; Zenker, A.; Ackermann, B. & Kappus, B. 2001. Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery** 8: 407-419.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology** 51: 495-523.
- Boulton, A.J. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. **Freshwater Biology** 41: 469-479.
- Brinck, K.W. 2002. **Comparing methods for inferring site biological condition from a sample of site biota**. Master Thesis. University of Washington, Washington. 110p.
- Bueno, A.P.; Bond-Buckup, G. & Ferreira, B.D.P. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 115-125.
- Buffagni, A.; Erba, S.; Cazzola, M. & Kemp, J.L. 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean. **Hydrobiologia** 516: 313-329.
- Bunn, S.E. & Davies, P.M. 1992. Community structure of the macroinvertebrate fauna and water quality of a saline river system in south-western Australia. **Hydrobiologia** 248: 143-160.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F. & Nessimian, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública** 19: 465-473.
- Caesb. 2001. **Qualidade das águas da bacia do rio São Bartolomeu**. Brasília, DF.
- Capítulo, A.R.; Tangorra, M. & Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology** 35: 109-119.
- Carvalho, A.L. & Calil, E.R. 2000. Chaves de identificação para famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia** 41: 223-241.

- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Stream fish and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66: 681-696.
- Chessman, B.C. & McEvoy, P.K. 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. **Hydrobiologia** 364: 169-182.
- Codeplan. 1996. **Anuário estatístico do Distrito Federal**. Brasília, DF.
- Couceiro, S.R.M.; Forsberg, B.R.; Hamada, N. & Ferreira, R.L.M. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66: 35-44.
- Dean Jr., W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. **Journal of Sedimentology and Petrology** 44: 242-248.
- Death, R.G. 2002. A model of stream invertebrate diversity for autochthonous streams. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 28: 328-331.
- Dohet, A.; Dolisy, D.; Hoffman, L. & Dufrêne, M. 2002. Identification of bioindicator species among Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a survey of streams belonging to the rhithral classification in the Grand Duchy of Luxembourg. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 28: 381-386.
- Epler, J.H. 2001. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida**. Special Publications. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC and St. Jones River Water Management District, Palatka, FL. 526pp.
- Felizola, E.R. 2005. **Avaliação do processo de fragmentação de áreas naturais de cerrado para proposição de um corredor ecológico no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 73pp.
- Fernandes, A.C.M. 2002. **Influência da descarga orgânica de esgotos domésticos na diversidade da comunidade de invertebrados bênticos do rio Melchior (sub-bacia do rio Descoberto), DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 59pp.

- Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. **Biota Neotropica** vol. 6, no. 3 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006> ISSN1676-0603.
- Fonseca, C.P. 2005. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado, p.417-429. *In*: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs.) **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 439pp.
- Garay, I. 2001. Avaliação do status da biodiversidade ao nível do ecossistema, p.399-411. *In*: Garay, I & Dias, B. (eds.) **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Vozes, Rio de Janeiro. 430pp.
- Grimm, N.C. 1992. Disturbance, succession and ecosystem processes in streams: a case study from the desert, p.93-112. *In*: Giller, P.S.; Hildrew, A.G. & Raffaelli, D.G. (eds.) **Aquatic ecology: scale, pattern and processes**. Blackwell Science, Oxford.
- Grumiaux, F.; Leprêtre, A. & Dhainaut-Courtois, N. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in north of France. **Hydrobiologia** 385: 33-46.
- Hamada, N. & Couceiro, S.R.M. 2003. An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** 47: 477-480.
- Harwell, M.A.; Myers, V.; Yong, T.; Bartuska, A. & Gassman, N. 1999. A framework for an ecosystem integrity report card. **BioScience** 49: 543-556.
- Hawkes, H.A. 1964. An ecological basis for the biological assessment of river pollution. **Chemistry and Industry** 11: 437-442.
- Hill, B.H.; Herlihy, A.T.; Kaufmann, P.R.; DeCelles, S.J. & Vander Borgh, M.A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. **Ecological Indicators** 2: 325-338.
- Hughes, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions, p.31-47. *In*: Davis, W.S. & Simon, T.P. (eds.) **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**. CRC Press, Boca Raton.
- 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 Limnologica Brasiliensia** 10:125-135.

- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries** 6: 21-30.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 41: 221-234.
- Karr, J.R. & Chu, E.W. 2000. Sustaining living rivers. **Hydrobiologia** 422/423: 1-14.
- Kerans, B.L. & Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**. 4: 768-785.
- Lyons, J.; Navarro-Pérez, S.; Cochran, P.A.; Santana, E.C. & Guzmán-Arroyo, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. **Conservation Biology** 9: 569-584.
- Maltchik, L. & Florín, M. 2002. Perspectives of hydrological disturbance as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia** 14: 35-41.
- Margalef, R. 1983. **Limnología**. Omega, Barcelona. 1010pp.
- Marques, M.G.S.M.; Ferreira, R.L. & Barbosa, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 203-210.
- Marques, M.M. & Barbosa, F.A.R. 2001. Na fauna do fundo, o retrato da degradação. **Ciência Hoje** 30: 72-75.
- Martins-Silva, M.J. & Barros, M. 2001. Occurrence and distribution of fresh-water molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil. **Revista de Biologia Tropical** 49: 865-870.
- 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 da água**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 82pp.
- Melo, A.S. & Froehlich, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal of the North American Benthological Society** 20: 1-16.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, p.74-86. *In*: Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds.) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Kendall-Hunt, Dubuque. 862pp.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution** 60: 101-139.

- Meybeck, M. 1996. River water quality: global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 26: 81-96.
- Miltner, R.J. & Rankin, E.T. 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. **Freshwater Biology** 40: 145-158.
- Minshall, G.W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships, p.358-400. *In*: Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. (eds.) **The ecology of aquatic insects**. Praeger, New York.
- Morley, S.A. & Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in Puget Sound Basin. **Conservation Biology** 16: 1498-1509.
- Murphy, J. & Riley, J. 1962. A modified single solution for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta** 27: 31-36.
- Navas-Pereira, D. & Henrique, R.M. 1996. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Biologia**. 56: 441-450.
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 35: 89-111.
- Norušis, M.J. 1995. **SPSS 6.1: guide to data analysis**. Prentice Hall, Englewood Cliffs. 582pp.
- Oliveira, L.G. & Froehlich, C.G. 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 9: 139-148.
- Oliveira, L.G.; Bispo, P.C.; Crisci, V.L. & Souza, K.G. 1999. Distribuições de categorias funcionais de larvas de Trichoptera (Insecta) em uma região serrana do Brasil Central. **Acta Limnologica Brasiliensia** 11: 173-183.
- Omernik, R.M. 1995. Ecoregions: a spatial framework for environmental management, p.49-62. *In*: Davis, W.S. & Simon, T.P. (eds.) **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**. CRC Press, Boca Raton.
- Pennak, R.W. 1991. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. Wiley Interscience, New York. 628pp.
- 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: 181-204.

- Pinelli, M.P. 1999. **Geoquímica de águas e sedimentos da bacia do rio São Bartolomeu-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 87pp.
- Pontasch, K. & Brusven, M.A. 1988. Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. **Water Research** 22: 619-626.
- Ramos, P.C. 2002. **Mapeamento das áreas indicativas da degradação na APA da bacia do rio São Bartolomeu-DF, utilizando técnicas de geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 90pp.
- Reice, S.R. & Wohlenberg, M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic process: measures for assessment of ecosystem health, p.287-305. *In*: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York.
- Ribeiro, J.R.I. 2005. Família Belostomatidae Leach, 1815 (Insecta: Hemiptera: Heteroptera): chave e catálogo de identificação para as espécies ocorrentes no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional** 63: 247-262.
- Rocha A.J.A. 1993. Caracterização limnológica, p.469-492. *In*: Pinto, M.N. (org.) **Cerrado: caracterização e perspectiva**. 2ª ed. Edunb, Brasília.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York. 488pp.
- 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, Brasília. 86pp.
- Silveira M.P.; Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L. & Egler, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment** 101:117-128.
- Simić, V. & Simić, S. 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. **Hydrobiologia** 416: 51-64.
- Snyder, C.D.; Young, J.A.; Vilella, R. & Lemarié, D.P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns of stream biotic integrity. **Landscape Ecology** 18: 647-664.
- Strieder, M.N.; Ronchi, L.H.; Stenert, C.; Scherer, R.T. & Neiss, U.G. 2006. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biológica Leopoldensia** 28: 17-24.

- Strixino, G & Strixino, S.T. 1982. Macrobentos da represa do Monjolinho (São Carlos-SP). **Revista Brasileira de Biologia** 42: 165-170.
- Strixino, S.T. & Strixino, G. 1989. Observações sobre a biologia da reprodução de um quironomídeo da região neotropical. **Revista Brasileira de Biologia** 33: 207-216.
- Tudorancea, M.M. & Tudorancea, C. 2002. Are chironomid larvae bioindicators of the water quality in running waters under urban impact? **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 28: 417-421.
- Valentin, J.L. 2000. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência, Rio de Janeiro. 117pp.
- Vieira, E.M.X. 1990. **Aspectos estruturais da comunidade zoobêntica e os parâmetros físico-químicos do sedimento na zona litorânea no lago Paranoá, Brasília-DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 115p.
- Wetzel, R.G. 2001. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3rd ed. Academic Press, New York. 1006pp.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by Trent River Board. **Chemistry and Industry** 11: 443-447.
- Zagatto, P.A.; Lorenzetti, M.L.; Lamparelli, M.C.; Salvador, M.E.P.; Menegon Jr., N. & Bertolotti, E. 1999. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. **Acta Limnologica Brasiliensia** 11: 111-126.

Capítulo 2

Qualidade da Água

A história da água no planeta está diretamente relacionada à abundância, à variedade e diversidade da vida e à produção biológica. A água é essencial à vida, e todos os organismos, incluindo o homem, dependem dela para sua sobrevivência. No entanto, no limiar do século XXI, a crise da água é uma ameaça permanente à humanidade e à sobrevivência da biosfera como um todo.

...um bando de garças passa voando e retorna para seu ninho ao entardecer. A vida continua em seu eterno ciclo e, para se perpetuar, o homem deve incluir-se neste ciclo e dele participar, mantendo-o. Este é o segredo da sobrevivência de todas as espécies e o Homo sapiens precisa aprender com elas a se integrar no ciclo e sobreviver.

José Galizia Tundisi

(Água no século XXI: enfrentando a escassez, 2005)

1 – Introdução

Ecossistemas lóticos, como rios e córregos, são ambientes integradores das características da paisagem terrestre e receptores de poluentes da atmosfera e do ambiente terrestre; assim, os rios, especialmente, refletem impactos cumulativos nos sistemas (Hunsaker & Levine, 1995). Deste modo, as bacias hidrográficas são as unidades naturais do ambiente que integram os efeitos da utilização de seus recursos e da atividade humana (Tundisi & Straškraba, 1995).

A sociedade humana tem uma relação de dependência muito grande com os recursos aquáticos em seus mais diversos meios de utilização, seja para o abastecimento da população, dessedentação de animais, irrigação, uso industrial, ou mesmo para o lazer ou transporte, onde a qualidade da água é um fator determinante para seu tipo de uso. O conjunto de ações produzidas pelas atividades humanas ao explorar os recursos hídricos a fim de expandir o desenvolvimento econômico e fazer frente às demandas industriais e agrícolas, e à expansão do crescimento da população e das áreas urbanas foi se tornando complexo ao longo da história da humanidade. Como resultado do múltiplo e exponencial crescimento da atividade humana, muitos rios tornaram-se impactados, inclusive devido ao longo período de transporte atmosférico de poluentes para os corpos d'água (Meybeck, 1996), pois muitas dessas atividades causam poluição.

O termo “poluição” pode ser definido como alteração nas características físicas, químicas e biológicas de águas naturais decorrente de atividades humanas tais como: o descarte de esgotos sanitários, águas residuárias industriais e resíduos sólidos – originados pelos rejeitos industriais, hospitalares e agrícolas. Várias características físicas, químicas e biológicas podem ser consideradas importantes no meio aquático para identificar sua condição de preservação, sendo muitas vezes denominadas parâmetros de qualidade da água. Entre esses parâmetros, podemos destacar a temperatura da água – importante para caracterizar outros parâmetros físicos como viscosidade, densidade, pressão de vapor e solubilidade de gases dissolvidos –, o oxigênio dissolvido, o pH, cloretos, entre outros (Benetti & Bidone, 2001).

O pH de um sistema natural constitui uma das principais variáveis que proporcionam a descrição do estado da água, como por exemplo, a condição de equilíbrio ácido-base, dos processos biológicos e cinéticos e da especiação de elementos-traços. O pH é usado ainda como ferramenta em algumas determinações químicas de interesse ambiental, como alcalinidade e CO₂, e pode ser um indicativo de mudanças no estado fisiológico de um determinado ambiente (poluição e eutrofização) (Paranhos, 1996).

A composição química da água é somente um componente da qualidade dos ambientes aquáticos, que inclui também suas características biológicas, a descrição do habitat e a análise de partículas físicas e químicas (Meybeck, 1996). As águas naturais apresentam grandes variações na acidez e na alcalinidade relativas, não apenas em valores reais de pH como também na quantidade de materiais dissolvidos que produzem a acidez ou a alcalinidade (Wetzel, 2001). Águas naturais que contêm 40mg/L ou mais de alcalinidade são consideradas mais produtivas, podendo ser encontrados valores menores que 5mg/L e maiores que 500mg/L (Tavares, 1994).

As variações na concentração de oxigênio dissolvido, a curto e a longo prazo, em rios e lagos revelam uma boa medida de seu estado trófico (Horne & Goldman, 1994). A concentração de oxigênio dissolvido na água é um índice expressivo de sua qualidade sanitária. Águas superficiais de boa qualidade devem estar saturadas de oxigênio, podendo ou não estar poluídas, uma vez que a porcentagem de saturação indica apenas que esta água não está contaminada por matéria oxidável (Benetti & Bidone, 2001).

Macronutrientes como o nitrogênio, o ortofosfato e o silício também são requeridos em significativas quantidades em rios e podem ser limitantes ao crescimento de plantas e à produtividade. Sua ciclagem é um dos processos mais importantes nos ecossistemas de rios. O ortofosfato pode ocorrer nos ambientes aquáticos de duas formas: dissolvido e particulado, mas somente está disponível para plantas e algas na sua forma inorgânica dissolvida – ortofosfato (Trayler, 2000).

A maioria do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos está presente na forma de gás N_2 . O nitrato (NO_3^-), o íon-amônio (NH_4^+), o nitrito (NO_2^-), a uréia ($CO [NH_2]_2$) e os componentes orgânicos dissolvidos são menos abundantes, mas usualmente de maior interesse biológico. O nitrato é normalmente a forma mais comum de nitrogênio inorgânico combinado em lagos e rios; sua concentração e taxa de suprimento estão intimamente relacionadas às práticas de uso da terra nas margens desses corpos d'água (Horne & Goldman, 1994).

O nitrogênio e o ortofosfato são nutrientes que em excesso podem causar a eutrofização e, conseqüentemente, a depleção de oxigênio dissolvido no meio (Hunsaker & Levine, 1995). A concentração de nitrogênio e ortofosfato total aliada às medidas de *clorofila-a* foram utilizadas por Dodds *et al.* (1998) para definir três categorias de trofia em sistemas lóticos. Um novo paradigma tem sido proposto para classificação do nível de trofia em rios, baseado nos mesmos princípios utilizados para lagos. Nesta nova proposta, aspectos relativos

à entrada de luz, tempo de retenção dos nutrientes no meio e a comunidade de macrófitas e algas são considerados (Hilton *et al.*, 2006).

No entanto, o estado trófico de um ecossistema ou a demanda de nutrientes não pode ser determinada apenas pela concentração de nutrientes inorgânicos quando os valores de nutrientes orgânicos estão muito baixos. Essas concentrações não podem indicar o suprimento de nutrientes, porque uma grande biomassa de produtores primários pode apresentar uma demanda muito alta de nutrientes e tornar a concentração baixa de nutrientes inorgânicos ou abaixo da detecção. Padrões (concentração de nutrientes) não podem ser confundidos com os processos (taxa de reposição de nutrientes ou suprimento), que particularmente, em rios pode ser verdadeira, onde a taxa de reposição de nutrientes inorgânicos é muito rápida. Mas, os nutrientes inorgânicos dissolvidos podem ser úteis na determinação do estado trófico de um sistema aquático quando esses valores são muito altos, como em ambientes enriquecidos com fosfato devido ao descarte de efluentes de esgotos, por exemplo (Dodds, 2003).

A alteração da estrutura física do habitat é um dos maiores fatores da atividade humana que degradam os recursos aquáticos (Karr, 1991). O homem altera os sistemas biológicos nos ecossistemas lóticos pela modificação do habitat físico, influenciando o fluxo sazonal da água, variando a base dos sistemas de inundação, as interações entre os organismos aquáticos e contaminando quimicamente a água (Karr, 1999). Deste modo, um impacto pontual provocado pelo homem pode ter suas conseqüências danosas ampliadas, alterando não apenas a qualidade da água, mas todo o funcionamento e estrutura do ecossistema aquático.

Os objetivos desta avaliação da qualidade da água na bacia do rio São Bartolomeu são: (i) verificar alterações na composição natural da água nos córregos localizados em diferentes locais, com os mais variados usos da terra e, conseqüentemente, submetidos a impactos antrópicos diversos; (ii) definir os tipos de pressão antrópica que ocorrem nesta bacia, relacionando-os com a qualidade da água; (iii) avaliar a influência temporal na qualidade da água nas diferentes sub-bacias e (iv) identificar áreas com excelente qualidade de água. A hipótese deste trabalho é: o uso diversificado do solo que altera a paisagem natural próxima aos ecossistemas aquáticos lóticos modifica a qualidade física e química da água.

2 – Material e Métodos

Foram realizadas coletas da água no mês de dezembro de 2004 e maio de 2005, referente ao início e fim do período chuvoso, e nos meses de agosto e setembro de 2005, que correspondem ao período de seca. As variáveis analisadas foram pH (pHmêtro, *Hack-sension*

156), condutividade elétrica (condutivímetro, *Hack-sension* 156), alcalinidade (método titulométrico – APHA, 1989), concentração de oxigênio dissolvido (método Winkler–Golterman, 1978), concentração de oxigênio consumido (método titulométrico do permanganato de potássio – APHA, 1989), sólidos totais dissolvidos (STD, *Hack-sension* 156). Métodos colorimétricos foram usados para análise de ortofosfato (*Hack-sension* 156) e nitrogênio sob a forma de nitrato através de espectrofotômetro de leitura direta (*Hack-DR2500*) e íon-amônio (*Hack-sension* 156).

Os dados físicos e químicos de qualidade da água foram submetidos a um teste de variância (ANOVA fator único) para determinação das diferenças entre os períodos de coleta, seca e chuva, e os pontos de amostragem (Zar, 1996). Uma Análise de Componentes Principais também foi aplicada aos resultados para determinar padrões de qualidade dos sistemas aquáticos submetidos a diferentes impactos antrópicos, agrupando as áreas com qualidade de água semelhante. Para melhor visualizar o comportamento das variáveis físicas e químicas da água na bacia do rio São Bartolomeu foi realizada uma análise geral e outra mais detalhada da qualidade da água por sub-bacia.

3 – Resultados

As chuvas no Distrito Federal ocorrem concentradas nos meses de verão, de dezembro a abril, mas a intensidade das chuvas pode variar entre os anos. As coletas de água e sedimento ocorreram nos meses de dezembro/04, maio, agosto e setembro de 2005, buscando minimizar as diferenças temporais e o impacto das fortes chuvas nos sistemas lóticos que alteram o fluxo dos rios.

Os dados de pluviosidade média do Distrito Federal nos anos de 2004 e 2005 revelaram que os meses de amostragem corresponderam ao período de menor pluviosidade (Figura 1). Mesmo no mês de dezembro de 2004, onde foi registrado o maior volume de chuvas do período de amostragem, esse valor foi muito inferior ao registrado no mesmo mês do ano seguinte, variando entre 200,0mm³ em dezembro/04 a 400,0mm³ em dezembro/05.

O mês de maio/05 também apresentou comportamento atípico em relação ao ano de 2004, onde praticamente não foram registradas fortes chuvas. Devido à baixa precipitação neste mês os dados biológicos e de qualidade da água coletados nessa época foram agrupados com o restante dos meses de coleta no período de seca, agosto e setembro/05. Apenas o mês de dezembro/04 pôde caracterizar o período de chuva.

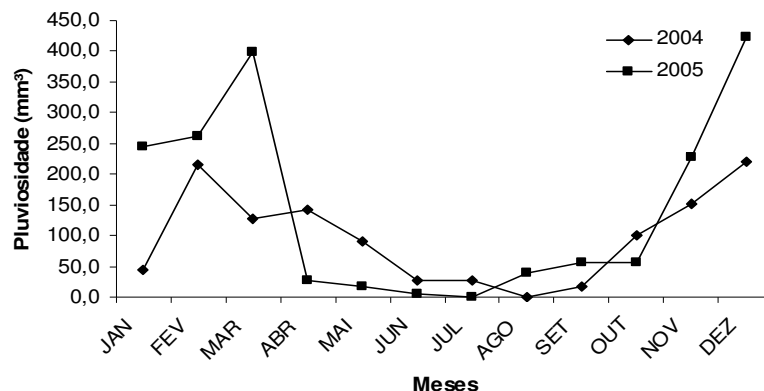


Figura 1 – Variação das chuvas entre janeiro e dezembro nos anos de 2004 e 2005 no Distrito Federal.

Os córregos amostrados neste estudo variaram de levemente ácido a neutro, com pH entre $5,7 \pm 0,4$ no ponto Darm6 (sub-bacia Mestre D’Armas) e $7,4 \pm 0,1$ no Pap2 (córrego da Papuda), no período de seca (Tabela I). Esta variação foi maior no período chuvoso, chegando a 4,3 no ponto Darm1 (sub-bacia Mestre D’Armas) e 7,7 em Sobr1 (ribeirão Sobradinho, Figura 2). Diferenças significativas entre chuva/04 e seca/05 foram detectadas pela ANOVA fator único ($F = 5,32$; $F_{0,05(1)2,121} = 3,07$; $p = 0,006$).

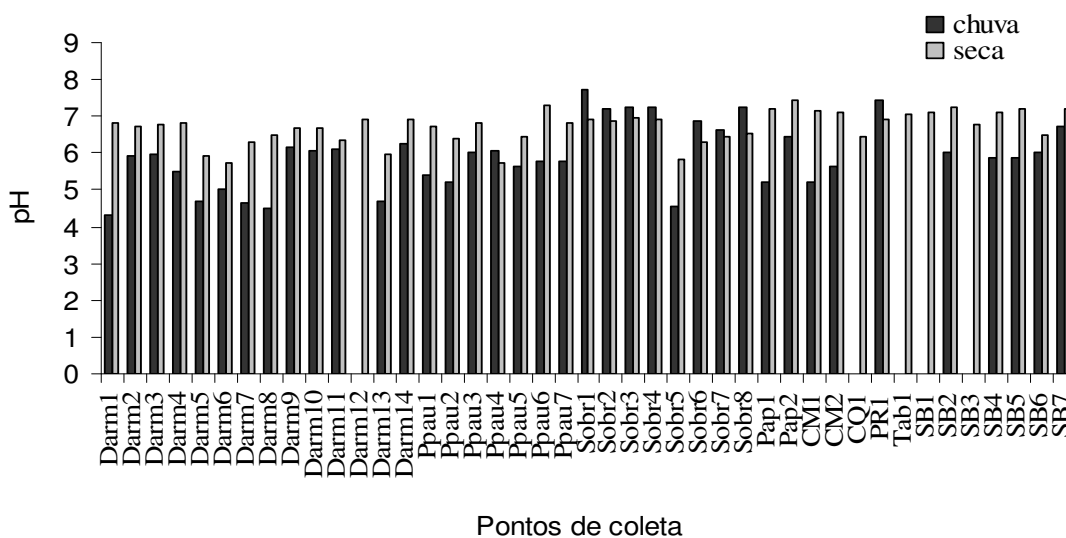


Figura 2 – Variação do pH entre os pontos de coleta na bacia do rio São Bartolomeu entre chuva/04 e seca/05.

Tabela I – Média e desvio padrão do pH, alcalinidade, condutividade, STD, oxigênio dissolvido e consumido, nitrato, amônio e ortofosfato no período de seca /05 (n=3).

Pontos	pH	Alcal (mg/L)	Cond(µS/cm)	STD(mg/L)	OD(mg/L)	OC(mg/L)	NO ₃ ⁻ (µg/L)	NH ₄ ⁺ (µg/L)	PO ₄ ⁻ (µg/L)
Darm 1	6,8±0,0	8,93±0,46	1,67±0,37	0,30±0,17	6,65±0,34	0,75±0,28	187,42±0,21	6,67±0,01	0,00±0,00
Darm 2	6,7±0,1	40,93±3,11	60,37±3,44	28,37±1,31	6,01±0,08	1,10±0,81	431,52±0,10	16,67±0,02	0,00±0,00
Darm 3	6,8±0,2	31,60±10,18	56,13±5,49	26,27±2,46	5,92±0,00	1,88±2,37	427,72±0,28	23,33±0,01	43,33±0,08
Darm 4	6,8±0,2	39,87±8,78	38,71±29,53	17,9±14,03	6,26±0,24	1,00±0,64	493,68±0,17	13,33±0,02	83,33±0,14
Darm 5	5,9±0,0	14,53±7,17	4,61±1,11	2,10±1,0	5,98±0,10	0,91±0,64	641,22*	3,33±0,01	26,67±0,05
Darm 6	5,7±0,4	8,53±5,55	4,49±0,45	1,63±0,25	7,02±0,48	2,48±3,11	475,80±0,49	16,67±0,03	23,33±0,04
Darm 7	6,3±0,3	8,80±3,39	6,19±2,83	1,07±0,17	5,88±0,18	2,72±3,04	207,95	36,67±0,06	26,67±0,05
Darm 8	6,4±0,5	23,33±24,8	5,37±1,40	2,03±0,68	6,39±0,06	2,25±2,55	299,34±0,05	53,33±0,04	13,33±0,02
Darm 9	6,7±0,6	11,40±9,33	9,37±3,83	5,50±0,96	6,48±0,06	2,23±2,53	339,88±0,08	30,00±0,04	26,67±0,05
Darm 10	6,7±0,1	44,67±7,39	74,50±7,95	35,13±3,86	5,25±0,24	0,71±0,34	611,64±0,39	13,33±0,02	33,33±0,06
Darm 11	6,330,4	4,93±4,28	10,71±1,80	4,57±0,91	5,12±0,90	2,24±2,30	285,21±0,18	56,67±0,05	26,67±0,05
Darm 12	6,9±0,2	49,20±3,96	93,57±7,78	43,23±3,97	4,86±0,25	2,31±2,69	2178,82±1,12	26,67±0,05	30,00±0,05
Darm 13	6,0±0,2	9,33±6,02	8,56±3,77	2,90±0,95	5,95±0,39	1,81±2,30	631,26±0,34	46,67±0,05	20,00±0,03
Darm 14	7,0±0,1	33,20±20,6	89,33±14,5	43,77±41,80	3,93±0,18	1,91±1,67	5190,43±0,93	26,67±0,04	113,3±0,20
Ppau 1	6,8±0,4	5,55±7,33	14,38±1,35	6,33±0,58	6,72±0,43	2,03±0,39	519,27±0,35	20,00±0,02	23,33±0,04
Ppau 2	6,4±0,2	8,566,7±0	19,26±4,91	8,60±2,27	6,40±0,23	0,95±0,48	929,87±0,54	50,00±0,07	45,00±0,06
Ppau 3	6,8±0,4	8,957±0,05	15,49±0,18	6,87±0,06	6,84±0,44	1,11±0,98	545,22±0,16	33,33±0,04	33,33±0,06
Ppau 4	5,7±1,6	4,917,2±2	36,46±32,8	17,13±16,26	5,71±1,62	3,01±3,43	524,29±0,16	23,33±0,04	23,33±0,04
Ppau 5	6,4±0,8	10,50±8,22	16,44±1,49	7,37±0,57	6,42±0,76	2,57±2,61	728,89±0,05	46,67±0,03	0,00±0,00
Ppau 6	7,3±0,8	20,32±16,6	37,87±4,20	18,77±4,05	7,32±0,82	0,92±0,45	1395,01±1,01	26,67±0,03	43,33±0,08
Ppau 7	6,8±0,8	10,12±8,26	17,23±0,96	7,40±2,10	6,83±0,77	1,71±0,53	673,31±0,19	43,33±0,05	16,67±0,03
Sobr 01	6,9±1,0	6,00±0,00	8,66±3,68	3,60±1,73	6,40±0,20	4,52±1,97	1884,32±1,93	3,33±0,01	0,00±0,00
Sobr 02	6,9±0,5	12,80±1,39	51,77±1,83	24,1±0,90	5,93±0,42	4,29±1,97	8642,76±0,53	60,00±0,00	0,00±0,00
Sobr 03	7,0±0,3	15,33±3,70	52,60±3,29	24,50±1,71	5,44±0,67	3,49±2,03	7758,70±1,35	10,00±0,00	6,67±0,01
Sobr 04	6,9±0,4	18,53±3,70	48,43±3,54	22,5±1,85	5,57±0,54	2,95±1,40	4260,72±0,38	50,00±0,03	0,00±0,00
Sobr 05	5,8±1,1	37,07±8,08	128,5±25,3	60,80±11,98	3,23±0,43	6,89±2,27	4107,47±1,10	7760±1,11	293,3±0,20
Sobr 06	6,3±0,7	11,07±2,31	58,63±13,9	27,33±6,95	5,96±0,96	5,04±2,29	6028,24±1,37	1203,3±0,92	100,0±0,13
Sobr 07	6,4±0,7	6,42±6,01	52,90±3,82	25,37±1,74	7,14±0,62	5,59±3,23	7364,83±1,83	316,67±0,26	43,33±0,04
Sobr 08	6,5±0,6	5,33±4,81	48,80±7,11	21,80±2,51	6,84±0,73	2,93±1,22	6691,99±1,04	173,33±0,14	116,7±0,14
Pap 01	7,2±0,6	18,40±1,13	41,00±6,65	19,0±3,11	6,17±0,42	3,68±2,66	2894,69±0,49	10,00±0,01	0,00±0,00
Pap 02	7,4±0,1	22,80±2,26	87,95±17,6	41,25±8,56	6,76±0,92	1,78±0,14	4480,28±4,69	25,00±0,04	0,00±0,00
CM 01	7,1±0,4	5,57±5,06	6,68±1,84	2,67±0,93	6,54±0,34	2,72±2,84	1153,47±0,33	83,33±0,09	113,3±0,17
CM 02	7,1±0,5	5,16±3,88	5,84±0,81	2,30±0,5	6,12±0,39	2,35±2,68	2414,93±1,21	56,67±0,05	66,67±0,11
CQ 01	6,4±0,7	6,19±5,72	5,44±0,97	1,90±0,26	6,65±0,28	2,61±2,73	1075,87±0,49	13,33±0,02	13,33±0,02
PR 01	6,9±0,5	7,30±8,34	74,37±1,89	34,83±0,85	6,49±0,50	2,53±2,37	1048,08±0,90	190,00±0,12	46,67±0,05
TAB 01	7,1±0,8	12,00±0,57	19,63±3,92	8,80±1,84	6,85±0,12	1,08±0,06	741,23±0,74	45,00±0,06	0,00±0,00
SB01	7,1±0,3	31,13±4,27	41,93±32,6	26,53±3,31	6,46±0,13	2,29±2,50	2715,81±0,48	2715,81±0,0	3,33±0,08
SB 02	7,2±0,3	27,2±4,71	48,87±7,56	23,37±2,65	6,43±0,09	2,51±2,11	2735,74±0,51	2735,74±0,11	90±0,29
SB 03	6,8±0,1	23,8±4,24	61,3±1,83	28,65±0,91	5,87±0,50	2,78±3,03	7165,35±6,31	7165,35±0,0	0
SB 04	7,1±0,2	24,27±1,00	49,07±5,22	21,97±3,32	6,24±0,64	1,49±0,60	3580,13±0,63	3580,13±0,03	43,33±0,06
SB 05	7,2±0,2	22,4±4,00	44,43±10,6	21,47±3,94	6,43±0,39	2,96±2,67	5973,7±4,52	5973,70±0,01	13,33±0,01
SB 06	6,5±0,7	24,27±1,66	45,33±3,70	21,17±1,53	6,22±0,18	2,55±2,84	3430,62±0,13	3430,62±0,12	176,7±0,08
SB 07	7,2±0,3	22,8±1,70	61,6±4,80	28,7±2,12	6,14±0,71	2,14±0,93	4066,53±0,33	4066,53±0,02	15±0

Diferenças também foram verificadas nas medidas de pH entre os pontos de coleta (Tabela II), o que indica que, além da escala espacial, o pH é fortemente influenciado em escala temporal. A ação das chuvas nos sistemas aquáticos modifica os padrões no fluxo da água e na entrada de material alóctone.

Tabela II – ANOVA fator único dos parâmetros físicos e químicos da água entre os pontos de coleta ($F_{0,05(1)42,81} = 1,53$) na bacia do rio São Bartolomeu incluindo as sub-bacias dos ribeirões Mestre D'Armas, Pipiripau, Sobradinho e os córregos Quinze, do Meio, Taboca e rios Paranoá e São Bartolomeu na seca/2005.

Parâmetros	“Pontos” F	P
PH	1,68*	0,02
Alcalinidade	6,51*	<0,05
Condutividade elétrica	21,48*	<0,05
STD	28,45	<0,05
OD	5,6*	<0,05
OC	1,15	0,29
NO ₃ ⁻	8,50*	<0,05
NH ₄ ⁻	74,94*	<0,05
PO ₄ ⁻	1,38	0,11

* apresenta diferença significativa.

A alcalinidade variou de $5,16 \pm 3,88$ mg/L no segundo ponto do córrego do Meio (CM2) a $49,20 \pm 3,96$ mg/L no ponto Darm12 (Tabela I). A maior alta na alcalinidade ocorreu no período chuvoso no ponto Sobr5, que recebe grande aporte de efluente da estação de tratamento de esgoto da cidade de Sobradinho (Figura 3).

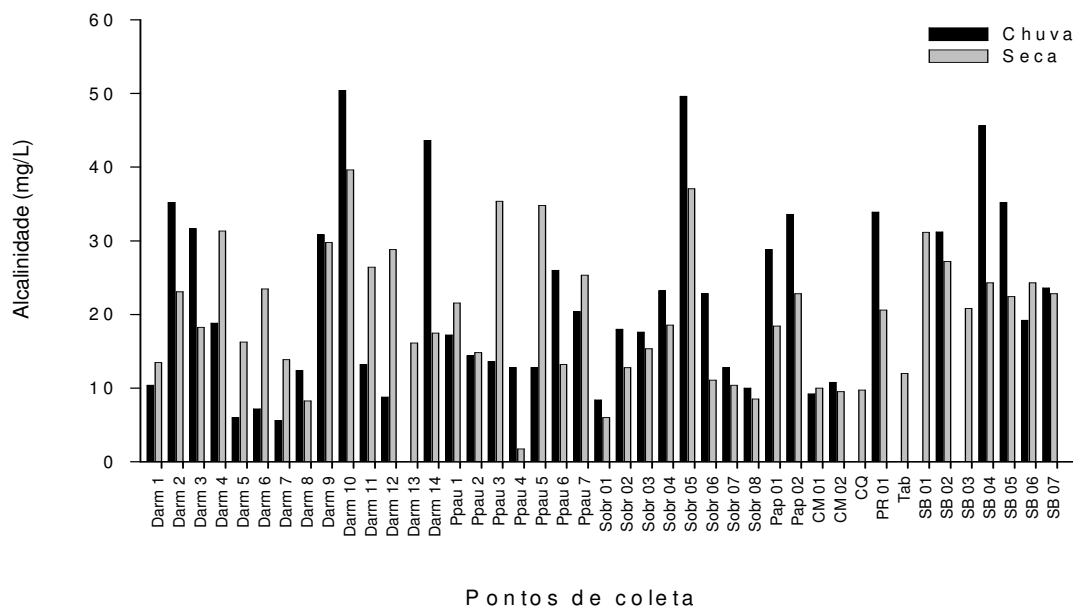


Figura 3 – Variação média da alcalinidade (mg/L de CaCO₃) entre os pontos de coleta na bacia do rio São Bartolomeu na chuva/04 na seca/05.

Independente desta alteração na alcalinidade no ponto Sobr5, as diferenças entre os meses de coleta não foram significativas ($F = 0,93$; $F_{0,05(1)2,97} = 3,09$; $p = 0,40$). Nos demais pontos, que recebem aporte orgânico (Darm12 e Pap2), pouca alteração foi verificada na alcalinidade nos dois períodos. No período de seca, a alcalinidade apresentou diferenças significativas entre os pontos de coleta (Tabela II), podendo ser usada como parâmetro para avaliação da qualidade da água em variados ambientes, representando áreas com diferentes níveis de poluição, como as sub-bacias dos ribeirões Mestre D'Armas, Sobradinho e no córrego da Papuda, por exemplo (Figura 3).

A condutividade elétrica aumentou em áreas mais poluídas no período de chuva/04, como observado nos pontos Pap2, Darm14 e Sobr5 (Figura 4). Neste mesmo período, os valores de condutividade elétrica variaram entre $2,4 \mu\text{S/cm}$ (Darm 1) a $404 \mu\text{S/cm}$ (Pap2).

A amplitude da variação da condutividade elétrica entre os pontos amostrados com diferentes influências antrópicas foi menor no período de seca, exibindo o mesmo padrão observado no período chuvoso, ou seja, aumentando nos pontos mais poluídos, como Sobr5, Darm12 e 14 e Pap2 (Tabela I).

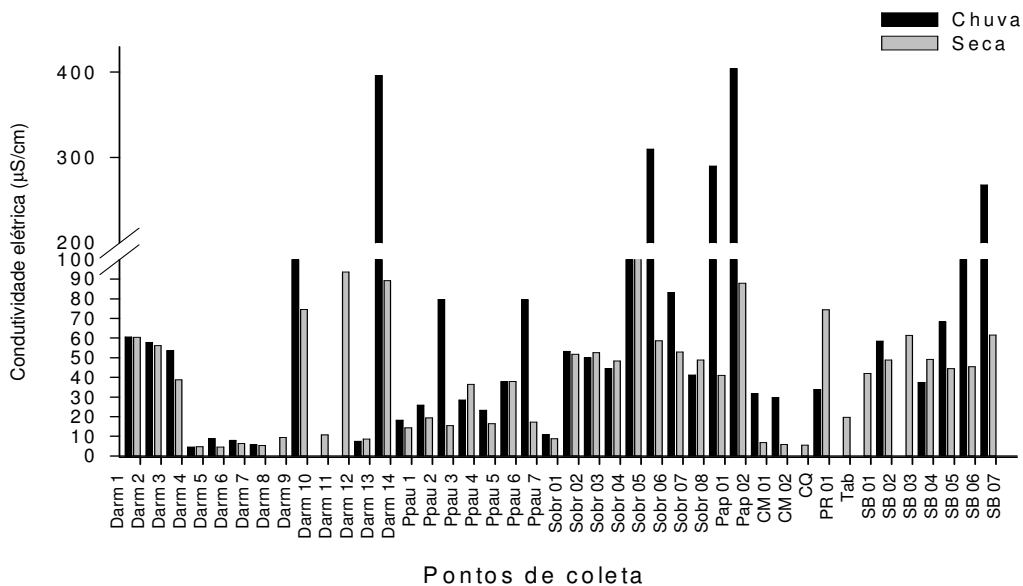


Figura 4 – Condutividade elétrica dos pontos de coleta na bacia do rio São Bartolomeu amostrados no período de chuva/04 e a média do período de seca/05.

A concentração de oxigênio dissolvido variou entre 6 e 7mg/L na maioria dos córregos amostrados, independente do período de coleta (Figura 5); porém, uma forte diminuição em sua concentração foi observada no período chuvoso nos pontos de maior impacto (Darm11, Sobr5 e Pap2).

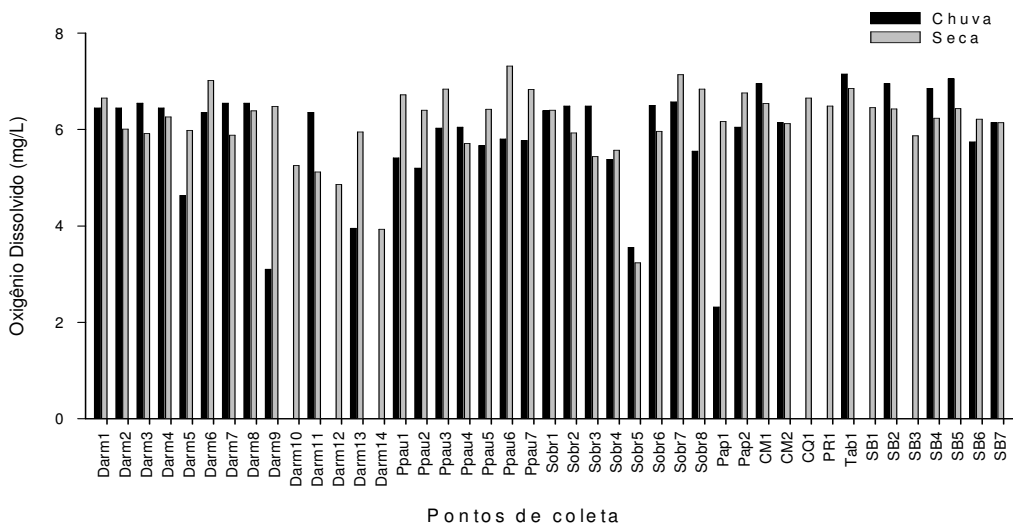


Figura 5 – Concentração média de oxigênio dissolvido entre os pontos de coleta na bacia do rio São Bartolomeu nos períodos chuva/04 e seca/05.

No período chuvoso, houve um grande aumento na concentração do oxigênio consumido no ribeirão do Pipiripau, principalmente nos pontos Ppau1 e 7, variando entre 2,68mg/L (Ppau4) e 9,16mg/L (Ppau7). Os pontos mais impactados apresentaram, ainda, um forte aumento na quantidade de oxigênio consumido, chegando a 9,92mg/L em Sobr6, a jusante do descarte de esgoto bruto da cidade de Sobradinho (Figura 6).

A concentração de oxigênio consumido esteve durante todo o período de seca abaixo dos 8mg/L (Tabela I), não demonstrando variação significativa entre os pontos de coleta (Tabela II). Os maiores valores no consumo de oxigênio foram registrados nos pontos submetidos a algum tipo de influência antrópica como o descarte de esgoto proveniente de estações de tratamento.

No período chuvoso, foram registrados três picos nos valores de Sólidos Totais Dissolvidos (STD), um no ponto Darm14, atingindo cerca de 191,0mg/L, e os demais no córrego da Papuda nos pontos Pap1 e 2, respectivamente 138 e 195,1mg/L (Figura 7). No ribeirão Sobradinho foi detectado, no mês de dezembro/04, a maior concentração de STD (69,8mg/L), após o lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgotos no ponto Sobr5. No entanto, no ponto Sobr1 a montante do descarte, situado em zona rural, próximo à nascente, o valor de STD foi de 4,60mg/L, podendo-se constatar forte alteração na qualidade da água devido à pressão antrópica.

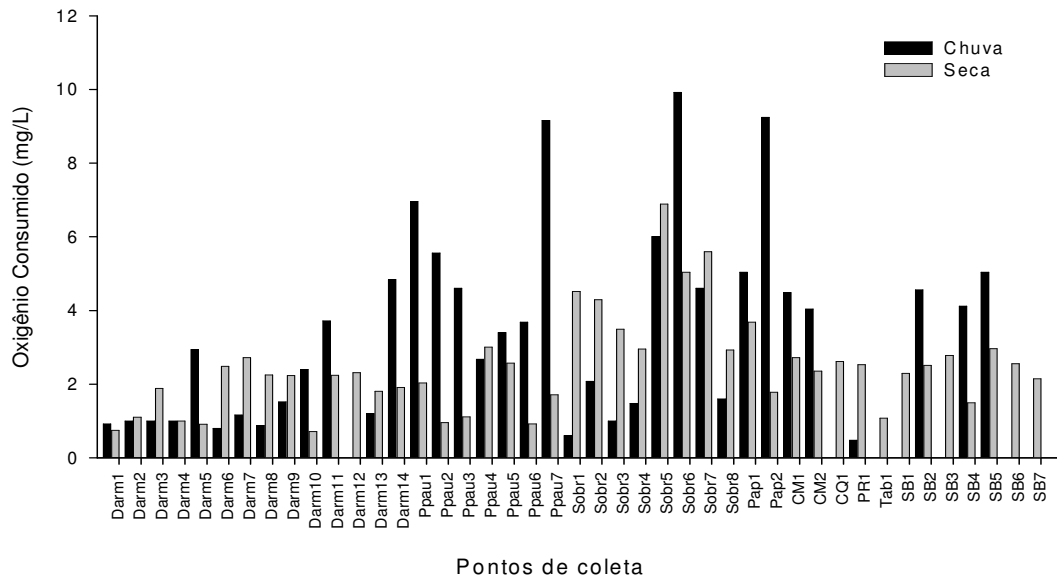


Figura 6 – Concentração de oxigênio consumido (mg/L) nos períodos de chuva (dezembro/2004) e seca (maio, agosto e setembro/2005) na bacia do rio São Bartolomeu.

A concentração de STD no período de seca/05 variou de $0,30 \pm 0,17\text{mg/L}$ no ponto Darm1 a $60,80 \pm 11,98\text{mg/L}$ no ponto Sobr5, demonstrando que uma maior quantidade de sólidos dissolvidos pode ser encontrada nos pontos de maior poluição orgânica localizados em áreas urbanas (Figura 7). No córrego Pípiripau, a quantidade de sólidos totais dissolvidos foi muito pequena, variando entre $7,37 \pm 0,57\text{mg/L}$ (PPau5) a $18,77 \pm 4,05\text{mg/L}$ (Ppau6).

Nos córregos do Meio, Quinze, Taboca e no rio Paranoá, os três primeiros localizados em zona rural, e o último a jusante da barragem do lago Paranoá, a concentração de STD diminuiu em relação aos demais córregos estudados, sendo maior no rio Paranoá, que recebe esgoto após tratamento por lagoas de estabilização da cidade do Paranoá ($34,83 \pm 0,85\text{mg/L}$). Nos demais córregos, a concentração de STD não ultrapassou $8,80 \pm 1,84\text{mg/L}$, encontrada no córrego Taboca no período de seca (Tabela I).

Nos pontos do rio São Bartolomeu, a variação na concentração de sólidos totais dissolvidos foi maior no mês de dezembro (chuva), principalmente nos pontos SB6 e 7 (Figura 7).

A amplitude da variação espacial na concentração de STD foi maior no período chuvoso na maioria dos córregos localizados em áreas urbanas. O desmatamento da mata ciliar e as chuvas fortes que ocorrem durante este período, carreando muito material alóctone para dentro dos córregos, podem ser responsáveis por esta variação.

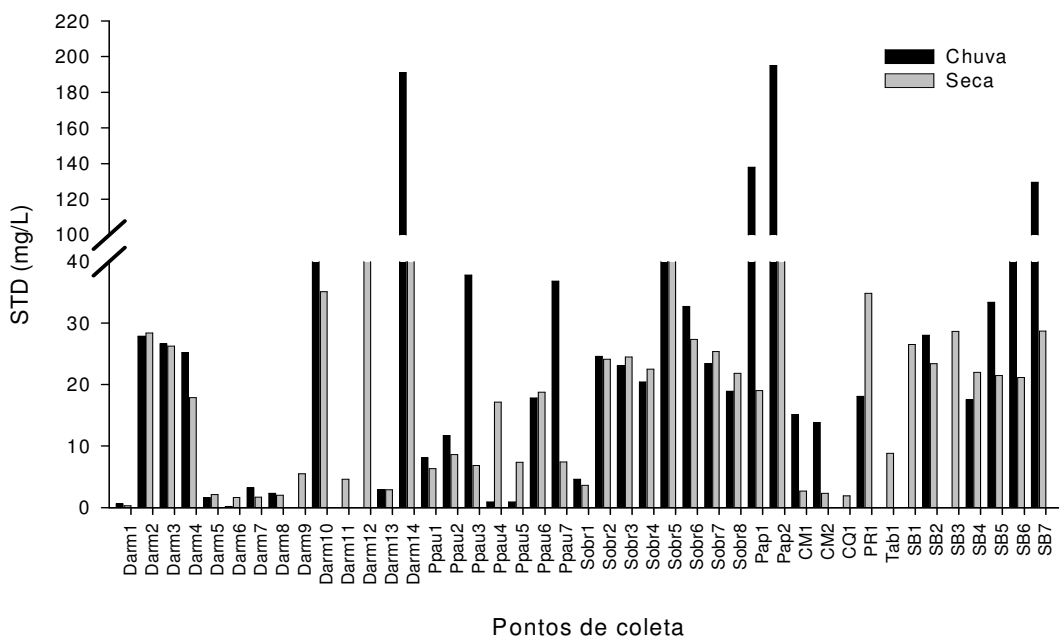


Figura 7 – Variação da concentração média de STD ao longo dos pontos amostrados nos principais córregos da bacia do rio São Bartolomeu no período de seca/04 e chuva/05.

Na maioria das estações, a concentração de nitrato foi maior no período de chuva/04, exceto nos pontos Darm14, Sobr1, 6, 7 e 8, o Pap1 e 2 e PR1, cujas concentrações aumentaram no período de seca/05 (Figura 8). O ribeirão Mestre D’Armas apresentou a maior concentração de nitrato deste período, chegando a 15.420,45 μ g/L (Darm3) e 117,42 μ g/L (Darm7), seguido pelo córrego do Pípiripau com 14.284,09 μ g/L (Ppau6) e 1.990,24 μ g/L (Ppau1), apresentando o mesmo padrão de comportamento (Figura 8).

No ribeirão Sobradinho, a amplitude da variação espacial da concentração de nitrato, nos dois períodos de coleta, foi um pouco menor que as variações encontradas nas sub-bacias dos ribeirões Mestre D’Armas e Pípiripau, variando de 1.583,7 μ g/L (Sobr1) e 11.339,9 μ g/L (Sobr2).

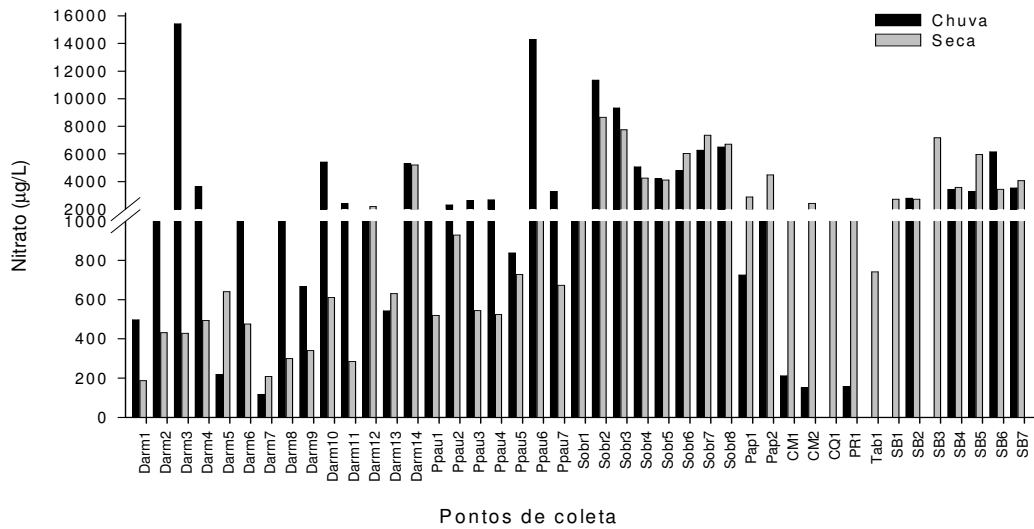


Figura 8—Concentração de Nitrato ($\mu\text{g/L}$) nos córregos das principais sub-bacias do rio São Bartolomeu, entre chuva/04 e seca/05.

A concentração de amônio foi muito baixa na maioria dos pontos amostrados, apresentando menor valor nos pontos Darm5 e Sobr2 ($3,33 \pm 0,01\mu\text{g/L}$, seca), aumentando no ponto Sobr5 nos dois períodos, chuva e seca, onde foram registrados valores equivalentes a $8.400\mu\text{g/L}$ e $7.760 \pm 1,11\mu\text{g/L}$, respectivamente (Figura 9). No período de chuva/04, o ponto Darm4, localizado em área urbana, também apresentou elevação na concentração de amônio, atingindo $4.400\mu\text{g/L}$ (Tabela I).

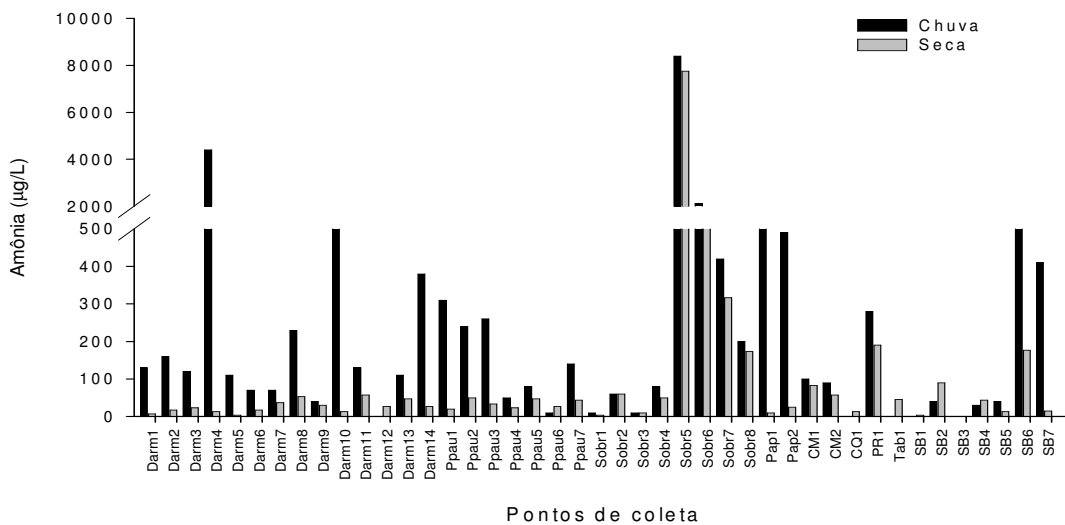


Figura 9 – Concentração de amônio ($\mu\text{g/L}$) nos períodos de chuva/04 e seca/05 nas principais sub-bacias do rio São Bartolomeu.

A concentração de fósforo, representada por ortofosfato (PO_4^-) seguiu o mesmo comportamento verificado para a concentração de amônio no período de chuva/04, muito baixa na maioria dos pontos e elevada nos pontos Darm4 (1.760 $\mu\text{g/L}$) e Pap2 (1.150 $\mu\text{g/L}$). A concentração de fosfato foi muito pequena também no período de seca em todos os pontos amostrados, variando de zero (pontos Darm1, Sobr1 e Tab1) a 293,33 \pm 0,20 $\mu\text{g/L}$ (Sobr5). Este padrão reflete o comportamento observado nos ambientes lóticos de modo geral, onde pouco fosfato pode ser encontrado disponível para a biota aquática (Figura 10). Entre os pontos de coleta não foram verificadas diferenças significativas (Tabela II).

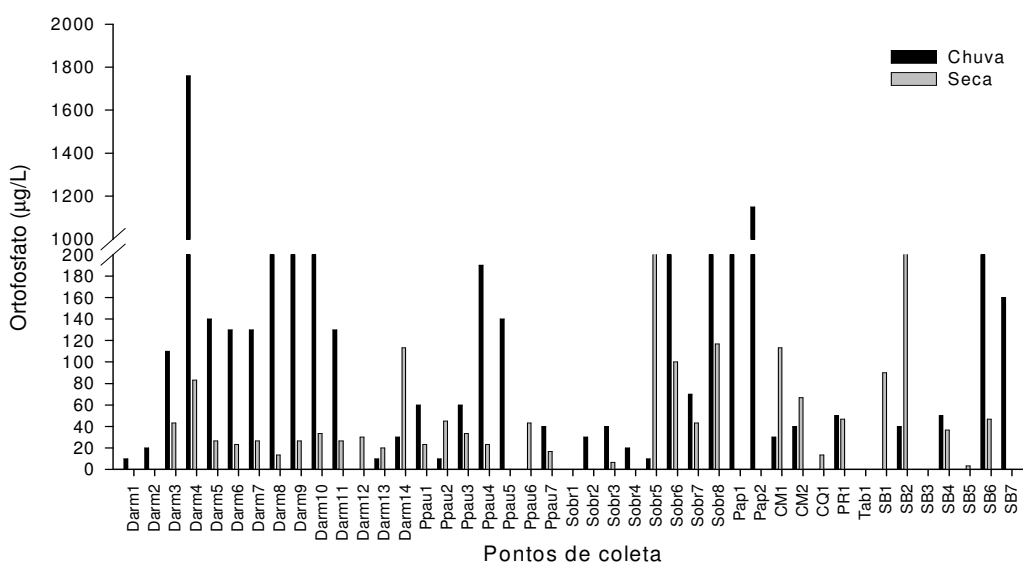


Figura 10 – Concentração de ortofosfato (P-PO_4^- $\mu\text{g/L}$) entre os períodos de chuva/04 e seca/05 nas principais sub-bacias do rio São Bartolomeu.

A Análise de Componentes Principais (ACP) dos dados físicos e químicos da água analisados nos períodos de chuva e seca explicou apenas 42,87% da variação na qualidade da água entre os pontos amostrados nas sub-bacias do rio São Bartolomeu (Figura 11). Os autovalores registrados para os eixos 1 e 2 da ACP demonstram também a baixa capacidade das variáveis físicas e químicas analisadas em explicar as variações espaciais (Tabela III).

A condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD) foram os que melhor explicaram a variação espacial da qualidade da água, apresentando as maiores correlações com o eixo principal um. Correlações negativas foram estabelecidas entre o oxigênio consumido, nitrato, pH e fosfato com os dois eixos principais (Tabela III). O teor de oxigênio dissolvido na água apresentou baixa correlação com os dois eixos principais, não sendo útil

para distinguir variações na qualidade da água na bacia do rio São Bartolomeu. A velocidade da corrente pode influenciar a concentração de oxigênio dissolvido em ambientes lóticos, provocando a aeração da água, mesmo em locais enriquecidos organicamente.

Tabela III – Variáveis físicas e químicas da água na bacia do rio São Bartolomeu e suas correlações com os eixos 1 e 2 da análise de Componentes Principais (ACP) de todo período de amostragem.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	2,18	1,68
pH	-0,360	-0,420
Alcalinidade	0,181	0,018
Condutividade elétrica	0,838	0,518
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	0,808	0,533
Oxigênio dissolvido (OD)	0,293	0,054
Oxigênio consumido (OC)	-0,426	-0,331
Nitrato	-0,533	-0,658
Amônio	-0,091	-0,338
Ortofosfato	-0,321	-0,537

Os pontos de coleta na bacia do rio São Bartolomeu foram divididos em seca e chuva pela Análise de Componentes Principais, indicando o forte impacto que o período chuvoso causa nos sistemas lóticos localizados nesta bacia, alterando a qualidade da água (Figura 11).

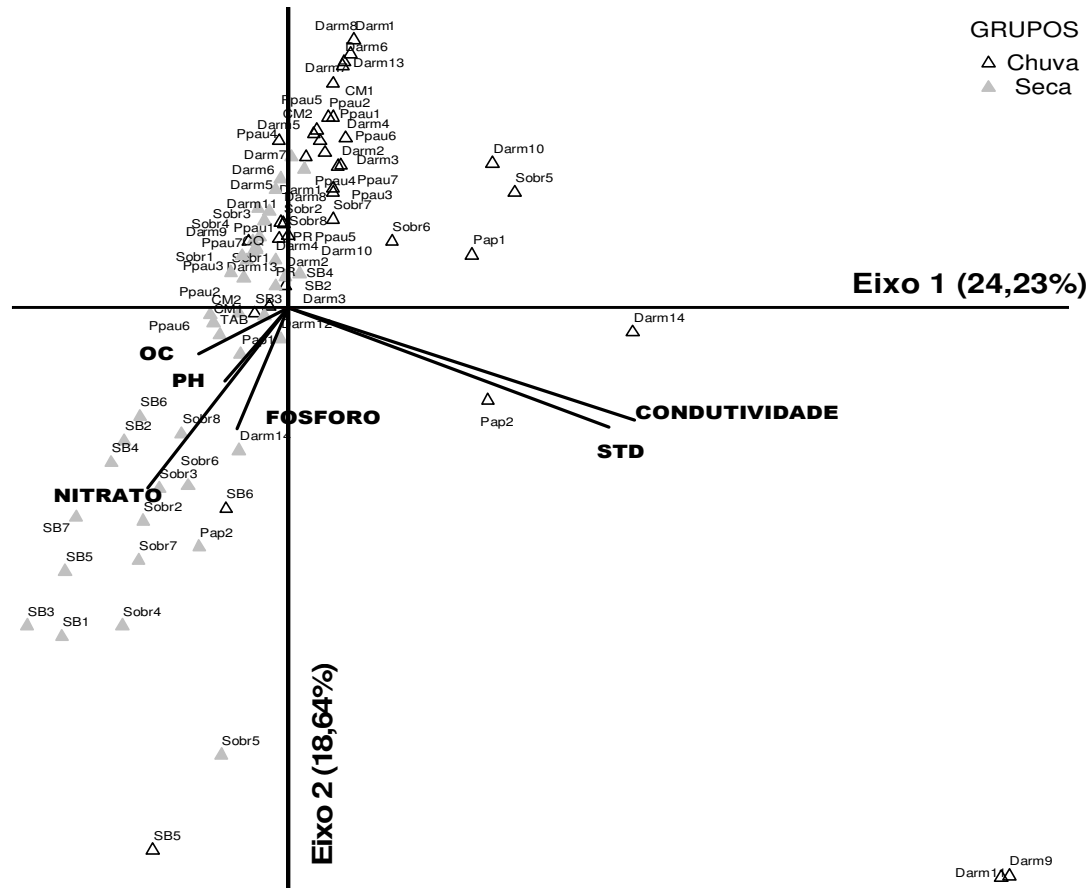


Figura 11 – Gráfico da Análise de Componentes Principais das variáveis físicas e químicas da água nos períodos de chuva (dez/04) e seca (média dos meses de maio, agosto e setembro/05).

Devido ao forte impacto causado pelas chuvas no sistema, os dados foram submetidos a uma nova Análise de Componentes Principais para melhor compreender os padrões de variabilidade da qualidade da água devido às pressões antrópicas no período de seca. Deste modo a Análise de Componentes Principais explicou 53,09% da variação dos dados físicos e químicos da água nos pontos amostrados ao longo da bacia do rio São Bartolomeu, incluindo suas principais sub-bacias (Figura 12).

O pH apresentou alta correlação com o eixo 2, enquanto a condutividade elétrica e STD apresentaram forte correlação com o eixo 1 (Tabela IV).

Tabela IV – Variáveis físicas e químicas da água na bacia do rio São Bartolomeu e suas correlações com os eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	2,976	1,802
pH	0,070	0,826
Acalinidade	0,520	0,531
Condutividade elétrica	0,931	0,096
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	0,811	0,103
Oxigênio dissolvido (OD)	0,585	-0,464
Oxigênio consumido (OC)	-0,104	0,591
Nitrato	0,555	0,215
Amônio	0,668	0,480
Fosfato	0,265	0,035

A ordem do rio foi determinante no agrupamento dos pontos de coleta localizados no rio São Bartolomeu (SB1-7). A maioria dos pontos localizados na sub-bacia do ribeirão Sobradinho apresentou correlação negativa com o eixo 2 e positiva com o eixo 1, agrupando os pontos mais degradados. O ponto Sobr5 registrou correlações mais fortes com os dois eixos, caracterizando o ponto de maior impacto (Figura 12).

Os pontos que registraram os menores valores de pH, condutividade elétrica, STD, alcalinidade e nutrientes apresentaram correlação negativa com os dois eixos principais, caracterizando os locais de menor impacto, entre eles os pontos Darm1, 5, 6, 7, 8, 9, 11 e 13; CM1 e 2 e CQ1. Com exceção do ponto Ppau6, os demais pontos localizados no ribeirão Pípiripau apresentaram, também, correlação negativa com os dois eixos principais, demonstrando uma boa qualidade da água.

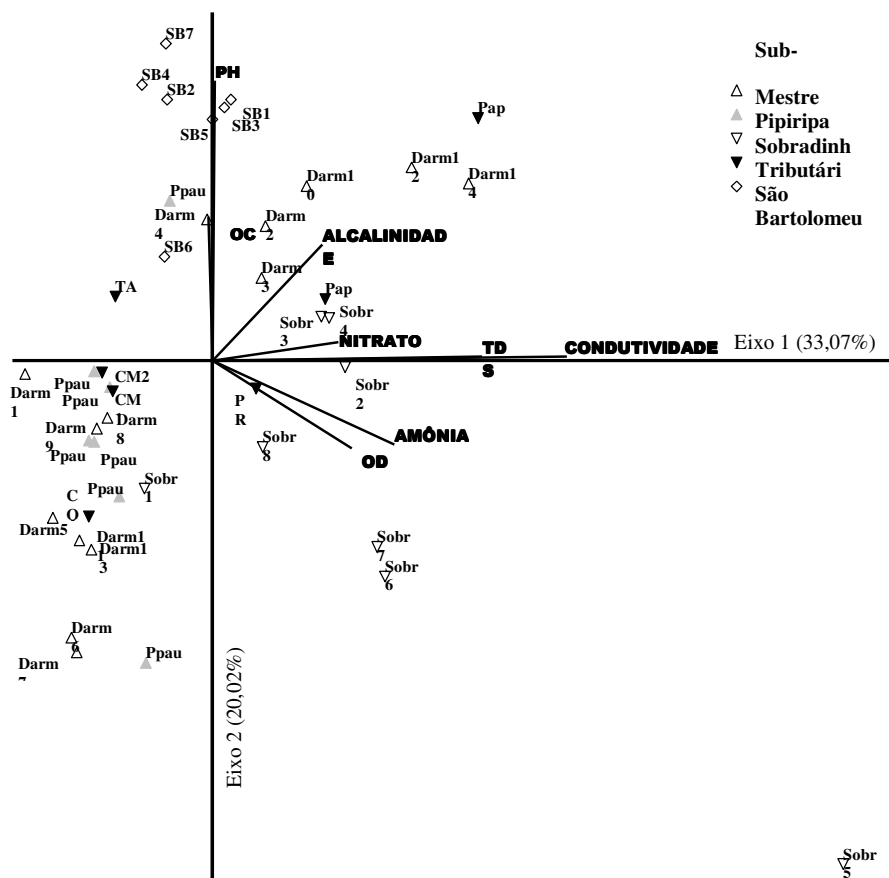


Figura 12 – Agrupamento dos pontos amostrados na bacia do rio São Bartolomeu no período de seca (maio, agosto e setembro/2005) através da Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis físicas e químicas da água.

3.1 – Sub-bacias do rio São Bartolomeu

3.1.1 – Sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas

Os córregos da sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas apresentaram águas levemente ácidas, com o pH variando entre 4 e 6 (chuva/04) e chegando a 7 no período de seca (Figura 13). Diferença significativa foi verificada nos valores de pH entre os períodos de seca e chuva (Tabela V).

Entre os pontos de coleta também foi verificada diferença significativa no pH ($F=4,86$; $F_{0,05(1)13,28}= 2,09$). Deste modo, as pequenas diferenças registradas nesta variável podem ser atribuídas às flutuações naturais causadas pelos períodos de chuva e seca, e as espaciais, causadas pela influência antrópica, que modifica a estrutura do habitat.

A alcalinidade variou entre 5,6 (Darm 6) e 50,4 (Darm10) no período de chuva e entre $8,8\pm 3,4$ e $49,2\pm 4,0$ no período de seca, não apresentando diferenças entre os meses de coleta

($F=5,60$; $F_{0,05(1),13,24}=2,15$). Os pontos de maior impacto antrópico como Darm10, localizado em área urbana, e os pontos Darm12 e 14, situados à jusante de descarte de efluente de esgoto tratado, apresentaram as maiores altas na alcalinidade nos dois períodos. Esses resultados indicam que as diferenças na alcalinidade ocorrem devido às variações espaciais em consequência dos variados usos da terra (Figura 13).

Não houve diferença na condutividade elétrica entre os períodos de chuva e seca ao longo do ribeirão Mestre D'Armas (Tabela V). Mas um forte aumento na condutividade foi verificado no ponto Darm14 chegando a $400\mu\text{S/cm}$ (chuva/04), próximo aos valores atribuídos a ambientes enriquecidos organicamente (Figura 13). Os pontos Darm10 (área urbana) e 12 (receptor de efluente de esgoto tratado) também apresentaram aumento na condutividade elétrica nos dois períodos (Figura 13). O menor valor desta variável foi verificado no ponto Darm1 ($1,7\pm 0,4\mu\text{S/cm}$) no período de seca.

A quantidade de sólidos totais dissolvidos na água apresentou comportamento semelhante ao da condutividade elétrica, aumentando gradativamente nos pontos Darm10, 12 e 14 nos dois períodos, cujo maior valor registrado foi no ponto Darm14 na época chuvosa, com pouco mais de 200 mg/L (Figura 13).

A concentração de oxigênio dissolvido no período de chuva foi menor no ponto Darm9, atingindo $3,10\text{mg/L}$ e maior nos pontos Darm3, 6 e 8 onde o teor de oxigênio dissolvido foi de $6,55\text{mg/L}$. No período de seca foi observada uma diminuição gradativa na concentração de oxigênio dissolvido do ponto Darm1 ($6,65\pm 0,40\text{mg/L}$) ao 14 ($3,93\pm 0,18\text{mg/L}$), com exceção do ponto 13 que manteve uma alta concentração de oxigênio ($5,95\pm 0,39\text{ mg/L}$) (Figura 13).

A variação na concentração de oxigênio consumido foi muito pequena ao longo dos pontos amostrados no ribeirão Mestre D'Armas, permanecendo abaixo de 5mg/L na maioria dos pontos amostrados (Figura 13). Entre os pontos de coleta, a concentração de oxigênio consumido não apresentou diferença significativa ($F=0,56$; $F_{0,05(1)13,41}=1,96$; $P=0,87$), mas diferenças significativas foram observadas entre os meses de coleta ($F=14,34$; $F_{0,05(1)3,51}=2,79$; $P<0,001$).

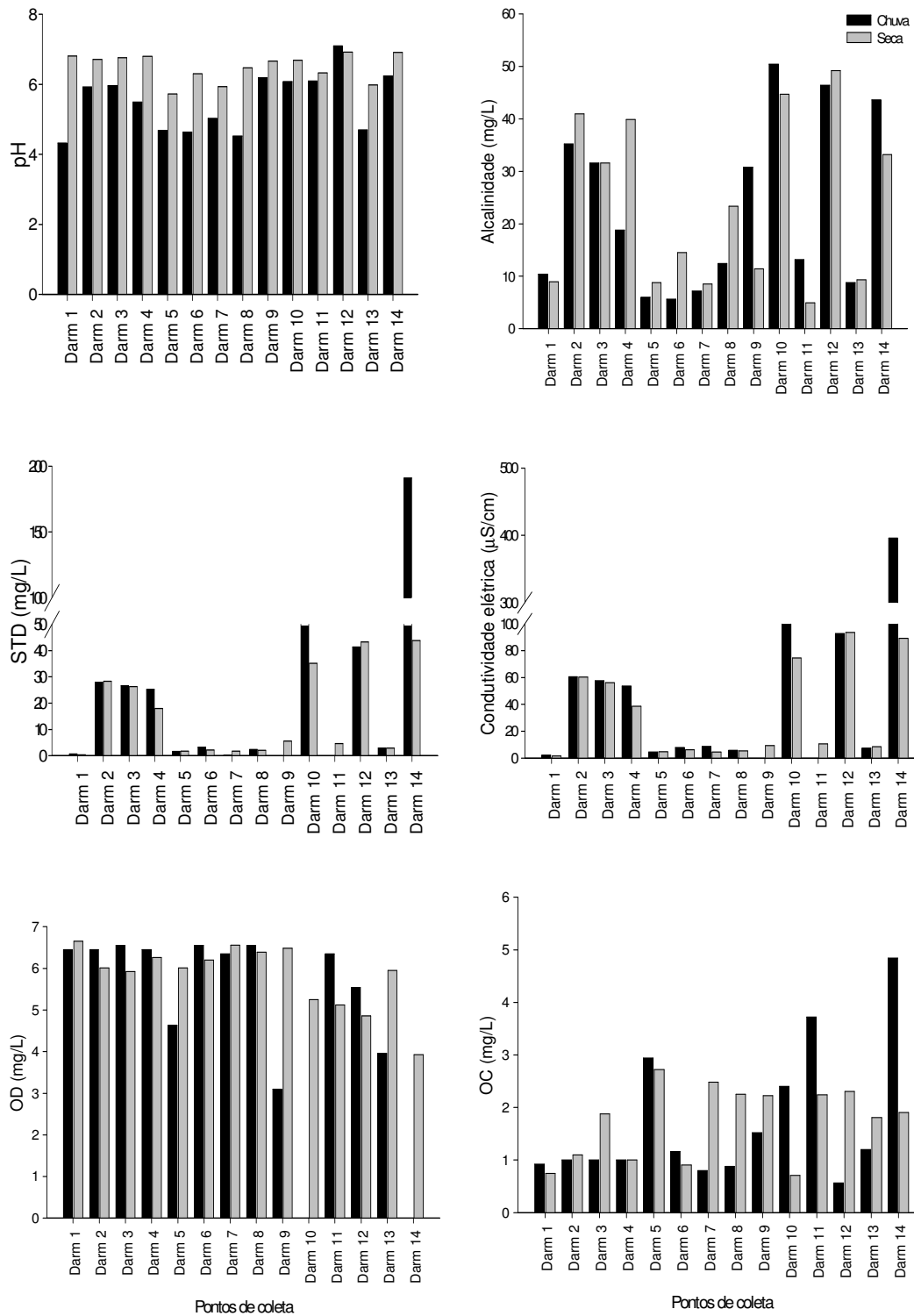


Figura 13 – Variação espacial das variáveis físicas e químicas de qualidade da água como pH, alcalinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) oxigênio consumido (OC), na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas nos períodos de chuva/04 e seca/05.

O ponto Darm3, localizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas a jusante do reservatório do Córrego Fumal, apresentou a maior concentração de nitrato de todo o período chuvoso (15.420,45µg/L). Este resultado indica que esse reservatório pode ser o responsável pelo abrupto aumento da concentração de nitrato neste ponto (Figura 14). Apesar do nitrogênio na forma de nitrato não ter influência no processo de eutrofização dos corpos d'água devido ao seu grande requerimento de oxigênio, altas concentrações de nitrato na água podem ser prejudiciais ao consumo humano (Tundisi *et al.*, 2003). Fato bastante preocupante, uma vez que o reservatório localizado nesta área é destinado ao abastecimento da população local.

Ainda no período chuvoso, a menor concentração de nitrato foi registrada no ponto Darm10, com valor inferior a 10 µg/L (Figura 14). No período de seca a concentração de nitrato variou entre 69,38 µg/L no ponto Darm7 a 5.190,43µg/L registrada no ponto Darm14 (Figura 14).

As concentrações de amônio e fosfato não apresentaram diferença significativa entre os pontos amostrais e nem entre os meses de coleta (Tabela V). Mas no período de chuva houve um grande aumento nas concentrações de fosfato e de amônio no ponto Darm4, respectivamente, 1760 µg/L e 4400 µg/L (Figura 14). A localização deste ponto em perímetro urbano, próximo a um terreno usado pela população local como depósito de lixo e a ausência de rede de esgoto podem ser os principais fatores responsáveis pelo aumento na concentração desses nutrientes na água. Esta situação é agravada pela ação danosa das chuvas que arrasta estes materiais para dentro do córrego.

A maioria dos parâmetros físicos e químicos da água não apresentou diferença significativa entre os meses de coleta, segundo ANOVA fator único, com exceção do pH e do fosfato (Tabela V).

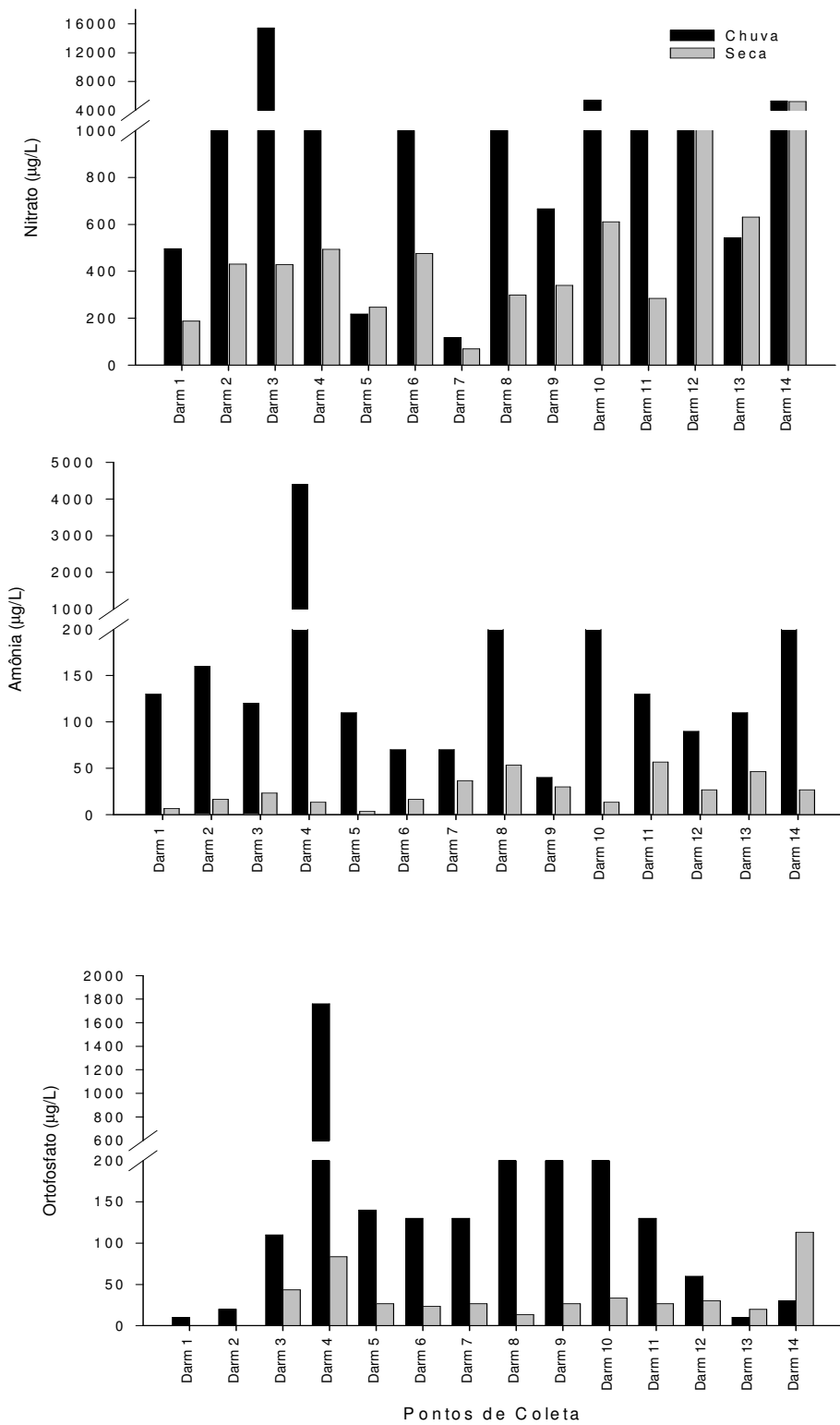


Figura 14 – Variação das concentrações de ortofosfato e amônio entre os pontos de coleta localizados na sub-bacia do ribeirão mestre D’Armas, nos períodos de chuva/04 e seca/05.

No entanto, entre os pontos de coleta foi possível identificar pela ANOVA fator único, diferenças significativas entre a maioria dos parâmetros abióticos analisados para avaliação da qualidade da água, com exceção das variáveis oxigênio consumido, amônio e fosfato, que não apresentaram diferença significativa entre os pontos amostrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas (Tabela V).

Tabela V - ANOVA fator único das variáveis abióticas da água, entre os pontos de amostragem ($n_1=14$) e entre os meses de coleta ($n_1=4$) na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas.

Variáveis	Entre os pontos			Entre os meses		
	F	n_2	$F_{crítico}$	F	n_2	$F_{crítico}$
pH	4,86*	29	2,09	14,38*	52	2,78
Alcalinidade	5,60*	25	2,15	0,07	48	2,80
Condutividade	39,05*	29	2,09	0,30	42	2,83
OD	9,67*	21	2,24	0,81	50	2,79
STD	45,24*	29	2,09	0,76	50	2,79
OC	0,35	28	2,10	2,39	51	2,79
NO ₃ ⁻	23,8*	27	2,12	0,86	50	2,79
NH ₄ ⁺	0,74	29	2,09	2,31	52	2,79
PO ₄ ⁻	0,47	29	2,09	3,75*	52	2,79

*apresenta diferença significativa.

Portanto, as variações que ocorrem na qualidade da água na maioria dos parâmetros analisados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas decorrem da variabilidade espacial, fruto da influência antrópica e dos variados usos da terra, e não dos distúrbios naturais causados pelo período inicial das chuvas, que podem agravar esta situação.

Os resultados da avaliação física e química da qualidade da água submetidos à Análise de Componentes Principais para os dois períodos, respectivamente chuva e seca, explicaram 73,7 e 76,0% da variação dos dados, agrupando diferentemente os pontos de coleta nos dois períodos.

No período chuvoso o eixo principal um explicou 53,6% e o eixo dois 20,1% da variação dos dados. O primeiro eixo apresentou correlação positiva superior a 50% com todas as variáveis físicas e químicas analisadas, com exceção da concentração de fosfato, oxigênio dissolvido e consumido (Tabela VI). Deste modo, o eixo um da ACP indica ambientes de maior impacto. O segundo eixo principal apresentou forte correlação negativa com as concentrações de amônio e fosfato e mais fraca com o oxigênio dissolvido (Tabela VI). Assim, o segundo eixo representa ambientes com menor impacto antrópico, ou seja, com menor concentração de nutrientes e teor de oxigênio que aquele verificado para o eixo um.

Tabela VI – Correlação (%) entre as variáveis físicas e químicas da água e os eixos principais 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) no período de chuva/04, nos pontos localizados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas.

Variáveis	Chuva		Seca	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	4,82	1,81	4,4	1,92
pH	91,8	22,5	74,3	-19,4
Alcalinidade	88,7	36,8	85,5	-20,5
Condutividade elétrica	97,9	6,6	95,5	5,5
STD	97,4	5,2	95,3	18,3
OD	43,3	-10,9	-74,6	-48,6
OC	-37,8	0	-28,4	84,2
Nitrato	69,6	34,0	-	-
Amônio	50,2	-85,3	-27,1	82,8
Fosfato	46,9	-87,3	65,6	29,5

Assim, a análise de componentes principais no período de chuva separou os pontos de coleta em três grupos. O primeiro grupo formado pelos pontos Darm2 e 3, localizados em área de preservação, mas situados a jusante de represas destinadas à captação de água para abastecimento da população local. Este grupo apresentou correlação positiva com os dois eixos principais. Apesar de ter uma boa qualidade da água esses pontos estão submetidos a impacto antrópico causado pela influência da barragem, a montante. Tundisi *et al.* (1999) verificaram que modificações nos ciclos biogeoquímicos podem ocorrer devido à presença de barragens, pois as represas retêm fosfato e exportam nitrogênio. Tal situação pode estar ocorrendo nos pontos Darm2 e 3 onde foram registrados aumento nas concentrações de nitrogênio sob a forma de nitrato (Figura 14).

O segundo grupo é formado exclusivamente pelo ponto Darm4, que apresenta uma forte correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 2, representando o ambiente mais degradado deste período (Figura 15-A).

O último grupo é formado pelos demais pontos, apresentando correlação muito fraca com os dois eixos da análise, indicando ambientes menos enriquecidos.

Assim neste período o fator determinante na variação da qualidade da água, foi a ação das chuvas, carreando muito material para dentro dos córregos no ponto Darm4 alterando negativamente a qualidade de sua água. Nesse sentido a chuva diluiu o impacto do efluente de esgoto nos pontos Darm12 e 14 e aumentou o impacto nas áreas com menor cobertura de vegetação ripária.

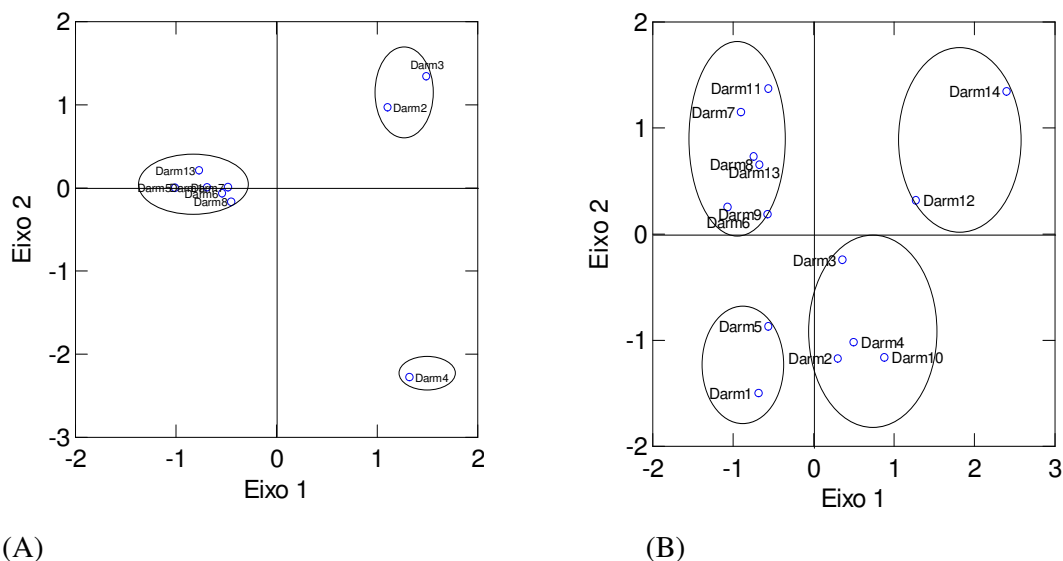


Figura 15 – Agrupamento dos pontos de coleta na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas de acordo com a Análise de Componentes Principais (ACP) e suas respectivas correlações com os eixos 1 e 2, no período de chuva/04 (A) e seca/05 (B).

No período de seca, a concentração de nitrato não variou muito entre os pontos de coleta, apresentando aumento abrupto nas áreas mais poluídas e também nas áreas menos degradadas, e por isso foi suprimida da ACP neste período.

O eixo principal 1 da ACP, no período de seca explicou 53,1%, o eixo 2 explicou 22,9% da variação dos dados. A maioria das variáveis químicas analisadas apresentou correlação positiva acima de 50% com o primeiro eixo principal. Apenas as concentrações de oxigênio dissolvido e consumido e a concentração de amônio apresentaram correlação negativa (Tabela VI). Assim, este eixo representa ambientes com níveis altos de condutividade elétrica, alcalinidade, nitrato e fosfato e baixa concentração de oxigênio dissolvido, característica típica de áreas degradadas.

O segundo eixo principal apresentou alta correlação positiva com amônio e oxigênio consumido (OC) e correlações negativas com pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido (Tabela VI), refletindo ambientes menos poluídos que o eixo 1, enriquecidos por amônio e com baixos níveis de oxigênio.

A ACP, para o período de seca, separou os pontos amostrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas em quatro grupos (Figura 15-B). O primeiro grupo, formado pelos pontos Darm12 e 14, com forte correlação positiva com os dois eixos principais, apresentaram as mais altas concentrações de nutrientes como amônio e fosfato. Este grupo representa, assim, os sistemas mais poluídos da sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas, neste período, com diminuição na qualidade de seus mananciais.

O segundo grupo, representando ambientes menos poluídos que o anterior, é constituído pelos pontos Darm2, 3, 4 e 10, com fracas correlações negativas com o eixo 2 e positivas com o eixo 1. Todos submetidos a pressão antrópica, com boa qualidade da água, mas com níveis acentuados de fosfato, principalmente nos pontos Darm4 e 10 (Figura 15-B).

Os pontos Darm1 e 5 representam o terceiro grupo, mostrando correlação negativa com o dois eixos principais, constituem os ambientes mais limpos, com excelente qualidade da água, localizados, respectivamente, em área de preservação e em área rural destinada ao turismo ecológico.

Finalmente, o quarto grupo da ACP apresenta menor concentração de fosfato e maior de amônio, é formado pelos pontos Darm6, 7, 8, 9, 11 e 13. Neste grupo quanto maior a correlação dos pontos com o eixo dois, maior seu nível de impacto. Assim dentro deste grupo é possível identificar pontos com menor e maior degradação devido ao enriquecimento por amônio e a perdas na concentração de oxigênio dissolvido, respectivamente, os pontos Darm6 e 9 menos degradados, e Darm7 e 11, mais degradados (Figura 15-B).

Deste modo, a análise de componentes principais das médias das variáveis físicas e químicas do período de seca identificou quatro tipos de ambientes quanto à qualidade da água: excelente (Grupo 3), razoável (Grupo 2), boa (Grupo 4) e ruim (Grupo 1), ordenando diferentemente os pontos coletados no ribeirão Mestre D'Armas e nos seus principais tributários: córregos Sarandi (Darm5, 6 e 7), Brejinho (Darm1), Monteiro (Darm2), Fumal (Darm3), Corguinho (Darm13) e Atoleiro (Darm11) entre os períodos de seca e chuva.

No período de chuva o nível de impacto na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas foi maior devido ao aumento na contribuição de nutrientes de origem alóctone arrastados com a chuva. Medeiros (1997) verificou diferenças na qualidade da água na bacia do córrego do Riacho Fundo (DF), entre os períodos de chuva e seca, onde as fortes chuvas alteraram o volume e o fluxo da água carreando sedimentos, provocando erosão das margens e arrastando muitos organismos aquáticos.

Os maiores valores dos parâmetros físicos e químicos analisados, tais como STD, condutividade elétrica e pH, verificados por Pinelli (1999) na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas foram encontrados nos pontos localizados em áreas urbanas ou de forte influência antrópica, correspondendo aos pontos Darm4, 10 e 15. Com exceção do ponto Darm15 que equivale ao Darm12 deste estudo, os pontos Darm4 e 10 definidos por Pinelli como os mais impactados por influência antrópica, correspondem aos mesmos pontos definidos neste estudo e que apresentaram características semelhantes.

No entanto, áreas mais próximas de nascentes e com mata ciliar preservada mostraram melhores condições na qualidade da água, como os pontos Darm1, 2, 3, 5 e 6, mas apenas os pontos Darm 1, no córrego Brejinho, localizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas e o Darm5, no córrego Sarandi, próximo a nascente, apresentaram água de excelente qualidade. Os pontos Darm2 e 3, localizados respectivamente nos córregos Brejinho e Fumal localizados na estação ecológica, estão submetidos a uma leve pressão antrópica, que altera a condição natural de suas águas, devido ao aumento na concentração de nitrato provenientes das barragens nestes rios. O ponto Darm7, localizado em área predominantemente agrícola (hortifrutí) e nas proximidades de tanques de cultivo de peixes para pesca artesanal (Pesque-Pague) também sofre este tipo de pressão.

Então, a alteração da estrutura física do habitat como o desmatamento das margens, os processos de assoreamento, o uso diversificado do solo, a entrada de nutrientes provenientes de áreas agrícolas e a descarga de efluente de esgoto tratado são as principais fontes pontuais e difusas de poluição na bacia do ribeirão Mestre D'Armas.

3.1.2 – Sub-bacia do ribeirão Pípiripau

O ribeirão Pípiripau possui águas levemente ácidas a neutras, com o pH variando entre 5,2 no ponto 2 (chuva) a 7,3 no ponto 6 (seca). A condutividade elétrica foi maior no período chuvoso nos pontos Ppau3 e 6, respectivamente 79,6 e 79,5 μ S/cm (Figura 16), no restante dos pontos a condutividade esteve abaixo de 50 μ S/cm (Tabela VII).

Tabela VII – Variação dos parâmetros químicos da água nos períodos de chuva/04 e seca/05 ao longo do ribeirão Pípiripau.

Variáveis	Ppau1		Ppau 2		Ppau 3		Ppau 4		Ppau 5		Ppau 6		Ppau 7	
	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca	chuva	seca
pH	5,4	6,7	5,2	6,4	6,0	6,8	6,0	5,7	5,7	6,4	5,8	7,3	5,8	6,8
Condutividade	18,2	14,4	25,8	19,3	79,6	15,5	28,4	36,5	23,3	16,4	37,8	37,9	79,5	17,2
Alcalinidade	17,2	5,5	14,4	8,6	13,6	8,9	12,8	4,9	12,8	10,5	26,0	20,3	20,4	10,1
STD (mg/L)	8,1	6,3	11,7	8,6	37,8	6,9	0,9	17,1	0,9	7,4	17,8	18,7	36,8	7,4
OD (mg/L)	6,2	6,3	3,6	6,4	7,1	6,7	6,7	6,4	7,0	6,5	6,8	6,2	6,5	6,4
OC (mg/L)	7,0	2,0	5,6	0,9	4,6	1,1	2,7	3,0	3,4	2,6	3,7	0,9	9,2	1,7
NO ₃ ⁻ (μg/L)	1990,2	519,3	2640,6	929,9	2673,2	545,2	837,1	524,3	14284,1	728,9	3280,0	1395,0	4039,0	673,3
NH ₄ ⁺ (μg/L)	310	20	240	50	260	33	50	23	80	47	10	27	140	43
PO ₄ ⁻ (μg/L)	60	23	10	45	60	33	190	23	140	0	0	43	40	17

A alcalinidade esteve abaixo de 30mg/L em todo período de amostragem, variando entre 4,9mg/L (Ppau 4) e 20,3mg/L (Ppau 6) no período de seca, e entre 12,8mg/L (Ppau 3 e 4) a 26,0mg/L (Ppau 6) no período de chuva (Tabela VII). A quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) apresentou comportamento semelhante ao da alcalinidade, permanecendo

muito baixa em todo período, com valores menores que um (0,9 mg/L) no período de chuva nos pontos 5 e 6 e superiores a 30mg/L no ponto 7, neste mesmo período (Figura 16).

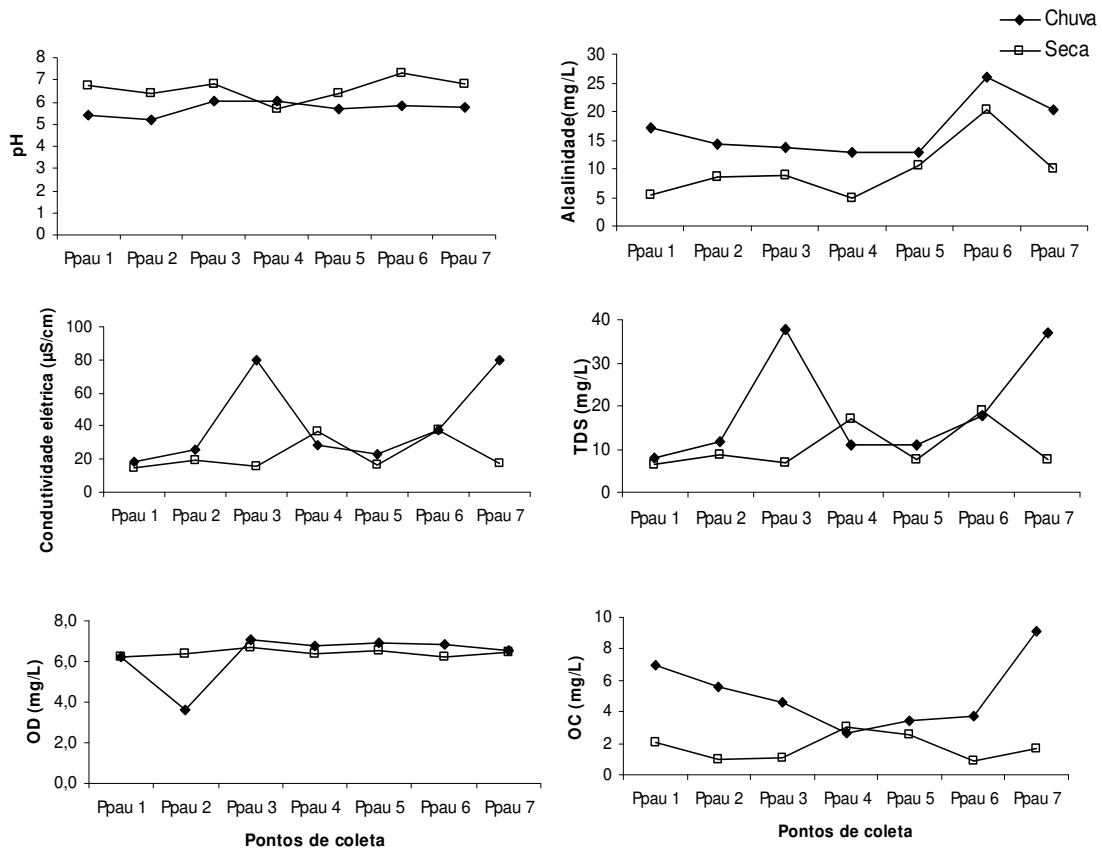


Figura 16 – Variação espacial do pH, alcalinidade, condutividade elétrica, concentração de sólidos dissolvidos (STD), concentração de oxigênio dissolvido (OD) e consumido (OC) nos pontos de coleta ao longo do ribeirão Pipiripau (Ppau1-7) no período de chuva/04 e seca /05.

Ao longo do ribeirão Pipiripau a concentração de oxigênio dissolvido permaneceu estável, entre 6 e 7 mg/L, apresentando queda apenas no ponto 2 no período de chuva/04, chegando a 3,6 mg/L (Tabela VII).

A concentração de oxigênio consumido foi significativamente diferente entre os períodos de chuva e seca ($F=9,19$; $F_{0,05(1),3,24}=3,00$), com os maiores valores atingidos no período de chuva (Figura 16). No ponto Ppau4 a concentração de oxigênio consumido foi a menor registrada para o período de chuva (2,7 mg/L) e no Ppau7 o consumo de oxigênio foi superior a 9,0mg/L. Quanto ao período de seca o ponto Ppau4 registrou o maior valor de oxigênio consumido (3,0mg/L) e o menor consumo foram observados nos pontos 2 e 6 (0,9mg/L) (Tabela VII).

A concentração de nutrientes variou significativamente entre os meses amostrados, mas não apresentou variação entre os pontos de coleta (Tabela VIII). A concentração de fosfato foi maior no ponto 4 (190 µg/L) na chuva/04 e abaixo de 50 µg/L nos demais pontos no período de seca/05 (Figura 17).

Tabela VIII – ANOVA fator único das variáveis físicas e químicas entre os pontos amostrados ($F_{\text{crítico}(0,05,7,14)} = 2,85$) e entre os meses de coleta ($F_{\text{crítico}(0,05,4,25)} = 3,00$) no ribeirão Pipiripau.

Variáveis	F “entre os pontos”	F “entre os meses”
pH	1,07	3,83*
Condutividade	1,93	2,32
STD	2,02	0,96
Alcalinidade	0,88	8,85*
OD	0,61	0,78
OC	0,70	9,19*
Nitrato	1,39	4,00*
Amônio	0,27	7,27*
Fosfato	0,29	6,89*

*apresenta diferença significativa.

A concentração de nitrato aumentou gradativamente no sentido nascente-foz, permanecendo muito alta em todo período de chuva, variando entre 837,1 µg/L no ponto Ppau4 a 14.284,1 µg/L no Ppau5 (Tabela VII), indicando contribuição de origem alóctone em todo o sistema. No período de seca a concentração de nitrato também permaneceu elevada, mas em proporções menores que aquelas verificadas no período de chuva, variando entre 519,3 µg/L (Ppau 1) a 1.395,0 µg/L (Ppau 6). A concentração de amônio no período chuvoso, no entanto, não apresentou aumento gradativo no sentido nascente-foz, pois os maiores valores foram registrados nos pontos 1, 2 e 3 (mais distantes da foz), atingindo seu pico no ponto 1 com 310µg/L (Figura 17).

Os pontos Ppau 4 e 5 registraram um grande aumento na concentração de fosfato no período de chuva, chegando a quase 200µg/L no ponto Ppau 4.

Os pontos amostrados no ribeirão Pipiripau estão submetidos ao mesmo tipo de impacto antrópico devido a sua localização em área rural, cujas variações naturais ocorridas no período de chuva são as responsáveis pelas alterações mais severas na qualidade da água. Certamente as modificações físicas do habitat, como a diminuição das matas ciliares, o assoreamento dos rios e o uso de fertilizantes e defensivos agrícolas amplificam este impacto.

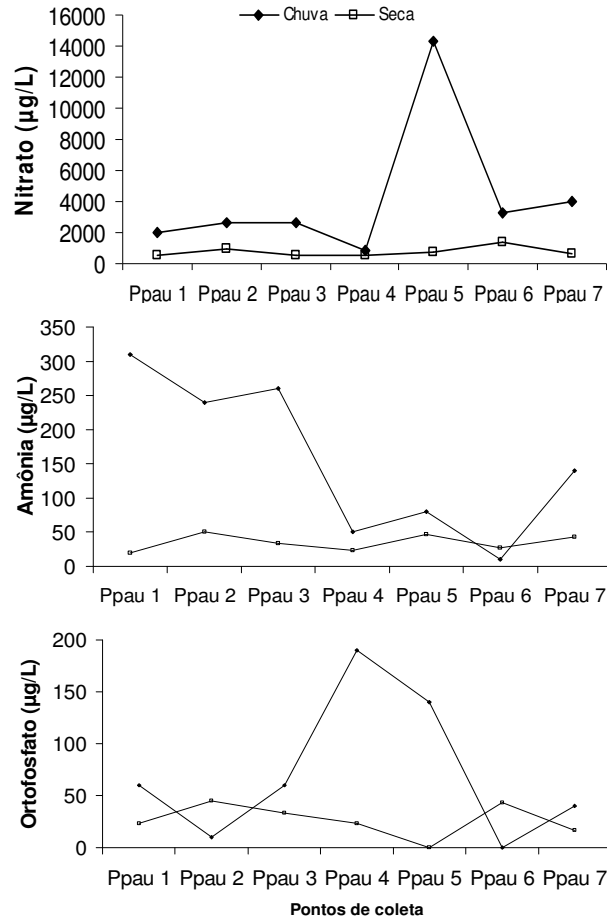


Figura 17 – Variação espacial e temporal das concentrações de ortofostato, nitrato e amônio no ribeirão Pipiripau nos meses de dezembro/04 (chuva) e maio, agosto e setembro (seca).

A Análise de Componentes Principais no ribeirão Pipiripau demonstrou a influência das chuvas aliada as mudanças na estrutura física da paisagem com a formação de diferentes grupos nas análises dos períodos de chuva/04 e seca/05, explicando respectivamente 65,0% e 73,1% da variação dos dados químicos de qualidade da água.

No período de chuva o primeiro e o segundo eixo principal da ACP explicaram 35,5% e 29,5%, respectivamente. Neste período, o eixo principal 1 apresentou forte correlação positiva com a concentração de oxigênio consumido e STD, negativa com a concentração de ortofostato e oxigênio dissolvido (Tabela IX). Assim esse eixo, caracteriza ambientes com maior grau de impacto, maior consumo de oxigênio, maior concentração de sólidos totais dissolvidos e grande quantidade de amônio.

No ribeirão Pipiripau, no período de chuva, a concentração de ortofostato teve menor influência na degradação do sistema aquático que a amônio, onde o eixo 1, que caracteriza um

nível mais acentuado de poluição, apresentou correlação negativa com a concentração de ortofosfato e alta com a de amônio.

O segundo eixo apresentou forte correlação negativa com a concentração de amônio e forte correlação positiva com o pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica (Tabela IX). Correlações mais fracas foram estabelecidas com as demais variáveis, caracterizando ambientes menos degradados com grande quantidade de oxigênio dissolvido, baixa concentração de amônio e alta condutividade. Assim, os dois eixos desta análise representam tipos e níveis de degradação diferentes, mas nenhum eixo representou ambientes livres de impacto.

Tabela IX – Correlação (%) entre as variáveis químicas da água e os eixos principais um e dois da Análise de Componentes Principais (ACP) no período de chuva/04, nos pontos localizados na sub-bacia do ribeirão Pipiripau.

Variáveis	Chuva		Seca	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	3,19	2,65	4,65	1,93
pH	-28,7	91,8	84,8	-38,1
Alcalinidade	45,9	25,8	89,1	3,6
Condutividade elétrica	-57,5	72,5	33,5	90,6
STD	78,4	55,9	69,9	45,5
OD	-32,7	82,2	84,1	-38,4
OC	80,6	-8,9	-82,5	35,5
Nitrato	-45,9	-1,1	84,7	12,5
Amônio	53,5	-43,6	-3,8	-64,3
Ortofosfato	-83,8	16,9	65,5	23,6

No período de chuva/04, a ACP baseada nos resultados físicos e químicos de qualidade da água no ribeirão Pipiripau, dividiu os pontos de amostragem em quatro grupos distintos segundo o nível de degradação do ecossistema aquático.

O primeiro grupo formado exclusivamente pelo ponto Ppau5, apresentando correlação negativa com os dois eixos principais, com grande quantidade de oxigênio dissolvido, mas com alta concentração de ortofosfato indicando uma água de qualidade razoável (Figura 18-A).

O segundo grupo apresentando forte correlação negativa com o eixo 1 e baixa correlação positiva com o eixo 2, é formado apenas pelo ponto Ppau4. Este grupo apresentou alta concentração de ortofosfato, como no ponto 5, e valores altos de condutividade e de oxigênio dissolvido, mas uma menor concentração de amônio (Figura 18-A). Portanto, este grupo representa ambientes com qualidade da água um pouco melhor que a do grupo anterior, mas ainda fortemente degradados por ortofosfato.

O terceiro grupo deste período, formado pelos pontos Ppau3, 6 e 7, demonstrou correlação positiva com os dois eixos principais, caracterizando ambientes degradados, de águas levemente ácidas, com alta concentração de amônio e baixa de ortofosfato e com pouco oxigênio dissolvido (Figura 18-A).

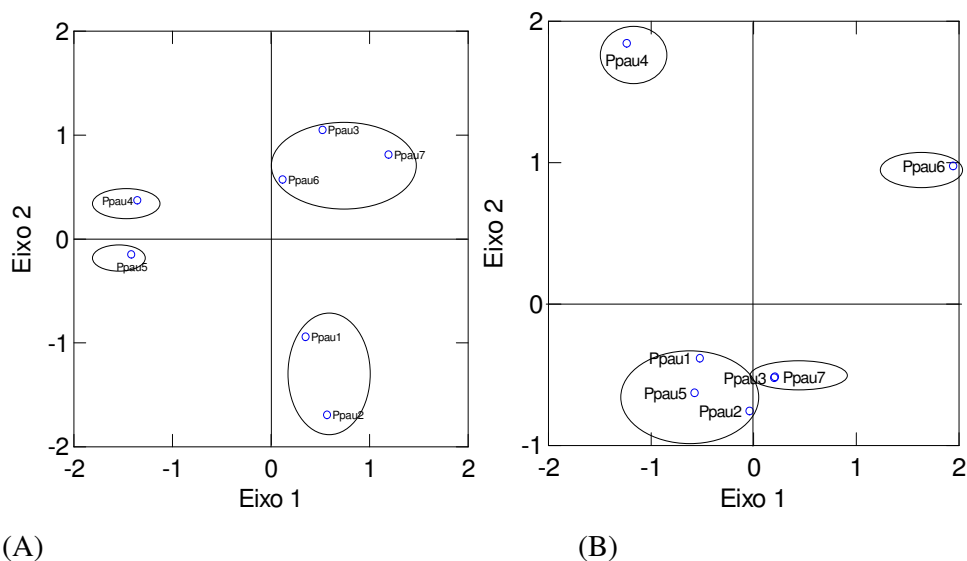


Figura 18 – Pontos de coleta ao longo do ribeirão Pipiripau agrupados de acordo com a sua correlação com os eixos principais um e dois da ACP das variáveis químicas no período de chuva/04 (A) e de seca/05 (B).

Os pontos Ppau 1 e 2 formam o quarto grupo, apresentando correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 2 (Figura 18-A). Este grupo caracteriza ambientes com grande quantidade de amônio, mas baixa condutividade elétrica, concentração de ortofosfato e pouco oxigênio dissolvido na água.

Grande quantidade de nutrientes de origem alóctone, certamente carreados pela chuva, alterou a qualidade dos pontos amostrados no ribeirão Pipiripau. A degradação da mata ciliar e o uso do solo para fins agrícolas agravaram esta situação.

No período de seca o eixo principal 1 explicou 51,7% da variação dos dados e o eixo 2 apenas 21,5%. O eixo 1 estabeleceu correlação positiva acima de 50% com a maioria das variáveis analisadas, com exceção da condutividade elétrica, correlação inferior e, oxigênio consumido e amônio que apresentaram correlação negativa (Tabela IX). Os pontos que apresentam alta correlação com este eixo registram também um aumento na quantidade de nitrato presente na água, mostrando-se bem degradados.

O eixo 2 apresenta alta correlação positiva apenas com a condutividade elétrica (90,6%), correlações mais fracas foram estabelecidas com as demais variáveis, principalmente com as concentrações de nitrato e ortofosfato. Correlação negativa foi verificada com a

concentração de oxigênio dissolvido (-38,4%) e de amônio (-64,3%), demonstrando um aumento na qualidade da água devido à diminuição na carga de nutrientes (Tabela IX).

Os pontos amostrados no ribeirão Pípiripau foram agrupados de acordo com suas correlações com os eixos 1 e 2 estabelecidos pela análise de componentes principais (ACP) em quatro grupos (Figura 18-B).

O primeiro grupo formado pelo ponto Ppau4, estabeleceu correlação negativa com o eixo 1 e positiva com o eixo 2, mantendo uma boa qualidade da água, mas com alta condutividade elétrica devido à presença de sólidos dissolvidos.

O segundo grupo formado apenas pelo ponto Ppau6 apresenta correlação positiva com os dois eixos principais (Figura 18-B), onde o aumento na concentração de nutrientes, principalmente o ortofosfato e a alta condutividade elétrica, caracterizam o impacto deste grupo.

Os pontos Ppau3 e 7 apresentaram correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 2, caracterizando ambientes levemente degradados devido ao enriquecimento por ortofosfato e nitrato no ribeirão Pípiripau no período de seca (Figura 18-B).

O quarto grupo é formado pelos pontos Ppau1, 2 e 5 que apresentaram correlação negativa com os dois eixos principais e onde foram registrados os menores valores das variáveis químicas analisadas no presente estudo, com águas de excelente qualidade.

Assim, é possível verificar que nos pontos localizados no ribeirão Pípiripau apresentam alteração na qualidade da água no período de seca, e que essas pequenas diferenças nas características químicas podem ser detectadas pela ACP. Deste modo, os fatores determinantes na separação dos grupos por esta análise no período de seca pode ser resultado das variações do meio como o tipo de uso do solo (agrícola e urbano), granulometria do sedimento, preservação da cobertura vegetal, a vazão, entre outras características físicas do habitat.

A qualidade da água no Ribeirão Pípiripau, de modo geral, varia entre boa e excelente no período de seca. Mas uma queda na qualidade da água é verificada no período de chuva, principalmente nas áreas com atividade mais intensa de cultivo de soja, hortifrutigranjeiros e pela proximidade de assentamentos urbanos como nos pontos Ppau1 e 2, 3, 6 e 7, ricos em amônio.

Nos dois períodos houve um aumento na concentração de nitrogênio, sob a forma de amônio na chuva e sob a forma de nitrato na seca. A concentração de ortofosfato foi menos significativa na variação da qualidade da água no período de chuva, mostrando-se mais prejudicial ao sistema na época de seca, juntamente com o nitrogênio na forma de nitrato. A

concentração de sólidos dissolvidos na água também permaneceu elevada nos dois períodos de estudo, mesmo nos ambientes que apresentaram uma melhor qualidade da água, portanto esta pode ser uma característica natural das águas desta sub-bacia.

A análise da qualidade da água nos rios São Lourenço e Varginha (RJ) no período de chuva, localizados em áreas agrícolas destinadas ao uso intenso para plantação de lavouras de couve-flor e tomate, revelou que as medidas de pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e nitrito, foram relativamente similares entre as diferentes localidades. Enquanto as medidas de amônio (0-1,02mg/l), nitrato (0,005-0,400mg/l) e ortofosfato (0-0,27mg/l), apresentaram um aumento progressivo de acordo com a intensidade da presença humana. Os maiores valores dessas medidas foram observados nas localidades que representam as áreas mais impactadas pelos cultivos de couve-flor e tomate. O aumento de amônio, nitrato e ortofosfato nestes locais é um reflexo direto da entrada dos fertilizantes usados nas lavouras, que são facilmente carregados para dentro dos corpos d'água, em virtude da retirada da vegetação marginal (Egler, 2002).

3.1.3 – Sub-bacia do ribeirão Sobradinho

As águas do ribeirão Sobradinho variaram de neutras a levemente alcalinas nos dois períodos de coleta, com pH entre 7 e 8. Mas no ponto Sobr5, que recebe grande aporte de nutrientes proveniente de descarte de efluente de estação de tratamento de esgoto, o pH diminuiu, ficando próximo a 4, no período de chuva quando aumenta a entrada de material alóctone (Figura 19).

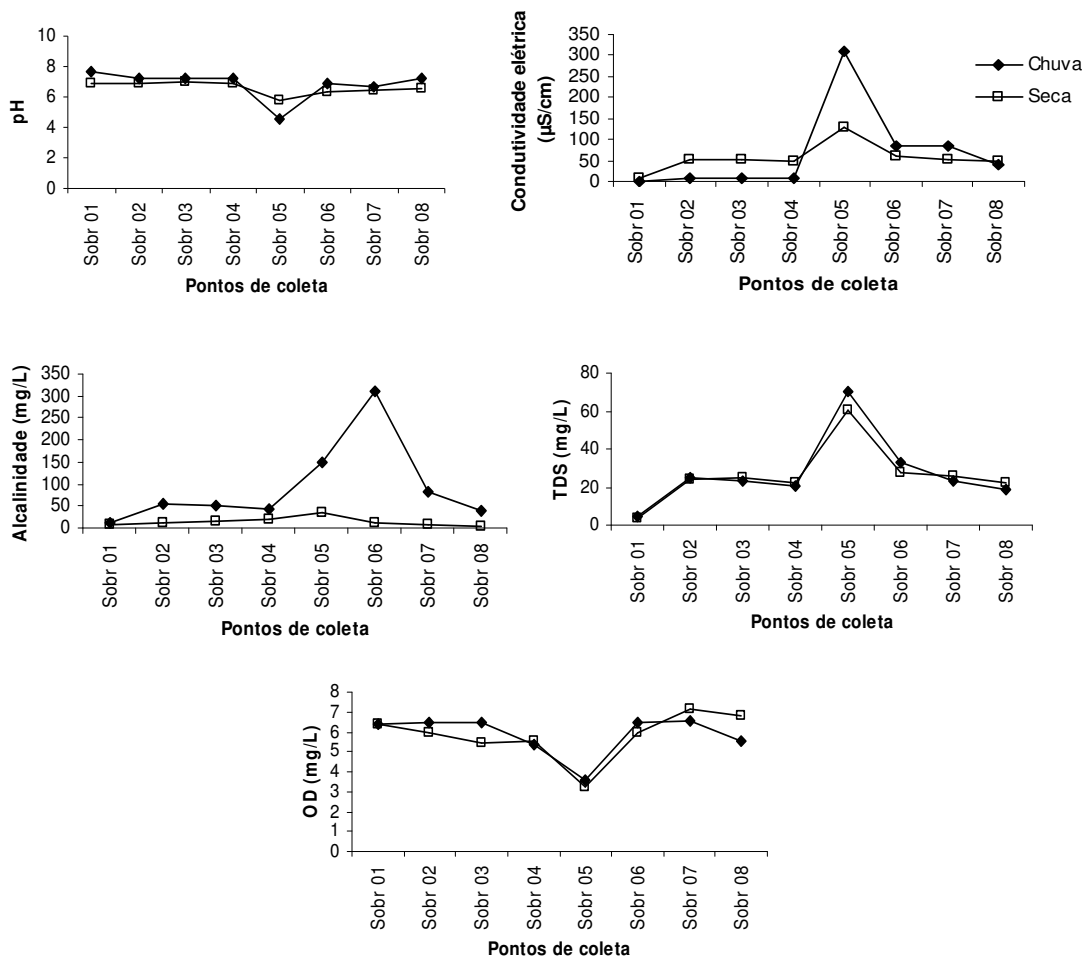


Figura 19 – Flutuação espacial e temporal das variáveis: pH, condutividade elétrica, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD) e oxigênio consumido (OC) nos períodos de chuva/04 (dezembro) e seca/05 (maio, agosto e setembro) no ribeirão Sobradinho.

No entanto, a variação do pH não foi significativamente diferente entre os meses de amostragem e nem entre os pontos (Tabela X), mostrando que esta medida não reflete as variações de qualidade da água no ribeirão Sobradinho.

Tabela X - ANOVA fator único das variáveis físicas e químicas da água entre os pontos amostrados no ribeirão Sobradinho ($F_{\text{crítico}}=2,66$; $n_1=7$ e $n_2=16$) e entre os meses de coleta ($F_{\text{crítico}}=2,95$; $n_1=7$ e $n_2=16$) para $p<0,05$.

Variáveis	F “entre os pontos”	F “entre os meses”
pH	0,97	0,59
Condutividade	16,39*	5,09*
STD	27,95*	0,08
Alcalinidade	29,22*	0,04
OD	11,63*	0,21
OC	1,24	4,43*
Nitrato	9,10*	0,36
Amônio	79,69*	0,05
Ortofosfato	3,17*	0,86

* apresenta diferença significativa entre os pontos;

Ao contrário do pH a condutividade elétrica apresentou diferença significativa entre os meses e os pontos de coleta (Tabela X), sendo maior no período de seca nos pontos de Sobr1 a 4 (Figura 19). No período de chuva a condutividade elétrica variou entre 0,94 μ S/cm a 310,00 μ S/cm, respectivamente Sobr1 e Sobr5, que também registraram os valores mínimo e máximo para o período de seca.

A alcalinidade permaneceu abaixo de 50mg/L na maioria dos pontos de coleta nos dois períodos de amostragem, com exceção do ponto Sobr6 no período de chuva (dezembro/04) onde a alcalinidade atingiu valor superior a 300mg/L (Figura 19). A amplitude da variação da alcalinidade foi menor no período de seca, sendo que a alcalinidade mínima foi registrada no ponto Sobr1 (6mg/L) e a máxima em Sobr5 (37mg/L).

O ponto Sobr5 apresentou o maior valor na concentração de sólidos totais dissolvidos nos dois períodos de amostragem, 69,8mg/L e 60,8mg/L, respectivamente, chuva/04 e seca/05 (Figura 19). O ponto Sobr1 registrou o menor valor nos dois períodos, correspondendo a 3,6mg/L.

A concentração de oxigênio dissolvido não variou estatisticamente entre os meses de coleta (Tabela X), permanecendo em torno de 7mg/L na maioria dos pontos amostrados, mas uma diminuição foi verificada na concentração de oxigênio, que chegou a 3,2mg/L, com a entrada do efluente da estação de tratamento de esgoto da cidade de Sobradinho no ponto Sobr5 (Figura 19).

O ponto Sobr6, no período de chuva, apresentou o maior consumo de oxigênio (9,9mg/L) e o ponto Sobr1 registrou o menor consumo de oxigênio (0,6mg/L) neste período (Figura 19). Nos pontos de Sobr1 a 4 e 8, o consumo de oxigênio na água foi maior no período de seca, variando entre 2,9mg/L em Sobr8 e 6,9mg/L em Sobr5.

A concentração de nitrato foi maior nos pontos Sobr2 e 3, se aproximando dos 12.000,00 μ g/L no período de chuva no ponto 2, mantendo-se acima de 4.000 μ g/L nos demais pontos (Figura 20). Ao contrário do nitrato, a concentração de amônio foi muito baixa na maioria dos pontos, chegando a 3,3 μ g/L em Sobr1 no período de seca, aumentando apenas no ponto Sobr5, que nos dois períodos de coleta chegou ao limite de 8.000 μ g/L.

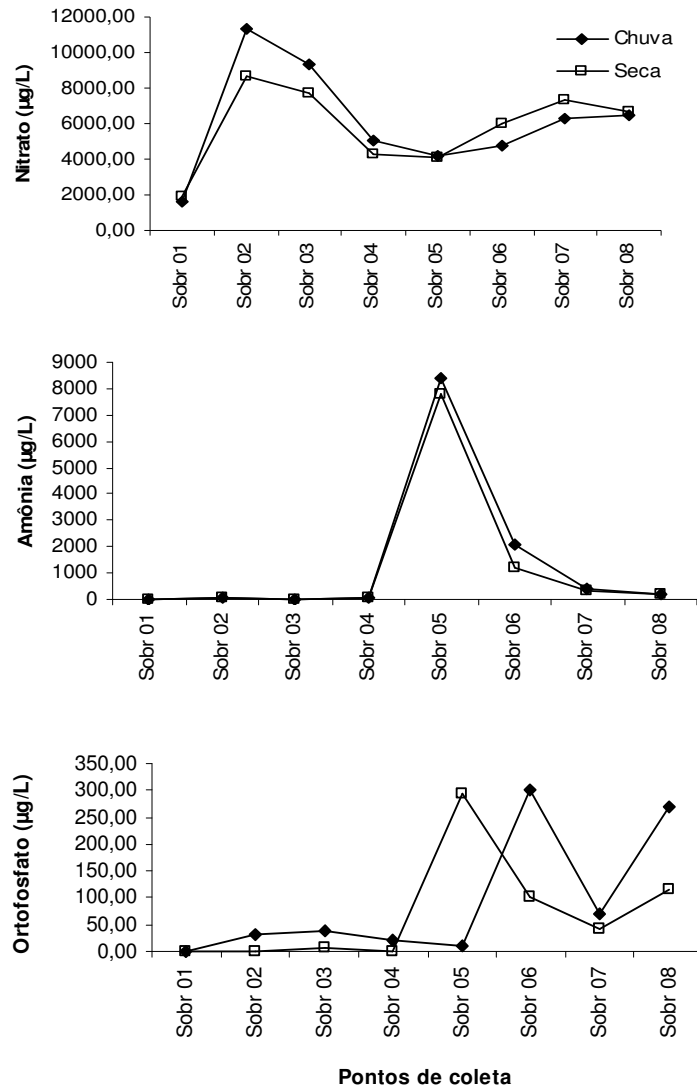


Figura 20 – Variação espacial e temporal da concentração de nutrientes: nitrato, amônio e ortofosfato em µg/L no ribeirão Sobradinho nos períodos de chuva/04 e seca/05.

Finalmente, a concentração de ortofosfato no período de seca foi abaixo de 50µg/L nos pontos localizados a montante da entrada do efluente de esgoto e cerca de 300,00 µg/L no ponto Sobr5 a jusante. No entanto, no período de chuva foi observado um deslocamento do pico de concentração de ortofosfato do ponto 5 para o ponto 6 e 8, respectivamente 300µg/L e 270 µg/L (Figura 20).

A Análise de Componentes Principais nos períodos de chuva e seca explicou respectivamente, 81,9% e 84,9% da variação dos dados, agrupando os pontos segundo a sua correlação com os eixos principais 1 e 2 definidos nesta análise.

No período de chuva, 58,4% da variação dos dados foi explicada pelo eixo principal 1 e 23,5% explicado pelo eixo principal 2. O eixo principal 1 estabeleceu correlações positivas

acima de 50% com a maioria das variáveis analisadas, com exceção de ortofosfato. Correlações negativas foram estabelecidas entre o primeiro eixo principal e o pH, oxigênio dissolvido e nitrato (Tabela XI). O segundo eixo, por sua vez, apresentou forte correlação com a concentração de ortofosfato, a alcalinidade, e a concentração de oxigênio consumido, com as demais variáveis foram estabelecidas correlações mais fracas (Tabela XI). Deste modo, os dois eixos da ACP representam um tipo diferente de poluição, o eixo 1 impactado devido a grande concentração de amônio e ao aumento da condutividade elétrica, e o eixo 2 representando ambientes contaminados por ortofosfato e com valores maiores de alcalinidade.

Tabela XI – Correlação (%) entre as variáveis químicas da água e os eixos principais 1 e 2 da ACP no período de chuva/04, nos pontos localizados na sub-bacia do ribeirão Sobradinho.

Variáveis	Chuva		Seca	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	5,26	2,11	6,50	1,14
pH	-95,8	21,7	-85,3	-9,5
Alcalinidade	59,5	76,7	88,6	-1,1
Condutividade elétrica	97,6	-14,1	-85,3	18,4
STD	95,7	-10,4	95,3	26,2
OD	-78,6	69,4	96,4	23,8
OC	67,9	69,4	-18,2	97,1
Nitrato	-29,0	-1,1	98,8	-12,1
Amônio	97,6	-16,9	92,2	1,6
Ortofosfato	5,0	85,0	75,1	-3,4

Assim, segundo a correlação que os pontos estabeleceram com os dois eixos principais da ACP foi possível separar quatro grupos com diferente qualidade de água. O primeiro grupo dos pontos localizados a montante do descarte de esgoto (Sobr1, 2, 3 e 4) apresenta correlação negativa com os dois eixos principais, representando águas sem o impacto do ortofosfato ou da amônio. Este constitui o grupo de melhor qualidade da água no ribeirão Sobradinho (Figura 21-A).

O segundo grupo formado pelos pontos Sobr7 e 8, mais distantes da fonte poluidora, apresentaram correlação negativa com o eixo 2, impactado pelo ortofosfato, e correlação positiva com o eixo 1 com alta concentração de amônio (Figura 21-A). Portanto o segundo grupo apresenta baixa contaminação por ortofosfato e alta por amônio.

O ponto Sobr6 forma o terceiro grupo, apresentando correlação positiva com os dois eixos da ACP representando o ponto mais impactado no período chuvoso do ribeirão Sobradinho, com valores altos de amônio e ortofosfato (Figura 21-A). Este ponto, localizado próximo a uma ponte de estrada de terra, no período de estudo foi submetido a uma reforma para seu asfaltamento, aumentando o impacto físico do habitat, o que pode ter agravado a condição precária da qualidade da água.

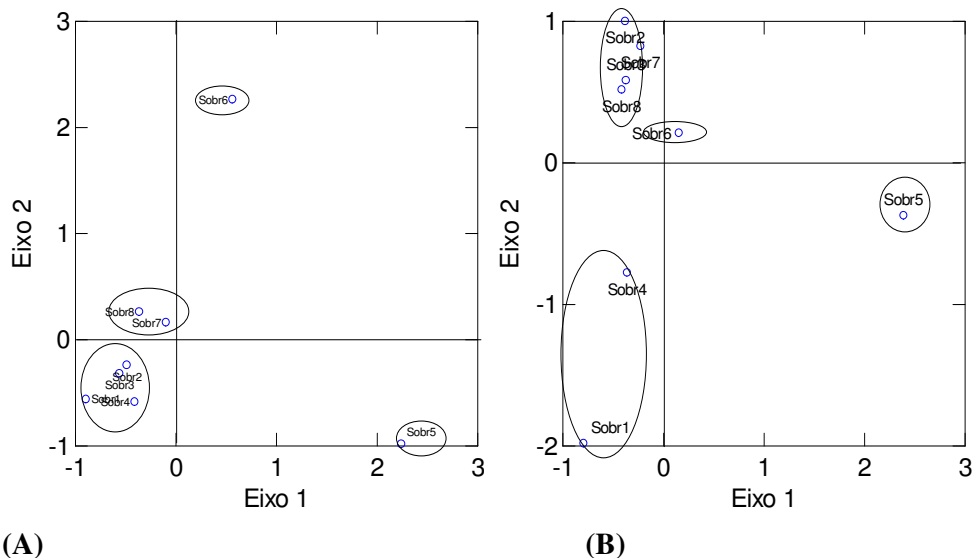


Figura 21 - Pontos de coleta no ribeirão Sobradinho agrupados de acordo com a sua correlação com os eixos principais 1 e 2 da ACP das variáveis químicas no período de chuva/04 (A) e de seca/05 (B).

O último grupo do período de chuva é formado pelo ponto Sobr5 com forte correlação negativa com o eixo 2 e positiva com o eixo 1, indicando que neste ponto a concentração de amônio tem maior influência na qualidade da água que a concentração de ortofosfato (Figura 21-A).

No período de seca/05 o eixo principal 1 da ACP explicou 72,2% da variação e o eixo 2 apenas 12,7%. Neste período o eixo 1 representa ambientes mais degradados devido a sua forte correlação com todas as variáveis analisadas, exceto a concentração de nitrato (Tabela XII). Os pontos com forte correlação como eixo 2 apresentam águas mais básicas e alcalinas, de alta condutividade elétrica, alta concentração de amônio e ortofosfato e pouco oxigênio dissolvido e muito oxigênio consumido.

O eixo 2 apresenta correlações mais fracas com a maioria das variáveis, exceto a concentração de nitrato com forte correlação positiva com este eixo (Tabela XII), representando ambientes limpos, com alta concentração de nitrato.

Então no período de seca os pontos foram separados pelo grau de impacto em quatro grupos. O primeiro formado pelos pontos Sobr1 e 4 permanecem sendo os mais limpos do ribeirão Sobradinho no período de seca, apresentando correlação negativa com os dois eixos da análise possuem boa qualidade da água, com níveis baixos dos nutrientes causadores de eutrofização como amônio e ortofosfato (Figura 21-B).

O segundo grupo constituído pelos pontos Sobr2, 3, 7 e 8 mostraram correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 2, caracterizando águas com maior quantidade de nitrato, mas com níveis baixos de amônio e ortofosfato (Figura 21-B). O ponto Sobr6 forma o terceiro grupo que apresenta correlação positiva com os dois eixos, sendo pequena a correlação com o eixo 1 e forte com o dois, representa ambientes com médio grau de impacto, com águas levemente poluídas com alta concentração de nitrato (forma de Nitrogênio que requer grande quantidade de oxigênio dissolvido).

O ponto Sobr5, que recebe efluente de estação de tratamento de esgoto, apresentou forte correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 2, representando o ambiente mais impactado do ribeirão Sobradinho (Figura 21-B).

O ribeirão Sobradinho encontra-se submetido a uma forte pressão antrópica, que altera negativamente as condições naturais de seus mananciais pela entrada de esgoto tratado, principal fonte de contaminação da água. O ponto Sobr1 e 4 apresentaram boa qualidade da água, mas nos dois pontos a vegetação da mata ciliar encontra-se bastante degradada. Nenhum ambiente no ribeirão Sobradinho apresentou água de excelente qualidade. Situação semelhante foi observada por Fernandes (2002) no rio Melchior, localizado na cidade de Taguatinga, fortemente impactado pelo despejo de esgoto bruto e tratado, onde não foram registrados ambientes considerados livres de impacto, nem mesmo em áreas protegidas como no Parque do Cortado, de uso restrito.

3.1.4 – Tributários de primeira ordem

Os córregos Quinze, do Meio, Taboca e Papuda são afluentes diretos do rio São Bartolomeu e estão localizados em área rural como os córregos Quinze, do Meio e Taboca ou em área urbana como o córrego da Papuda e o rio Paranoá que recebem, respectivamente, o efluente da ETE da cidade de São Sebastião e do Paranoá. Deste modo, esses tributários estão submetidos a diferentes tipos e intensidades de pressão antrópica.

Devido a dificuldades de localização dos córregos Quinze (CQ1) e Taboca (Tab1) esses pontos não foram amostrados no período de chuva. Apenas o pH, o nitrato e o ortofosfato apresentaram diferença significativa entre chuva e seca entre os demais pontos amostrados nos dois períodos de estudo (Tabela XII).

Tabela XII – ANOVA fator único das variáveis químicas entre os pontos amostrados nos tributários diretos do rio São Bartolomeu ($F_{\text{crítico}}=3,09$; $n_1= 6$ e $n_2 = 11$ e entre os meses de coleta ($F_{\text{crítico}}=3,13$; $n_1= 3$ e $n_2 = 19$) para $p<0,05$.

Variáveis	F “entre os pontos”	F “entre os meses”
pH	0,79	5,28*
Condutividade	4,96*	6,43*
STD	86,31*	2,74
Alcalinidade	83,84*	2,83
OD	0,86	0,95
OC	0,23	6,53*
Nitrato	1,61	1,43
Amônio	2,04	4,80*
Ortofosfato	0,63	1,75

* apresenta diferença significativa entre os meses

No período de chuva as águas do córrego Papuda foram levemente ácidas, com pH entre 5 e 6. No córrego do Meio o pH não ultrapassou a 6, mas no rio Paranoá este valor foi superior a 7 (Figura 22). O pH mostrou um leve aumento nos ambientes receptores de efluentes de ETEs (Pap2 e PR1).

Em todos os córregos amostrados a alcalinidade foi superior no período de chuva, variando entre 5,2mg/L no córrego do Meio (CM2), na seca, a 33,9mg/L no ponto do Paranoá (PR1), na chuva. Mas nos dois períodos de coleta, chuva e seca, os valores mais elevados de alcalinidade foram registrados nos pontos de maior impacto antrópico, Papuda e Paranoá (Figura 22).

Comportamento semelhante ao da alcalinidade foi verificado pela condutividade elétrica e pela concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), apresentando os maiores valores nos pontos mais impactados no período de chuva (Figura 22). A condutividade elétrica variou entre 5,84mg/L no córrego do Meio (CM2) a 404mg/L no córrego da Papuda (Pap2).

A concentração de sólidos dissolvidos e a condutividade elétrica no período de seca apresentaram dois picos registrados no ponto Pap2 e PR1, onde a concentração de sólidos dissolvidos foi de 41,2mg/L e 34,8mg/L, respectivamente (Figura 22). A menor concentração de sólidos dissolvidos foi a do córrego Quinze chegando a 1,9mg/L (CQ). Quanto à condutividade elétrica esses valores variaram entre 87,9mg/L (Pap2) e 74,4mg/L (PR1) chegando a 5,4 mg/L no córrego Quinze (CQ1).

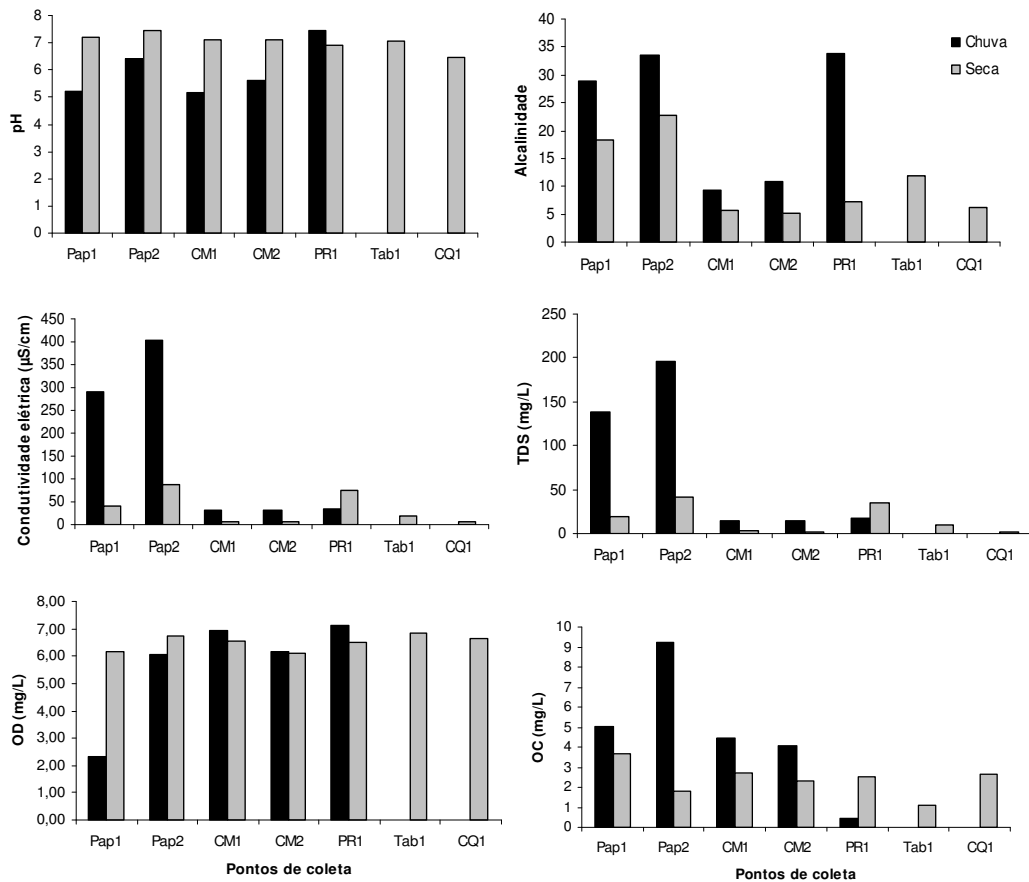


Figura 22 – Variações dos resultados da análise química de qualidade da água como pH, alcalinidade, condutividade, STD, oxigênio dissolvido (OD) e consumido (OC) nos córregos Papuda (Pap1 e 2), do Meio (CM1 e 2), Quinze (CQ1) e Taboca (Tab1) e o rio Paranoá (PR1) no período de chuva/04 e seca/05. No período de chuva os córregos Quinze e Taboca não foram amostrados.

O córrego da Papuda (Pap1) apresentou a menor concentração de oxigênio 2,3mg/L no período de chuva, permanecendo acima de 6mg/L nos demais pontos nos dois períodos (Figura 22). A concentração de oxigênio consumido foi muito baixa no período de seca, permanecendo abaixo de 4mg/L. Mas no período de chuva a variação no consumo de oxigênio foi maior, principalmente no ponto PR1 onde foi registrado o menor valor (0,5mg/L) e no Pap 2 onde se registrou valor superior a 9mg/L (Figura 22).

A concentração de nutrientes foi, de modo geral, mais alta no período de chuva, exceto a concentração de nitrato que foi maior no período de seca em todos os pontos amostrados, variando entre 741µg/L no ponto Tab1 a 4.480 µg/L no Pap2 (Figura 23).

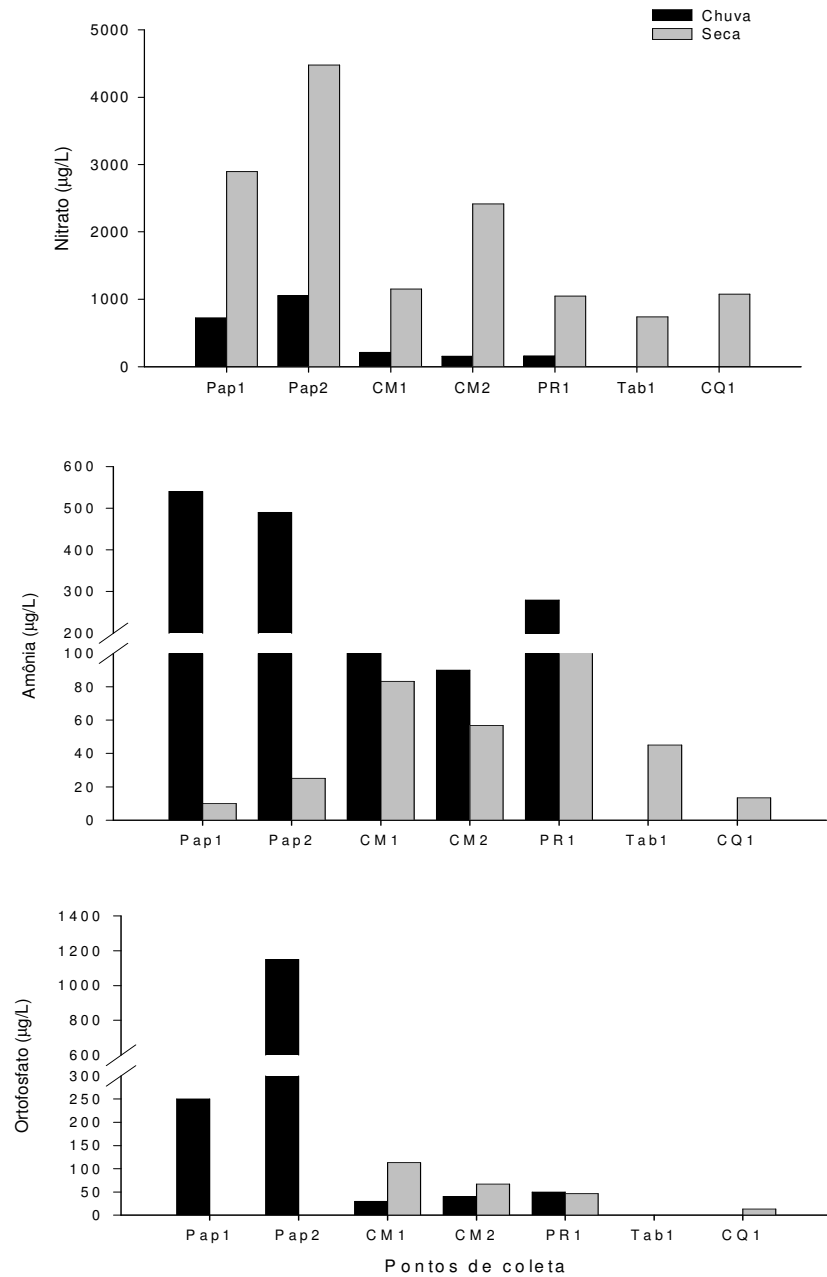


Figura 23 - Concentrações de nutrientes (nitrato, amônio e ortofosfato) no rio Paranoá (PR1) e nos córregos Papuda (Pap1 e 2), do Meio (CM1 e 2), Quinze (CQ1) e Taboca (TAB1) nos períodos de chuva/04 e seca/05. Os pontos nos córregos Quinze e Taboca não foram amostrados na chuva/05.

A concentração de ortofosfato no período de chuva foi mais alta no ponto Pap2 com 1150µg/L, e inferior a 113 µg/L em todos os pontos, no período de seca (Figura 23). O ponto Pap1, por sua vez, apresentou a maior concentração de amônio, chegando ao valor de 540µg/L.

A análise de componentes principais no período de chuva explicou 86,5% da variação dos dados, sendo 65,6% explicado pelo eixo 1 e 20,9% pelo eixo 2. O eixo principal 1 estabeleceu fortes correlações positivas com a maioria das variáveis químicas de qualidade da água, com exceção do pH cuja correlação foi de 1,3% e da concentração de oxigênio dissolvido que demonstrou correlação negativa (-53,1%) com este eixo (Tabela XIII). Segundo as correlações que o eixo 1 estabeleceu com as variáveis químicas, este eixo caracteriza ambientes poluídos, com níveis altos de nutrientes, de sólidos dissolvidos e de condutividade, e níveis baixos de oxigênio dissolvido.

O segundo eixo da ACP, no período de chuva apresentou, de modo geral, correlações fracas com a maioria das variáveis (Tabela XIII), exceto com o pH cuja correlação foi de 99,3%, a alcalinidade com 68,8% e o oxigênio dissolvido com 46,4%. Destacando que a alcalinidade não apresentou diferença de correlação entre o eixo 1 e 2, respectivamente 66,0% e 68,8%. Mas de qualquer forma o eixo 2 representa ambientes menos degradados com boa qualidade da água, rica em oxigênio dissolvido e pobre em nutrientes.

Tabela XIII – Correlação (%) entre as variáveis químicas da água e os eixos principais 1 e 2 ACP no período de chuva/04, nos pontos localizados no rio Paranoá e nos córregos Quinze, do Meio, Taboca e Papuda.

Variáveis	Chuva		Seca	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	5,91	1,88	4,18	1,51
pH	1,3	99,3	74,5	-1,1
Alcalinidade	66,0	68,8	94,4	-10,4
Condutividade elétrica	99,7	-6,8	77,2	59,8
STD	99,9	-4,6	97,6	10,5
OD	-53,1	46,4	6,1	34,1
OC	77,9	-38,9	-	-
Nitrato	99,3	-6,7	89,8	-26,8
Amônio	90,9	15,1	-27,0	88,4
Ortofosfato	88,1	14,2	-	-

A Análise de Componentes Principais permitiu distinguir quatro grupos com características de qualidade da água diferentes. O primeiro grupo, formado pelos pontos CM1 e 2, mostrou correlação negativa com os dois eixos principais da análise, indicando que estes pontos não estão submetidos a qualquer impacto que altere a concentração de nutrientes (Figura 24-A).

O segundo grupo, formado apenas pelo rio Paranoá, apresenta forte correlação positiva com o eixo 2 e negativa com o eixo 1, caracterizando um ambiente um pouco mais impactado que o anterior, com valores mais altos de nutrientes, oxigênio dissolvido e pH (Figura 24-A).

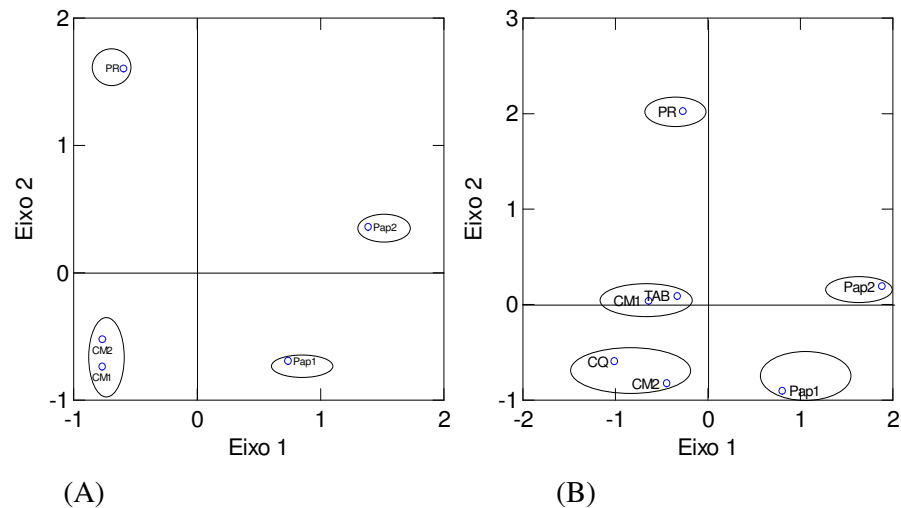


Figura 24 – Agrupamento dos pontos de coleta de acordo com suas correlações com os eixos 1 e 2 da ACP das variáveis químicas nos córregos do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap1 e 2) e rio Paranoá (PR1), no período de chuva (A). No período de seca (B) foram acrescentados os pontos do córrego Quinze (CQ1) e Taboca (Tab1) na análise de ACP.

O ponto Pap2 constitui o terceiro grupo da análise de componentes principais para o período de chuva, localizado no córrego da Papuda a jusante do descarte de esgoto da ETE de São Sebastião, em área urbana, apresentando correlação positiva com os dois eixos principais. Este grupo indica um ambiente submetido a forte pressão antrópica, com níveis maiores de nutrientes entre todos os tributários diretos do rio São Bartolomeu amostrados, mas mantendo uma boa quantidade de oxigênio dissolvido na água (Figura 24-A).

Ao contrário do grupo anterior, o quarto grupo formado pelo ponto Pap1, localizado a montante do descarte de esgoto, estabeleceu correlação negativa com o eixo 2 e positiva com o eixo 1. Este grupo apresentou águas poluídas, mas com menor quantidade de nutrientes como a amônia e o ortofosfato que o ponto Pap2, porém com menos oxigênio.

Além dos pontos coletados no período de chuva, foram amostrados mais dois pontos no período de seca, um no córrego Quinze (CQ1) e outro no córrego Taboca (Tabela I). Assim, no período de seca, a ACP explicou 74,7% da variação dos dados químicos da água: o eixo 1 explicou 55,4% da variação; o eixo 2, 19,3%. A concentração de ortofosfato foi omitida da ACP por apresentar níveis muito baixos ao longo dos pontos amostrados, tendo chegado a zero em alguns pontos.

O eixo 1 apresentou forte correlação positiva com a maioria das variáveis químicas analisadas, exceto com a concentração de oxigênio dissolvido, cuja correlação foi muito baixa (6,1%), e com a concentração de amônia, que apresentou correlação negativa (Tabela XIII). Desta forma, este eixo está fortemente relacionado à ambientes degradados embora não

enriquecidos organicamente, mas com grande quantidade de sólidos totais dissolvidos, baixa concentração de oxigênio e elevados valores de alcalinidade e condutividade.

O eixo 2 estabeleceu correlações mais baixas com a maioria das variáveis analisadas (Tabela XIII), mas correlações expressivas foram estabelecidas com a concentração de amônio (88,4%), condutividade elétrica (59,8%) e oxigênio dissolvido (34,9%). Este eixo, portanto, caracteriza ambientes menos degradados, apesar da sua alta correlação com o amônio, uma vez que, a concentração deste nutriente no meio é inferior àquela encontrada em ambientes eutrofizados.

Os pontos Pap1 e 2 no período de seca mantiveram as mesmas correlações com os eixos 1 e 2 verificadas na chuva, distinguindo dois grupos com níveis de impacto menores do que os observados no período anterior. O terceiro grupo, formado pelos pontos CQ1 e CM2, apresentou correlação negativa com os dois eixos da ACP, revelando ambientes menos degradados.

O último grupo deste período é constituído pelos pontos CM1, Tab1 e PR1, que estabeleceram correlação negativa com o eixo 1 e positiva com o eixo 2 (Figura 24-B). Os pontos CM1 e Tab1 apresentaram correlações muito baixas com o eixo 2, indicando a formação de um sub-grupo, cujo ponto PR1 demonstrou correlação mais alta com o eixo 2 e baixa correlação negativa com o eixo 1. Apesar das diferenças estabelecidas pelas correlações entre os eixos, a qualidade da água não foi alterada, mas a concentração de amônio certamente foi superior no ponto PR1, que apresentou maior correlação com o eixo 2.

3.1.5 – Rio São Bartolomeu

Ao longo do rio São Bartolomeu, foram estabelecidos sete pontos de coleta (SB1 a 7), porém no período de chuva os pontos SB1 e 3 não foram amostrados. A maioria das variáveis amostradas não apresentou diferença significativa entre os meses de coleta, exceto a condutividade elétrica, a concentração de sólidos totais dissolvidos e a concentração de oxigênio consumido (Tabela XIV).

As águas do rio São Bartolomeu permaneceram neutras durante todo o período de estudo, com o pH variando entre 6 e 7, com uma leve diminuição no período de chuva (Figura 25). Neste período, o rio apresentou águas mais alcalinas, principalmente nos pontos SB4 e 5, onde a alcalinidade registrada foi de 45,6mg/L e 35,2mg/L, respectivamente. O ponto SB6 registrou o menor valor de alcalinidade (19,2mg/L).

Tabela XIV – ANOVA fator único das variáveis químicas entre os pontos amostrados ($F_{\text{crítico}} = 3,00$; $n_1 = 6$ e $n_2 = 12$) e entre os meses de coleta ($F_{\text{crítico}} = 3,10$; $n_1 = 3$ e $n_2 = 20$) para $p < 0,05$ no rio São Bartolomeu.

Variáveis	F “entre os pontos”	F “entre os meses”
pH	1,53	13,19
Condutividade	2,28	1,83
STD	0,67	3,84*
Alcalinidade	3,30*	3,6*
OD	0,63	1,69
OC	0,13	5,15*
Nitrato	1,03	1,86
Amônio	2,43	2,09
Ortofosfato	1,36	0,76

* apresenta diferença significativa.

No período de seca, a alcalinidade permaneceu em torno de 30mg/L em todos os pontos, variando entre 22,4mg/L (SB5) e 31,1mg/L (SB1) (Figura 25). Neste período, também foi pequena a variação na condutividade elétrica, que durante a seca/05 foi inferior a 70 μ S/cm. O menor valor encontrado no rio São Bartolomeu foi de 41,9 μ S/cm, no ponto SB1, e o maior foi registrado no ponto SB 7, 61,6 μ S/cm.

No período de chuva, estabeleceu-se um gradiente longitudinal de aumento na condutividade, variando gradativamente de 37,5 μ S/cm (SB4) a 268,0 μ S/cm (SB7). Comportamento semelhante foi verificado na concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) no período de chuva, com o menor valor registrado no ponto SB4 (17,5mg/L) e o maior no ponto SB7 (129,5mg/L) (Figura 25).

A concentração de oxigênio dissolvido não variou muito entre os períodos de chuva e seca (Figura 25). A mínima concentração de oxigênio dissolvido foi registrada no período de chuva no ponto SB6, com 5,7mg/L, e a máxima no ponto SB5 no período de chuva, com 7,5mg/L de oxigênio dissolvido na água.

O consumo de oxigênio foi pequeno nos dois períodos de coleta, mas no período de seca as flutuações entre os pontos amostrados foi pequena. O menor valor registrado, na seca, no consumo de oxigênio foi de 1,5mg/L no ponto SB4, e o maior no ponto SB5 com 2,5mg/L. No período de chuva, o consumo de oxigênio continuou baixo, mas as variações entre os pontos foram mais acentuadas chegando a 6,80mg/L no ponto SB6 enquanto que no ponto SB7 este valor foi em torno de 2,14mg/L (Figura 25).

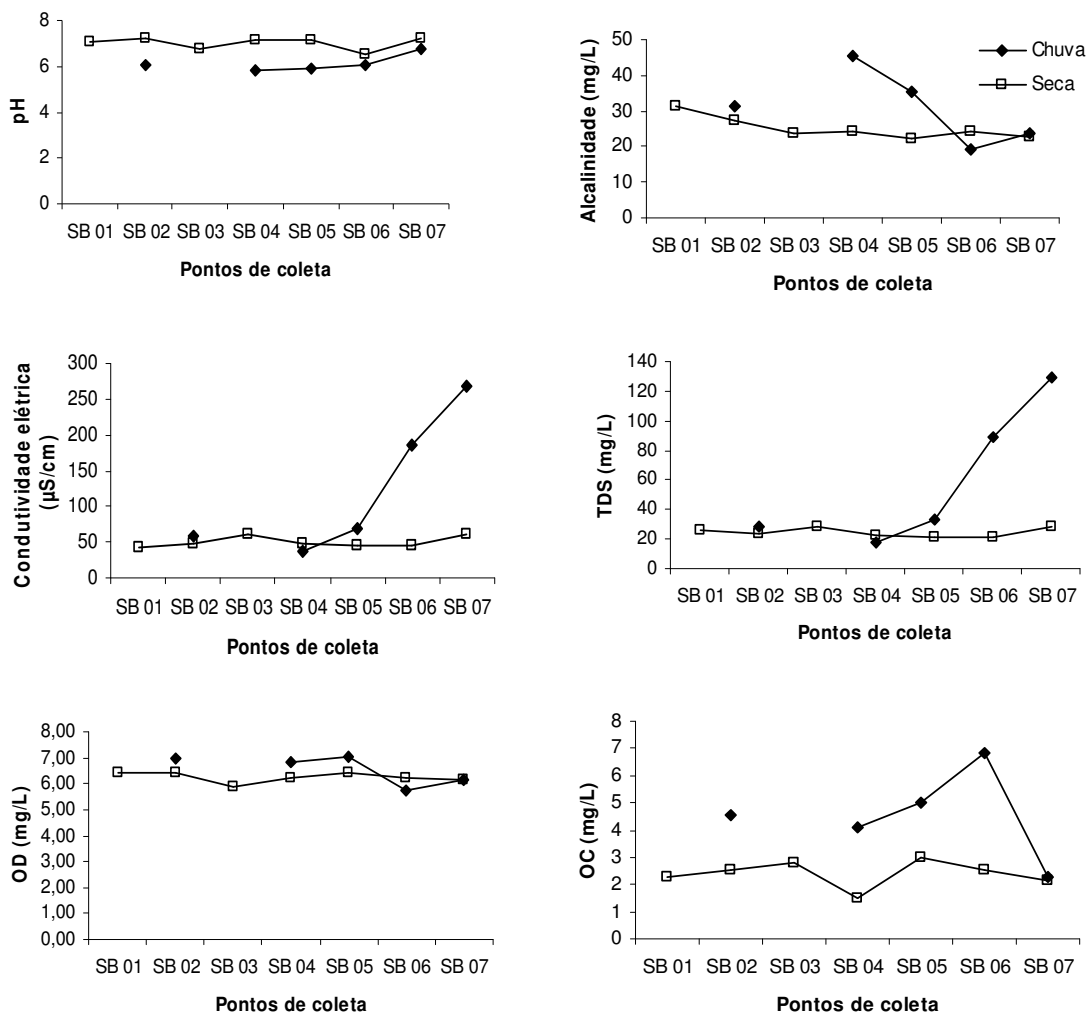


Figura 25 – Valores de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD) e consumido (OC) nos períodos de chuva/04 e seca/05 ao longo do rio São Bartolomeu (SB1 a 7). Os pontos SB1 e 3 não foram amostrados na chuva.

A concentração de nutrientes no rio São Bartolomeu foi muito baixa. O nitrato foi a forma de nitrogênio que prevaleceu no meio, variando entre 2000,0 e 7000,0µg/L (Figura 26). As concentrações de amônio e ortofosfato não variaram entre os períodos de chuva e seca, exceto no ponto SB6, cuja concentração de amônio no período de chuva foi superior ao de seca, chegando a 960,0µg/L (Figura 26).

O ponto SB2, que recebe efluente da ETE da cidade do Vale do Amanhecer, apresentou a maior concentração de ortofosfato no período de seca (256,7µg/L), permanecendo abaixo de 50µg/L nos demais pontos de coleta no rio São Bartolomeu (Figura 26).

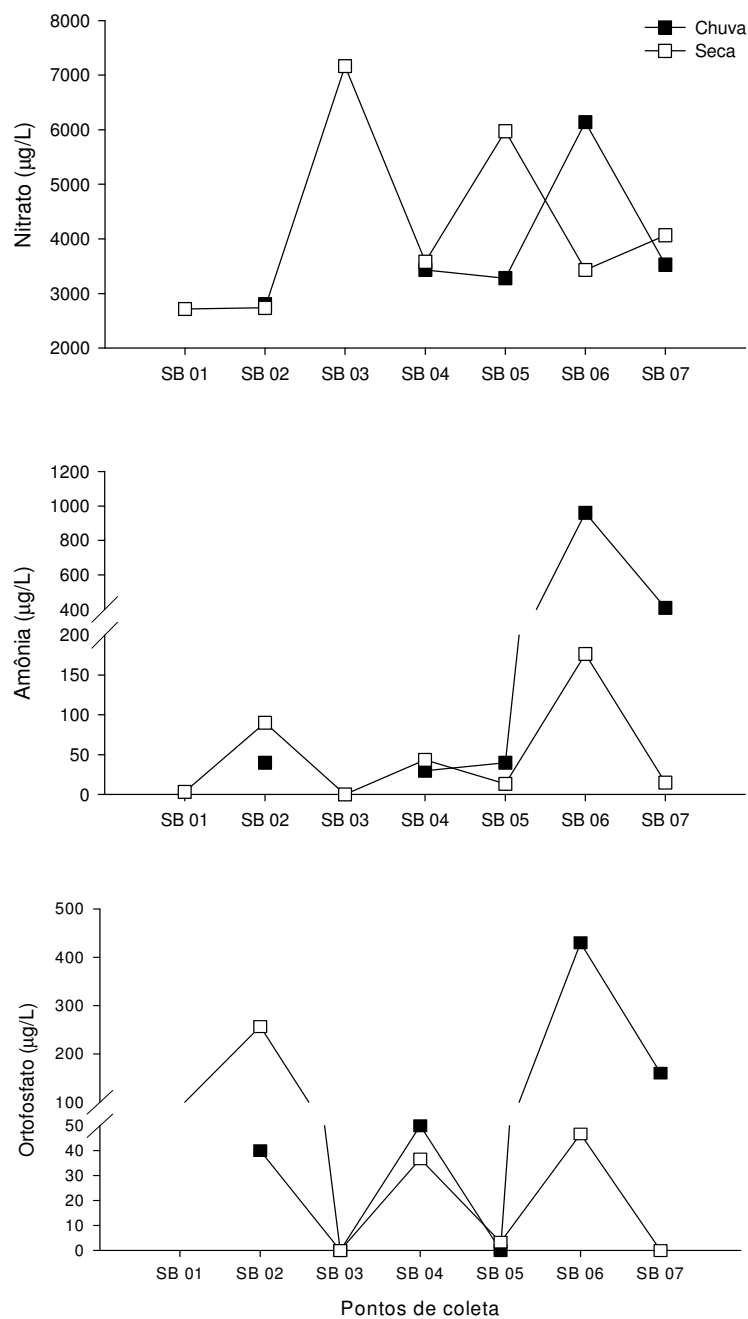


Figura 26 – Variação espacial e temporal da concentração de nitrato, amônio e ortofosfato entre os períodos de chuva e seca no rio São Bartolomeu (SB1 a 7).

A ACP das variáveis químicas para análise da qualidade da água nos períodos de chuva e seca explicou, respectivamente, 94,0% e 64,6% da variação dos dados dentro de cada período.

No período de chuva, a ACP agrupou os dados em dois eixos principais, o primeiro explicando 73,2% da variação dos dados, e o segundo explicando 22,8%. Correlações

positivas superiores a 50% foram estabelecidas entre a maioria das variáveis químicas e o eixo 1 da análise, exceto pH, cuja correlação foi um pouco mais baixa, e alcalinidade, OD e OC, que estabeleceram correlações negativas (Tabela XV). O eixo 1 segundo as correlações que estabeleceu com as variáveis químicas qualifica ambientes mais degradados, com altas concentrações de nutrientes e baixa concentração de oxigênio dissolvido.

O segundo eixo apresentou fracas correlações com as variáveis analisadas, mas com pH houve uma correlação negativa equivalente a 89,1%, representando ambientes menos impactados, com baixa concentração de nutrientes, principalmente amônio e ortofosfato (Tabela XV).

Tabela XV – Correlação (%) entre as variáveis químicas da água e os eixos principais 1 e dois da análise de componentes principais (ACP) no período de chuva/04, nos pontos localizados no rio São Bartolomeu.

Variáveis	Chuva		Seca	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	6,59	2,05	2,84	2,33
pH	45,4	-89,1	-6,7	-62,9
Alcalinidade	-87,9	16,2	-53,2	-11,2
Condutividade elétrica	69,6	69,4	50,7	-63,9
STD	81,0	-57,1	65,4	61,5
OD	-98,6	5,3	63,7	-49,4
OC	-93,9	29,4	65,4	61,5
Nitrato	86,2	48,0	91,2	6,0
Amônio	98,1	19,2	-45,0	71,5
Ortofosfato	95,6	26,5	-	-

No período de chuva, os pontos de coleta foram ordenados em três grupos, mas nenhum deles apresentou correlação negativa com os dois eixos da ACP, revelando que no rio São Bartolomeu todos os pontos amostrados apresentam um tipo de impacto antrópico com diferentes intensidades (Figura 27-A).

Os pontos SB2, 4 e 7 apresentaram correlação negativa com o eixo 1 e positiva com o 2, caracterizando locais de menor degradação. O ponto SB5 constitui outro grupo, o qual estabeleceu correlação positiva com os dois eixos principais da análise, indicando altas concentrações de amônio, ortofosfato e nitrato (Figura 27-A).

O último grupo ordenado pela ACP no período de chuva é formado exclusivamente pelo ponto SB6, definido pela sua correlação negativa com o eixo 1 e positiva com o eixo 2, caracterizando um sistema rico em nutrientes como amônio e ortofosfato e pobre em oxigênio.

No período de seca, foram inseridos os pontos SB1 e 3 na análise de componentes principais. Os dois primeiros eixos definidos pela ACP neste período representaram 35,5% e 29,1% da variação dos dados, respectivamente. A concentração de ortofosfato no período de

seca foi muito baixa na maioria dos pontos amostrados, exceto no ponto SB2 e por isso esta variável foi excluída da análise. O eixo 1 foi definido pelas altas correlações positivas com a concentração de nitrato, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido e consumido, caracterizando ambientes enriquecidos por nitrato (Tabela XV). A concentração de sólidos totais dissolvidos apresentou alta correlação positiva com os dois eixos.

O eixo 2 estabeleceu correlação negativa mais alta com o pH, condutividade elétrica e OD, e correlação positiva com o OC e com a concentração de amônio. Apresentou, ainda, correlações mais baixas com as demais variáveis (Tabela XV), representando ambientes mais degradados e enriquecidos por amônio.

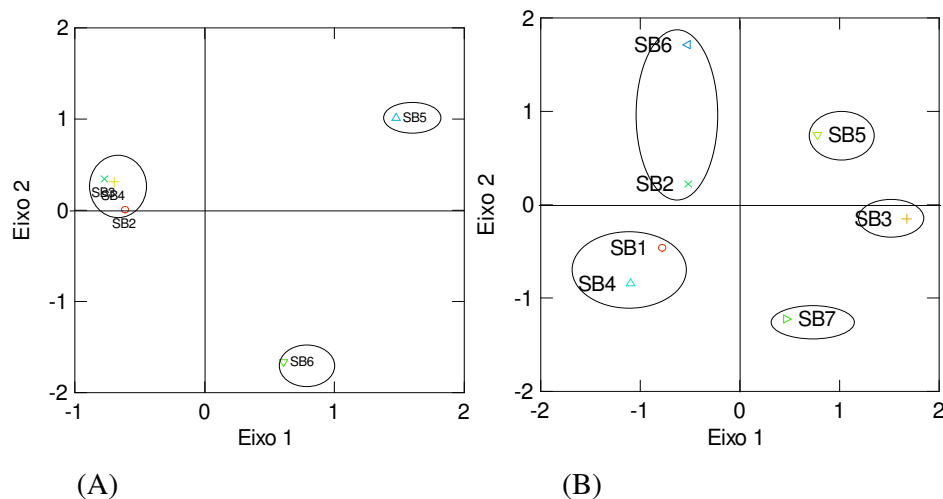


Figura 27 – Ordenação dos pontos ao longo do rio São Bartolomeu (SB1 a 7) submetidos a diferentes pressões antrópicas por meio da ACP dos dados abióticos de qualidade da água nos períodos de chuva/04 (A) e seca/05 (B).

A ACP no período de seca ordenou os pontos de coleta ao longo rio São Bartolomeu em quatro grupos de acordo com as correlações estabelecidas com os eixos 1 e 2 desta análise, que caracterizam ambientes com diferentes níveis de impacto (Figura 27-B). O primeiro grupo, constituído pelos pontos SB1 e 4, estabeleceu correlação negativa com os dois eixos principais, representando áreas com menor degradação da água no rio São Bartolomeu, com baixa quantidade de nutrientes.

Os pontos SB2 e 6 formam o segundo grupo deste período, com forte correlação positiva com o eixo 2 e negativa com o eixo 1. Nestes pontos, a água é pouco oxigenada e apresenta maior concentração de amônio (Figura 27-B). Apesar da fraca correlação que o ponto SB2 estabeleceu com o eixo 2 da análise, é importante ressaltar que a concentração de ortofosfato, omitida desta análise, foi elevada neste ponto, devido à entrada de efluente de esgoto tratado, degradando ainda mais a qualidade de suas águas.

O terceiro grupo estabeleceu correlação positiva com o dois eixos da análise de componentes principais para o período de seca, caracterizando ambientes com impacto intermediário, apresentando águas levemente degradadas por causa das concentrações de amônio e nitrato, como no ponto SB5 (Figura 27-B).

O ambiente mais degradado pela alta concentração de nitrogênio no rio São Bartolomeu foi definido pela correlação positiva com o eixo 1 e negativa com o 2 e inclui os pontos SB3 e 7 (Figura 27-B), caracterizando águas com baixa concentração de amônio, mas com maior teores de nitrato e oxigênio. Nesses dois pontos, a criação de gado bovino é intensa, o que pode estar alterando a concentração desse nutriente na água.

4 – Discussão

A análise detalhada da paisagem na bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu, realizada com o auxílio do mapa de uso do solo da Área de Proteção Ambiental deste rio, foi muito útil para identificação e confirmação das principais fontes pontuais de impacto ao longo desta bacia, do estado de preservação das matas de galeria e de outros tipos de influência antrópica que afetam a estrutura física do habitat. Springe *et al.* (2006) definiram, a partir da análise de mapas de uso do solo, os locais de coleta para análise da qualidade biológica de ecossistemas lóticos com o objetivo de selecionar preliminarmente rios com alta qualidade de água, identificando, por exemplo, a existência de barragens, de fontes pontuais de poluição e de modelos de uso do solo. Tal procedimento indica a existência de uma alta correlação do uso da terra com a qualidade dos ecossistemas aquáticos.

Na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas a análise dos dados físicos e químicos de qualidade da água não permitiu distinguir áreas de preservação permanente de áreas localizadas na zona rural. Esta situação indica que o impacto gerado nas áreas agrícolas pode ser levado a outras áreas, e que vários fatores como o estado de preservação da vegetação ripária, o tipo de prática agrícola, a declividade do terreno e a presença de barragens em áreas de preservação podem interferir negativamente na qualidade da água nesses ambientes. Nas demais áreas amostradas na bacia do rio São Bartolomeu foi possível diferenciar ambientes submetidos a diferentes tipos e intensidades de impacto utilizando os dados de qualidade da água. Barbour *et al.* (1999) afirmaram que a seleção das variáveis a serem analisadas em uma avaliação de qualidade da água é fundamental para observação real do estado de preservação ou degradação dos ecossistemas aquáticos. Peruquetti (2004) verificou que as variáveis físicas e químicas da água, tais como temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e

velocidade da corrente, não foram suficientes para diferenciar áreas com uso diversificado do solo (área de proteção ambiental e áreas agrícolas) no interior de São Paulo.

Na bacia do rio São Bartolomeu a qualidade da água foi alterada devido à ação das chuvas e às diferenças na ordem dos sistemas lóticos na maioria das sub-bacias amostradas, levando-nos a proceder a uma análise espacial, por sub-bacia, e temporal, entre chuva e seca. Por sua vez, Callisto *et al.* (2004) verificaram que a análise da variação longitudinal e temporal da qualidade da água a partir de parâmetros físicos e químicos em alguns rios da Serra do Cipó (MG) revelou diferenças quantitativas entre os períodos de chuva e seca e entre córregos de diferentes ordens. A concentração de oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica e a concentração de nitrogênio (principalmente na forma do íon amônio) aumentaram com a ordem dos rios e com a pluviosidade.

O pH na bacia do rio São Bartolomeu variou entre levemente ácido (5,7) a neutro (7,4) no período de seca, chegando a valores mais ácidos (4,3) na chuva. Peláez-Rodrigues *et al.* (2000) afirmaram que os solos nas áreas de cerrado são bastante ácidos, com pH variando entre 4,2 e 4,5; por isso, os rios que drenam regiões de cerrado podem apresentar águas ligeiramente ácidas, o que explicaria a diminuição do pH durante o período chuvoso na bacia do rio São Bartolomeu.

As medidas de condutividade elétrica, concentração de nutrientes e percentuais de sólidos totais dissolvidos apresentaram diferenças entre os meses de chuva e seca, com as maiores taxas encontradas no período chuvoso. As variações causadas pelo uso diversificado do solo, alteração da paisagem com perda de vegetação marginal e o assoreamento dos sistemas aquáticos amostrados contribuíram para ampliar a degradação na APA do rio São Bartolomeu. Ramos (2002) verificou que a perda da vegetação que compõe a mata de galeria geralmente provoca um aumento no escoamento superficial da água da chuva, contribuindo para maximizar a ação danosa das chuvas e alterar a entrada de material alóctone no corpo d'água, afetando as condições químicas e físicas dos sistemas aquáticos, tornando a água imprópria para o consumo humano.

Ao longo da bacia do rio São Bartolomeu, a qualidade da água também apresentou alteração devido à influência antrópica e ao tipo de uso do solo. Neste ambiente, observou-se águas de excelente e boa qualidade em áreas de proteção ambiental e de baixa influência antrópica com mata ciliar preservada; além disso, em áreas rurais e urbanas, foram verificados ambientes com qualidade de água regular e águas extremamente poluídas que recebem diretamente descarte de esgoto tratado. Buss *et al.* (2002), em estudo realizado na bacia do rio Guapimirim (RJ) em pontos submetidos a diferentes impactos antrópicos, tais como área de

proteção permanente (Parque Nacional), áreas urbanas com mata ciliar (cerca de 15m de largura), áreas urbanas que recebem aporte de esgoto bruto com vegetação ripária constituída por árvores pioneiras e arbustos, revelou ambiente com níveis diferentes de qualidade da água. Seus resultados demonstraram, ainda, uma grande variação da qualidade da água com o uso diversificado do solo, apresentando um aumento na concentração de nutrientes com a entrada de efluentes doméstico e industrial, a elevação nos valores de dureza e condutividade nos pontos localizados em áreas urbanas com uma marcada redução no oxigênio dissolvido e incremento na DBO₅, indicando ambientes submetidos a um forte processo de enriquecimento orgânico.

Na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas a qualidade da água é alterada, devido, principalmente ao enriquecimento de ortofosfato e nitrogênio sob a forma de amônio, nas áreas próximas a represas, de uso antrópico intenso, como nas proximidades de assentamentos humanos (cidades), áreas agrícolas e de pecuária extensiva e áreas de descarte de efluente de esgoto tratado. Segundo Tundisi (2003) a erosão do solo e o escoamento do excesso de nutrientes oriundo de fertilizantes e adubos aplicados em terras cultivadas, são os principais meios pelos quais os poluentes atingem o ambiente aquático.

Os fatores determinantes da qualidade da água na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, nos dois períodos, foram o uso da terra, o nível de preservação da vegetação, o descarte de efluente de esgoto da ETE e fontes não pontuais de poluição provenientes de áreas urbanas. Pinelli (1999) verificou que a sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas apresentou variações ambientais na qualidade da água e de sedimento mais discrepantes entre as sub-bacias dos ribeirões Pipiripau e Sobradinho, devido à presença de áreas de preservação ambiental (Estação Ecológica de Águas Emendadas) contrapondo-se às áreas de uso urbano intenso representadas pelas cidades de Planaltina e dos assentamentos humanos aí instalados

Na sub-bacia d ribeirão Pipiripau, destinada a um intenso uso agrícola, a entrada de ortofosfato no período de seca foi bem menor do que no período de chuva, sendo os valores de ortofosfato encontrados nestes pontos durante a seca equivalentes aos encontrados por Egler (2002) em rios do interior do estado do Rio de Janeiro localizados em áreas agrícolas com boa qualidade da água cujo valor de ortofosfato variou entre 0,04 e 0,07mg/l.

5 – Conclusões

Uma alta correlação entre o uso da terra e a qualidade da água e do habitat foi observada na bacia do rio São Bartolomeu principalmente no que diz respeito ao estado de preservação da mata ciliar, ao descarte de efluentes de ETEs, ao crescimento de áreas urbanas e agrícolas. As sub-bacias que sofrem influência de áreas urbanas mostraram diminuição na qualidade da água; enquanto aquelas situadas em áreas preservadas e com mata ciliar apresentaram boa qualidade da água. Por outro lado, os ambientes mais poluídos foram aqueles que receberam efluentes de ETEs.

O oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a alcalinidade, os STD, o pH a concentração de nutrientes, o nitrogênio nas formas de íons nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), foram satisfatórias para identificar variações decorrentes da influência antrópica, demonstrando aumento significativo nas áreas de maior impacto. Marcada diminuição na concentração de oxigênio dissolvido foi verificada nos pontos com aporte orgânico direto, devido ao lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto. As concentrações de oxigênio consumido e de ortofosfato demonstraram baixa variação espacial, não sendo, portanto, boas medidas para caracterizar ambientes com baixo impacto.

As sub-bacias do rio São Bartolomeu estão submetidas a uma forte pressão antrópica devido principalmente à atividade agrícola e à expansão urbana e, conseqüentemente, sua APA encontra-se fortemente degradada. Poucas áreas apresentaram excelente qualidade da água em toda a bacia.

6 – Referências Bibliográficas

- Benetti, A. & Bidone, F. 2001. O meio ambiente e os recursos hídricos, p.849-875. *In*: Tucci, C.E.M. (org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Editora da Universidade, Rio Grande do Sul. 943 pp.
- 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.; Goulart, M.; Medeiros, A.O.; Moreno, P. & Rosa, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 64: 743-755.
- Dodds, W.K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. **Journal of the North American Benthological Society** 22: 171-181.
- Dodds, W.K.; Jones, J.R. & Welch, E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream type by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research** 32: 1455-1462.
- Egler, M. 2002. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios em áreas agrícolas, RJ, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Fiocruz, Rio de Janeiro. 147pp.
- 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, Brasília. 59pp.
- Hilton, J.; O'Hare, M.; Bowes, M.J. & Jones, J.I. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrofication in rivers. **Science of the Total Environment** 365: 66-83.
- Horne, A, J. & Goldman, C.R. 1994. **Limnology**. 2nd ed. New York, McGraw-Hill. 576pp.
- Hunsaker, C. T. & Levine, D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers: spatial scale and terrestrial processes are important in developing models to translate research results to management practices. **BioScience** 45: 193-203.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications** 1: 66-84.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 41: 221-234.
- 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 da água.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 82pp.
- Meybeck, M. 1996. River water quality: global ranges, time and space variabilities proposal some redefinitions. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie** 26: 81-96.
- Paranhos, R. 1996. **Alguns métodos para análise da água.** UFRJ, Rio de Janeiro. 200pp.
- 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.
- Peruquetti, P.S.F. 2004. **Odonata (libélulas) do município de Luís Antônio, São Paulo, Brasil: relação com o uso do solo e riqueza faunística.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 49pp.
- Pinelli, M.P. 1999. **Geoquímica de águas e sedimentos da bacia do São Bartolomeu, Brasília – DF.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 87pp.
- Ramos, P.C. 2002. **Mapeamento das áreas indicativas da degradação na APA da bacia do rio São Bartolomeu-DF, utilizando técnicas de geoprocessamento.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 90pp.
- Springe, G.; Sandin, L.; Briede, A. & Skuja, A. 2006. Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams. **Hydrobiologia** 566: 153-172.
- Tavares, L.H.S. 1994. **Limnologia aplicada à aqüicultura.** FUNEP, Jaboticabal. 71pp.
- Trayler, K. 2000. **Stream ecology.** Water and Rivers Commission, Australia. 20pp.
- Tundisi, J.G. & Straškraba, M. 1995. Strategies for building partnerships in the context of river basin management: the role of ecotechnology and ecological engineering. **Lakes & Reservoirs: Research and Management** 1: 31-38.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O. 1999. Ecossistemas de águas interiores, p.195-223. *In:* Rebouças, A.C.; Bragas, B. & Tundisi, J.G. (eds.) **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** Escrituras, São Paulo. 223pp.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. & Rodrigues, S.L. 2003. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. IIE e IIEGA, São Carlos. 72pp.

Wetzel, R.G. 2001. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3rd ed. Academic Press, New York. 1006pp.

Zar, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. 3rd ed. Prentice Hall, London. 662pp.

Capítulo 3

Caracterização do Sedimento

A caracterização do sedimento apresenta importante papel para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Os sedimentos apresentam grande concentração de nutrientes passíveis de troca com o meio e constituem fonte de alimentação e abrigo para muitos organismos.

Kerry Trayler

(Stream ecology, 2005)

1 – Introdução

O sedimento pode ser considerado o resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático, como a ciclagem de matéria e o fluxo de energia (Esteves, 1988). É constituído essencialmente por três componentes primários: a matéria orgânica em vários estágios de decomposição; matéria mineral particulada, incluindo argila, carbonatos e silicatos não argilosos; e componentes inorgânicos de origem biogênica (Wetzel, 2001). Geralmente a matéria orgânica nos sistemas aquáticos é classificada por classes de tamanho: (a) matéria orgânica particulada grossa (MOPG); (b) matéria orgânica particulada fina (MOPF) e (c) matéria orgânica dissolvida (MOD) (Allan, 1995). A matéria orgânica pode ser transportada para o sedimento por inúmeros caminhos: a morte da vegetação emergente da zona litorânea e a biomassa do fitoplâncton que se acumulam no fundo são as fontes naturais de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos, mas contribuem pouco como fonte deste recurso. Muita da matéria orgânica de rios e córregos tem origem no ambiente terrestre (Ricklefs & Miller, 1999).

O tamanho dos grãos dos sedimentos de fundo de rios e lagos é o fator mais importante determinando mecanismos e taxas de transferência de substâncias entre o sedimento e a coluna d'água. A matéria orgânica, nesses ambientes, resultante da produtividade do fitoplâncton apresenta uma granulometria muito fina, assim tende a acumular com a fração de silicato de menor granulometria (Jones & Bowser, 1978).

Em ambientes aquáticos, os nutrientes ocorrem em várias formas químicas, como íons ou gases dissolvidos, podendo ser transformados pelos processos físicos, químicos ou pela atividade metabólica. Os macronutrientes como nitrogênio, fósforo e sílica são requeridos em quantidades significantes em rios e podem ser limitantes ao crescimento e a produção das plantas (Trayler, 2000).

O nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado – bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos (Esteves, 1988). A proporção entre as distintas formas de nitrogênio é a expressão do funcionamento dos processos biológicos, assim, a concentração relativa de amônia e nitrito será maior onde a decomposição da matéria orgânica é mais ativa. No entanto, se o ambiente está em equilíbrio, a forma de nitrato é a maior fração encontrada no sistema, por ser a forma mais oxidada (Margalef, 1991).

Segundo Allan (1995), o ciclo do nitrogênio é complexo devido aos muitos estados químicos em que o nitrogênio pode ser encontrado e o papel central das bactérias em suas transformações de um estado para outro (Figura 1). O nitrogênio inorgânico sob a forma de nitrato e amônia são as partes disponíveis para a biota que pode assimilá-los diretamente.

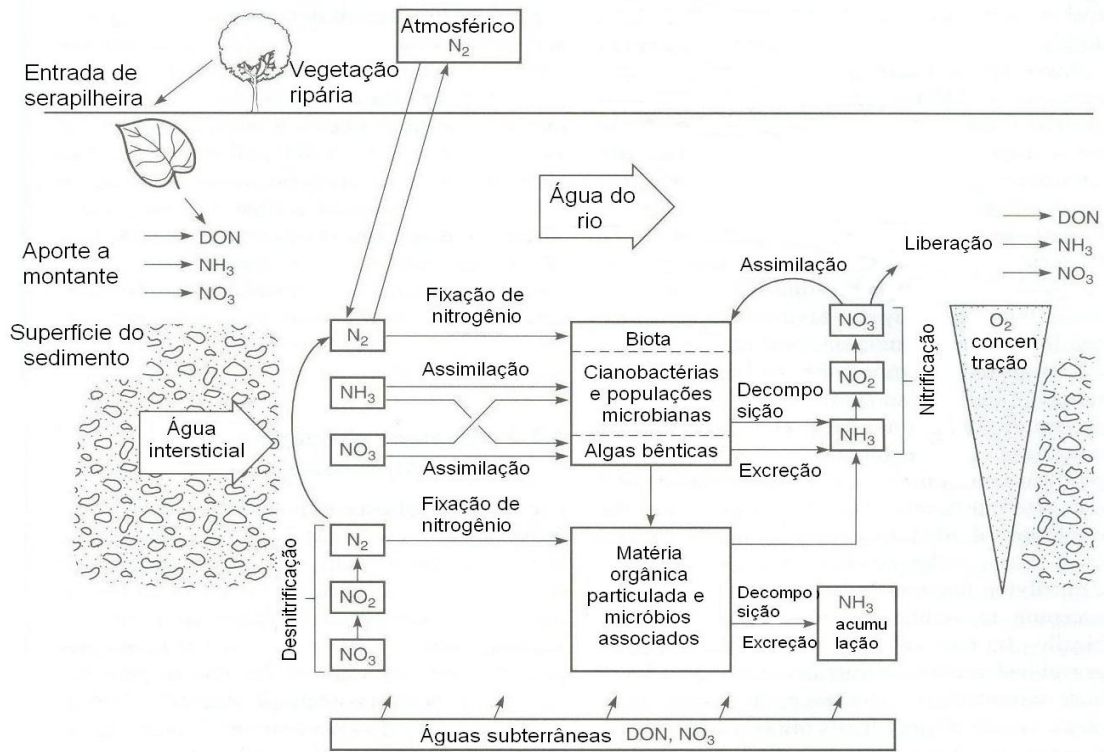


Figura 1 – Dinâmicas e transformações do nitrogênio em ecossistemas de rios. Adaptado de Allan (1995).

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a chuvas, materiais orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular; enquanto o fósforo tem origem na desagregação das rochas presentes na bacia de drenagem através do intemperismo, alcançando o ambiente aquático adsorvido às argilas (Esteves, 1988).

Trayler (2000) descreve sucintamente o ciclo do fósforo nos ambientes aquáticos onde o fósforo pode existir nas formas dissolvida e particulada de origem orgânica ou inorgânica. O fósforo inorgânico dissolvido (DIP) é encontrado nos ambientes aquáticos sob a forma de ortofosfato reativo (PO_4^{-3}) a única forma disponível para o consumo de plantas aquáticas e algas. Este fósforo utilizado para o crescimento de algas e plantas é disponibilizado para outros animais pela cadeia trófica e parte deste fósforo, é então liberado através da excreção ou morte desses animais como fósforo orgânico dissolvido (DOP). O fósforo inorgânico particulado (PIP) pode ser adsorvido pelas partículas finas do sedimento e permanecer na coluna d'água ou se depositar no fundo dos rios (Figura 2)

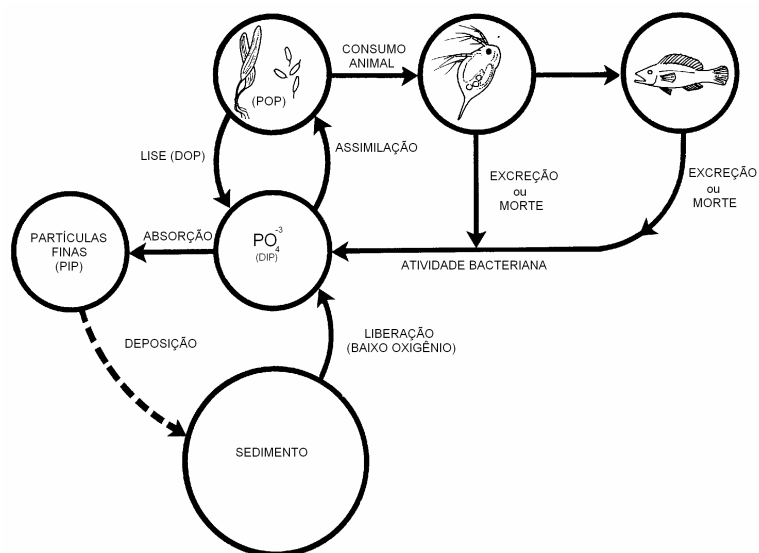


Figura 2 – Descrição resumida do ciclo do fósforo em ambientes aquáticos, e suas principais formas de ocorrência: POP (fósforo orgânico particulado) PIP (fósforo inorgânico particulado), DOP (fósforo orgânico dissolvido) e DIP (fósforo inorgânico dissolvido). Adaptado de Traylor (2000).

Em condições de baixa concentração de oxigênio, o fósforo pode ser novamente liberado do sedimento para a coluna d'água, tornando-se biologicamente disponível mais uma vez. Esteves (1988) considera que a interface água-sedimento pode atuar como reservatório permanente ou como fonte transitória de P e a sua liberação para a coluna d'água costuma ocorrer em ambientes anóxicos. Esta condição é comumente observada em valores de potenciais de oxi-redução muito baixos, quando ocorre predominância do íon ferroso (Fe_2^+), impossibilitando a precipitação de fosfato pelo ferro, permanecendo assim solúvel e disponível aos produtores primários. O retorno dos nutrientes do sedimento para a coluna d'água representa uma fertilização interna do sistema (Wetzel, 1981).

A quantidade de fósforo no solo depende da topografia, da cobertura vegetal, do nível de poluição e do balanço entre o sedimento e a água, sendo muito importante na dinâmica do fósforo de águas naturais. Sua ciclagem depende da capacidade do sedimento em reter fósforo e da fauna que altera seu balanço, em liberá-lo (Rivas *et al.*, 2000).

As concentrações de nitrato, fosfato, nitrogênio total e fósforo total exibem uma clara relação com o uso da terra e uma pequena dependência com a geologia. Os rios que drenam áreas agrícolas apresentam concentrações mais elevadas de nutrientes que aqueles que drenam áreas florestadas, constituindo fonte artificial de nitrogênio, juntamente com a entrada de efluentes de esgotos (Allan, 1995).

A maioria dos trabalhos de ciclagem de nutrientes em sedimentos de ambientes aquáticos ocorre em lagos, sistemas fechados, mais fáceis de compreender as entradas, as

saídas e os processos de armazenamentos de nutrientes (Fukuhara *et al.*, 1997; Saijo *et al.*, 1997; Rodrigues Neto & Madureira, 2000; Medina *et al.*, 2003).

O sedimento constitui um importante compartimento na avaliação da intensidade e tipos de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão submetidos, uma vez que realizam constantes trocas de nutrientes e outras substâncias, poluentes ou não, com a coluna d'água.

A hipótese deste trabalho é: a qualidade do sedimento em rios é afetada pela perturbação antrópica, com grande acúmulo de nutrientes e matéria orgânica, principalmente em sedimentos mais finos. Os objetivos do presente estudo são: (i) investigar o comportamento do sedimento em ambientes lóticos, ao longo da bacia do rio São Bartolomeu com diferentes usos do solo, quanto à granulometria, conteúdo de matéria orgânica e concentração de nitrogênio e fósforo total; (ii) verificar diferenças no acúmulo de nutrientes em sedimentos de granulometria fina; e (iii) analisar alterações na concentração de nutrientes devido à influência antrópica.

2 – Material e Métodos

Este estudo foi realizado em locais de diferentes gradientes de impacto antrópico na bacia do rio São Bartolomeu, representado pelas sub-bacias do ribeirão Pipiripau, do ribeirão Mestre D'Armas, do ribeirão Sobradinho, Taboca, Papuda e do rio São Bartolomeu, localizados nas cidades de Planaltina, Sobradinho, Vale do Amanhecer e São Sebastião, todas situadas no Distrito Federal. Foram amostrados ambientes limpos, de baixo impacto e de média a severa perturbação antrópica. A descrição detalhada da área de estudo encontra-se no capítulo 2.

O sedimento foi coletado nos meses de maio, agosto e setembro/05 (período de baixa pluviosidade) com *corer* (tubo de PVC, com 15cm de diâmetro) enterrado a uma profundidade de 10 a 15cm. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos para posterior análise de granulometria pelo método do peneiramento (Suguio, 1973) usando o agitador Ro-Tap (*Protutest-Rodotest*), conteúdo de matéria orgânica por ignição (Dean Jr., 1974) e concentração de nitrogênio total (Nessler) e fósforo total (Murphy & Riley, 1962). No laboratório, o sedimento foi seco em temperatura ambiente e macerado para posterior processamento das análises.

Cerca de 0,070g de sedimento seco e macerado foi pesado, em duplicata, para digestão total e assim efetuar a análise de nitrogênio e fósforo no sedimento. O padrão 2710 Montana Soil (NIST), com concentração de P equivalente a 1100µg de P/g de solo, foi usado para o controle da digestão.

O sedimento pesado foi submetido à digestão total após a adição de 5ml da solução formada por ácido sulfúrico concentrado (1L) e ácido salicílico (34g), em seguida adicionado mais 2ml de peróxido de hidrogênio (30%). Essa mistura foi aquecida em bloco digestor, por curtos períodos de tempo (15 e 30min), a uma temperatura de 320°C até a completa digestão do sedimento (coloração esbranquiçada). A cada intervalo de tempo de aquecimento, mais 2ml de peróxido de hidrogênio foram adicionados à mistura até que todo o sedimento fosse digerido. O extrato obtido na digestão foi diluído até o volume de 70ml, para posterior análise das concentrações de nitrogênio total (Método de Nessler) e fósforo total (método Murphy-Riley) por meio de métodos colorimétricos analisados em espectrofotômetro (Schimadzu UV-1203).

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de correlação linear de Pearson para verificar a dependência das variáveis entre si, comparadas duas a duas para cada sub-bacia estudada com diferentes tipos e níveis de pressão antrópica (Zar, 1996).

3 – Resultados

O período de coleta do sedimento, correspondente aos meses de maio, agosto e setembro/05, coincidiu com aquele de menor pluviosidade no Distrito Federal (Figura 3). Portanto, o impacto das chuvas que aumenta a quantidade de material em suspensão nos rios e arrasta grande quantidade de sedimentos foi menor. Deste modo, as variações verificadas na qualidade do sedimento ao longo da bacia do rio São Bartolomeu devem-se, principalmente, à influência antrópica.

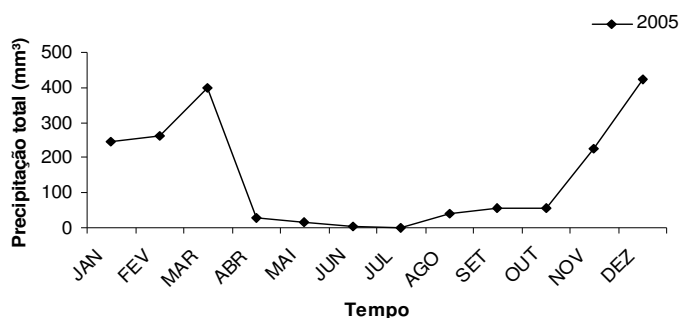


Figura 3 – Variação temporal da precipitação total (mm³) entre os meses de janeiro a dezembro de 2005. Dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

De acordo com Suguio (1973), frações de sedimento com granulometria superior a 5,00mm são consideradas areia muito grossa, e grãos com tamanho entre 1,00 e 5,00mm formam a areia grande. As areias finas são definidas como o agrupamento da areias com

granulometria do tipo fina, muito fina e silte+argila (tamanho entre 0,420 e 0,180mm é considerado areia fina; entre 0,180 e 0,045mm, areia muito fina; e grãos menores que 0,045, silte+argila). As menores quantidades relativas de areia fina e silte+argila foram verificadas nos pontos Darm6, 8 e 13 (Figura 4-A).

O sedimento dos ambientes lóticos na bacia do rio São Bartolomeu foi, de modo geral, bastante heterogêneo, apresentando diferentes granulometrias, constituído principalmente por areias finas a muito finas (Figura 4). Areias muito grossas foram menos representativas nos sedimentos em toda a sub-bacia, exceto no córrego Papuda (Pap1 e 2), com percentual de areia grossa superior a 50% (Figura 4-D).

A sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas foi o sistema que apresentou maior percentual de silte e argila, e o ponto Darm3 registrou o valor máximo entre todos os ambientes coletados, com 15,7% do sedimento formado por silte e argila (Figura 4-A).

O conteúdo de areia fina, muito fina e argila constitui a porção granulométrica mais importante do sedimento de rios, pois acumula a matéria orgânica e nutrientes que podem causar a eutrofização nos sistemas lóticos. Deste modo, as frações silte+argila, areia muito fina e fina foram agrupadas para facilitar a visualização do percentual de sedimentos finos nos pontos amostrados.

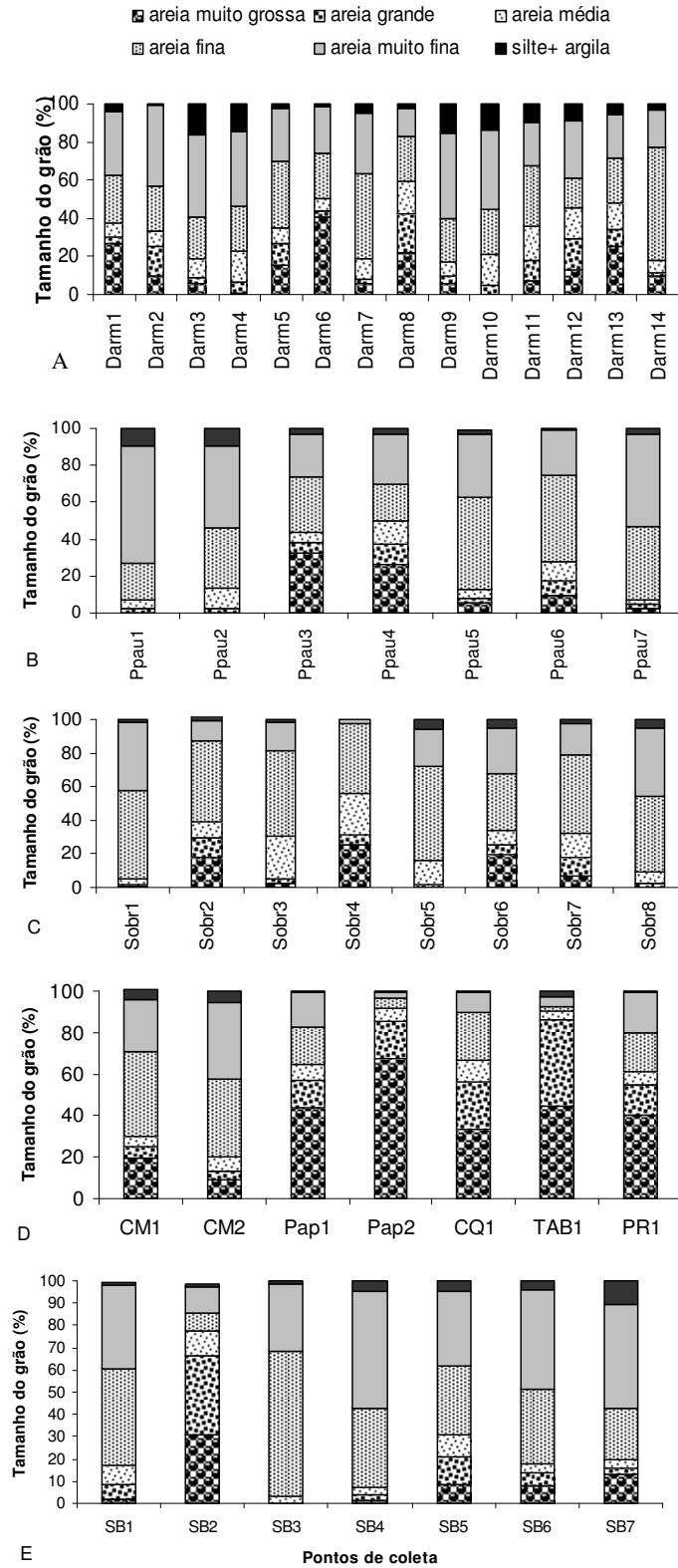


Figura 4 - Variação média da granulometria do sedimento de fundo ao longo da sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas (A)-Darm1 a 14, Pipiripau (B)-Ppau1 a 7, Sobradinho (C)-Sobr1 a 8, Tributários diretos, córrego do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap1 e 2), Quinze (CQ1), Taboca (Tab1) e rio Paranoá (PR1) (D) e rio São Bartolomeu (E)-SB1 a 7; no período de seca/05.

Apesar do ponto Darm3 apresentar a maior quantidade de silte+argila, os pontos Ppau1 e Sobr1 foram constituídos apenas por sedimentos de granulometria fina. Por outro lado, os pontos Pap2 e SB2 apresentaram menos de 20% de sedimentos finos (Figura 5).

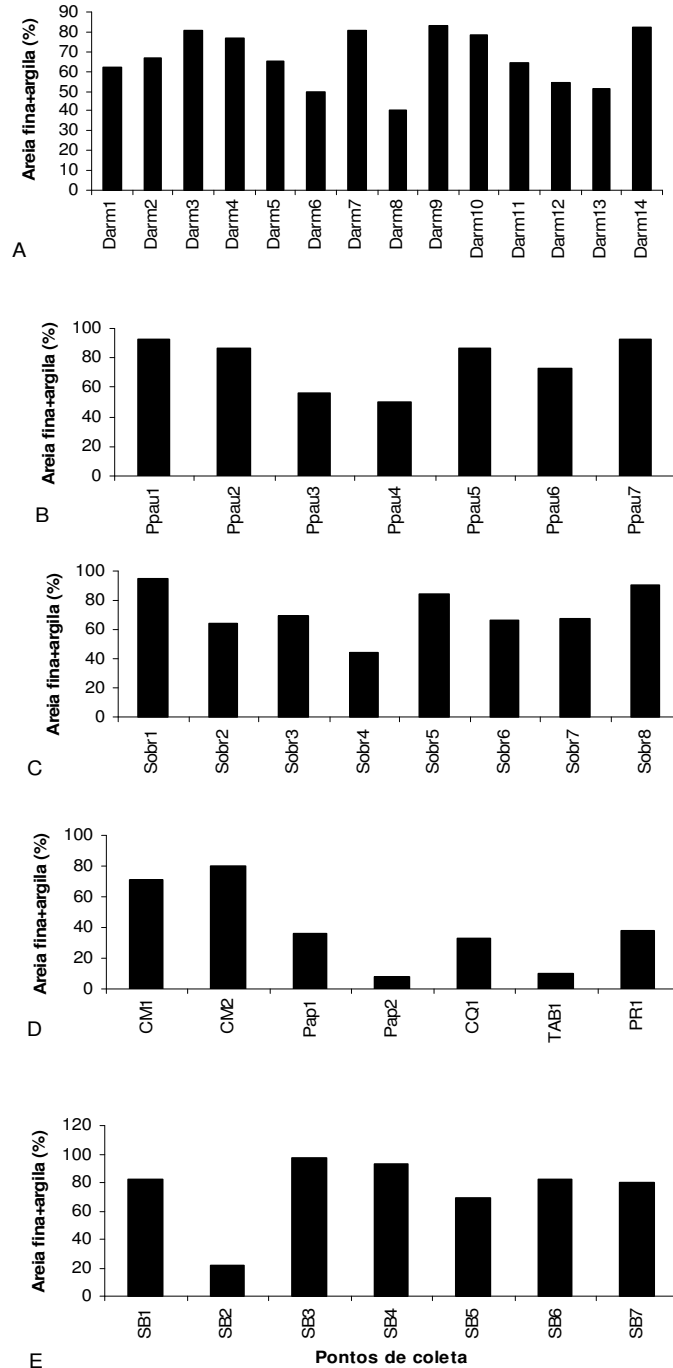


Figura 5 – Distribuição do percentual de areia fina e argila nas sub-bacias dos ribeirões Mestre D’Armas (A), Pipiripau (B), Sobradinho (C), dos córregos do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2), Quinze (CQ1), Taboca (Tab1) e Paranoá (PR1) (D) e o rio São Bartolomeu (E) no período de seca/05.

O sedimento da sub-bacia do ribeirão Pípiripau e do Sobradinho é praticamente constituído por areia de granulometria fina. Os pontos localizados nestes ambientes apresentaram concentração de sedimento fino superior a 50% (Figura 5).

A percentagem de matéria orgânica presente no sedimento foi maior na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, variando de 4,04% no ponto Darm5, localizado no córrego Sarandi, com baixa influência antrópica, a 22,20% no Darm11, situado no subúrbio da cidade de Planaltina. Um grande aumento no percentual de matéria orgânica também foi verificado no ponto Darm4 do ribeirão Mestre D'Armas logo após a Estação de Águas Emendadas (Figura 6).

O ponto Darm12, receptor de efluente de esgoto tratado, não apresentou grande percentual de matéria orgânica retida no sedimento (menos de 15%), indicando que a poluição difusa nesta área é mais danosa ao sistema que as fontes pontuais

Na sub-bacia do ribeirão Pípiripau houve um aumento na quantidade de matéria orgânica no ponto Ppau1, submetido a forte pressão antrópica devido à agricultura intensiva de hortaliças. Neste ponto, o percentual de matéria orgânica no sedimento chegou a 14%, e o menor valor foi verificado no ponto Ppau6 com menos de 2% (Figura 6).

Os pontos mais impactados da sub-bacia do ribeirão Sobradinho, o ponto Sobr5, receptor de descarte de efluente de esgoto tratado, e o Sobr6, com grande entrada de sedimento de origem alóctone devido à pavimentação de rodovia nas proximidades do ribeirão, apresentaram os maiores percentuais de matéria orgânica deste sistema, respectivamente 8,5 e 9,5% (Figura 6).

Os menores valores de matéria orgânica contida no sedimento foram verificados nos tributários diretos do rio São Bartolomeu e no próprio rio São Bartolomeu, onde as concentrações de matéria orgânica foram inferiores a 8% (Fig.6).

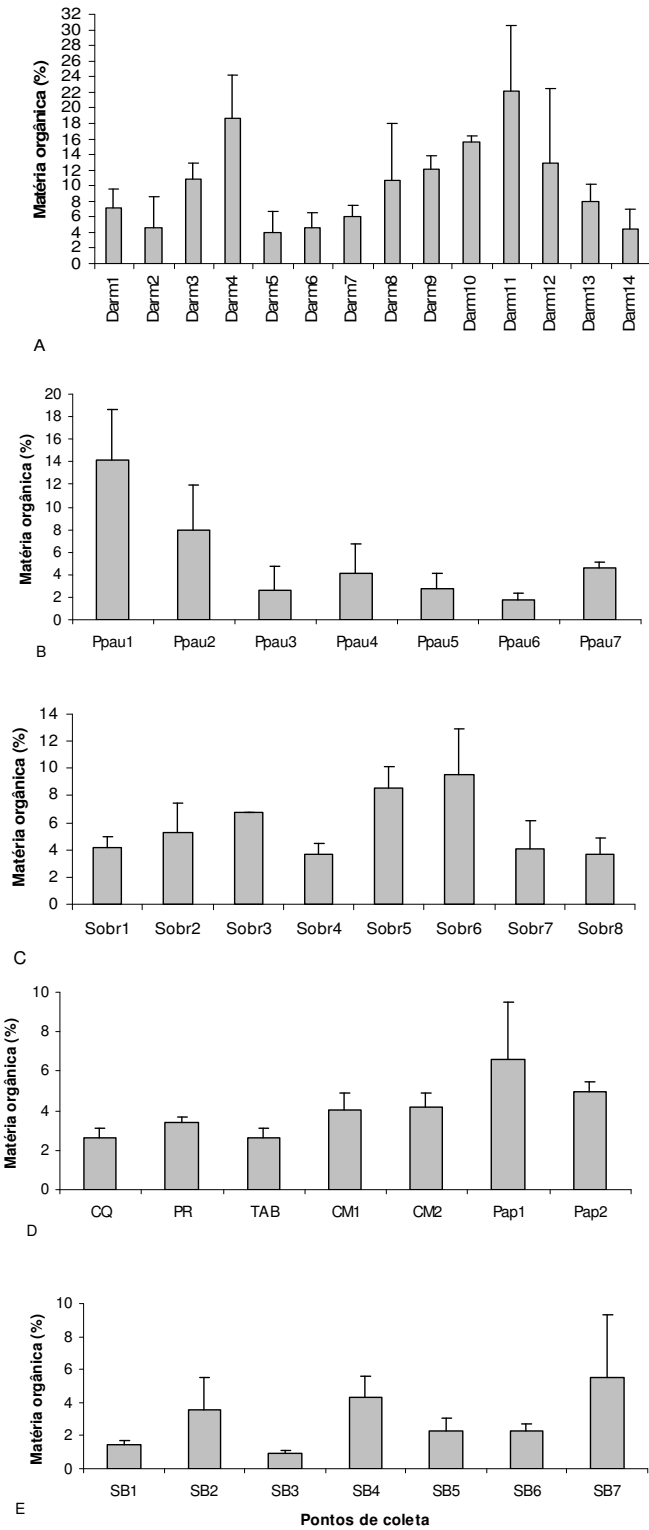


Figura 6 – Variação espacial média e desvio padrão do conteúdo de matéria orgânica (%) no sedimento dos pontos Darm1 a 14, localizados na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas, no período seca/05 (n=3).

O método utilizado para digestão das amostras de sedimento mostrou-se extremamente eficiente. O padrão 2710 Montana Soil (NIST) de concentração certificada de 1.100mg de P/kg de solo, após o processo de digestão registrou uma concentração de 1.116,4mg/kg. O limite de detecção do método colorimétrico para o fósforo foi de 21,03 e 1161,98 mg/kg.

A concentração de nitrogênio total no sedimento foi maior na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, variando entre 929,8mg/kg no ponto Darm 14 a 3.787,4mg/kg no ponto Darm11. A concentração de nitrogênio total também aumentou em resposta a impacto, aumentando nos pontos submetidos a maior pressão antrópica, principalmente fontes difusas de poluição (Figura 7).

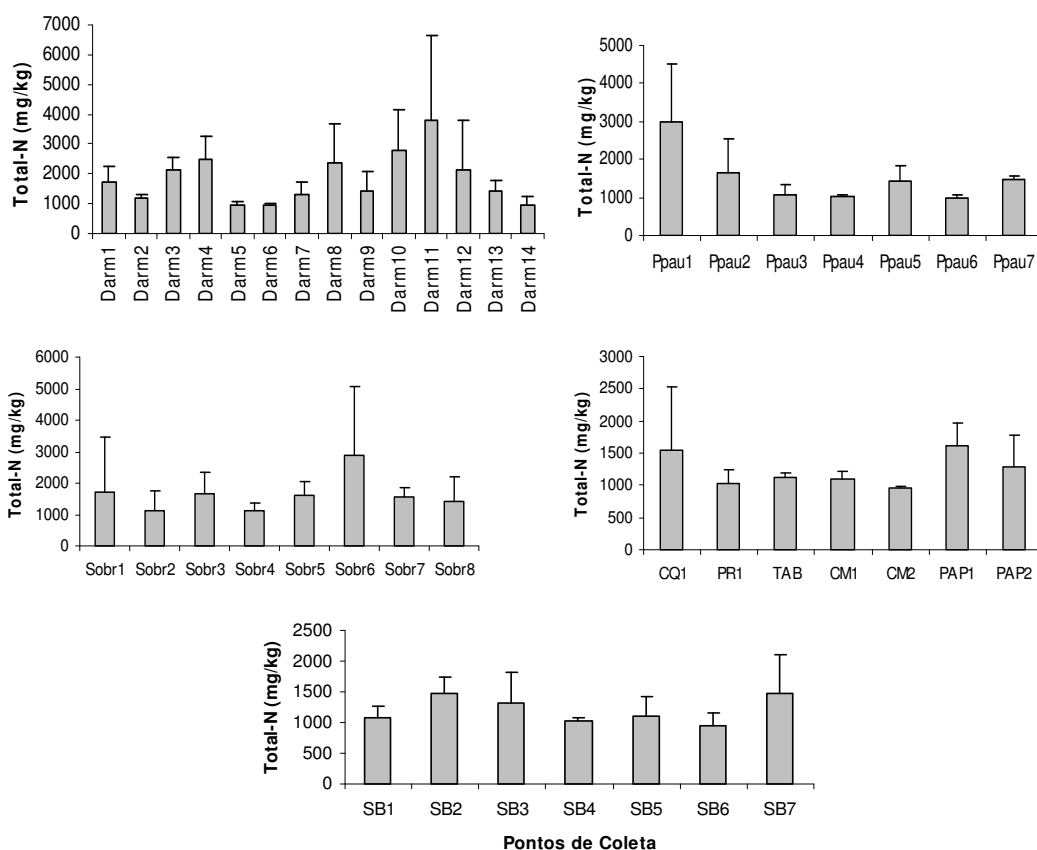


Figura 7 - Concentração média e desvio padrão de nitrogênio total contido no sedimento entre os pontos de coleta nas sub-bacias do ribeirão Mestre D'Armas (A), ribeirão Sobradinho (B), Pipiripau (C), tributários diretos (D) como os córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap1 e 2) e rio Paranoá (PR1) além do rio São Bartolomeu (E).

No ribeirão Pipiripau, localizado em área predominantemente agrícola, a concentração de nitrogênio foi maior no ponto Ppau1, com maior percentual de matéria orgânica, chegando próximo ao valor de 3.000,0mg/kg. O ponto Ppau6 registrou a menor concentração de nitrogênio total, equivalente a 984,3mg/kg.

Valores altos de nitrogênio total no sedimento também foram verificados nos pontos do ribeirão Sobradinho com maior aporte de matéria orgânica e forte pressão antrópica, principalmente nos pontos Sobr5 e 6 (Figura 7).

Ao longo do rio São Bartolomeu e nos pontos localizados em seus tributários diretos como os córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap 1 e 2) e rio Paranoá (PR1), a concentração de nitrogênio total foi inferior a 1.500,0mg/kg.

Os pontos nos córregos Quinze (CQ1) e Papuda (Pap1 e 2) apresentaram um leve aumento na concentração de nitrogênio total, provavelmente resultante da forte pressão antrópica a que estão submetidos. Esses pontos estão localizados, respectivamente, em área urbana a jusante de uma granja e a jusante do descarte do efluente de esgoto tratado da cidade de São Sebastião. Mesmo não apresentando grande percentual de matéria orgânica, esses pontos armazenaram grande quantidade de nitrogênio total, indicando que nestes dois córregos a principal fonte de nitrogênio é de origem alóctone devido à influência antrópica.

Quanto ao rio São Bartolomeu, verificou-se um leve aumento na concentração de nitrogênio total do sedimento nos pontos SB2 e SB7, ambos enriquecidos devido a fontes pontuais de poluição. O primeiro, receptor dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade do Vale do Amanhecer; e o segundo, localizado a jusante do córrego Papuda, receptor do efluente de esgoto de São Sebastião (Figura 7).

A concentração de fósforo total apresentou comportamento semelhante ao da concentração de nitrogênio total, aumentando nas áreas de maior pressão antrópica, mas com valores brutos inferiores aos obtidos para o nitrogênio.

A sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas é a mais enriquecida por fósforo, variando entre 471,4mg/kg no ponto Darm1 a 1.324,5mg/kg no ponto Darm10, este último localizado no centro da cidade de Planaltina. Os pontos Darm11 e 12, respectivamente com 997,9 e 1.057,3mg/kg também apresentaram valores elevados de fósforo total (Figura 8).

No ribeirão Pipuripau, o ponto Ppaul é o mais enriquecido por fósforo. No ribeirão Sobradinho, o ponto Sobr5, que recebe o efluente de esgoto tratado, é o que apresenta maior concentração de fósforo (Figura 8).

No rio São Bartolomeu e no córrego da Papuda a amplitude da variação da quantidade de fósforo retida no sedimento entre os pontos mais enriquecidos, de maior pressão antrópica, em relação aos demais, foi menor. No rio São Bartolomeu um leve aumento na concentração de fósforo total no sedimento foi verificado no ponto SB7 com 777,4mg/kg, mantendo-se superior a 600mg/kg nos demais pontos, exceto no ponto SB3 com apenas 343,6mg/kg de fósforo total (Figura 8).

Em todos os pontos dos tributários diretos do rio São Bartolomeu a concentração de fósforo total também permaneceu acima dos 600mg/kg, atingindo seu maior valor no ponto Pap2, 828,3mg/kg. Apenas o córrego Quinze (CQ1) apresentou concentração inferior aos demais, igual a 506,2mg/kg (Figura 8).

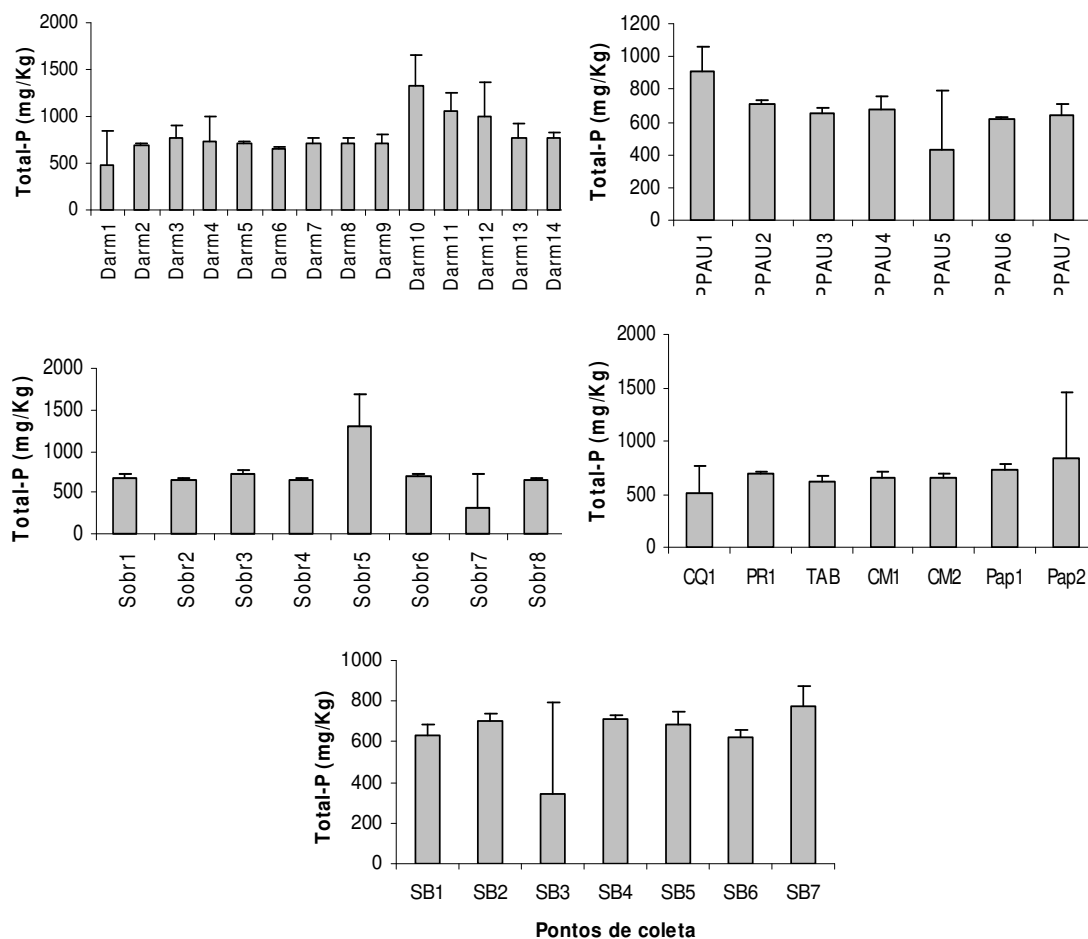


Figura 8 – Variação média e desvio padrão da concentração de fósforo total contido no sedimento entre os pontos de coleta nas sub-bacias do ribeirão Mestre D'Armas (A), ribeirão Sobradinho (B), Pipiripau (C), tributários diretos (D) como os córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap1 e 2) e rio Paranoá (PR1) além do rio São Bartolomeu (E) no período de seca/05.

Todos os ambientes amostrados ao longo da bacia do rio São Bartolomeu, que engloba as sub-bacias dos ribeirões Mestre D'Armas, Sobradinho, Pipiripau, e os córregos Quinze, Papuda, Taboca, do Meio e rio Paranoá e São Bartolomeu, apresentaram alteração na concentração de nutrientes, nitrogênio e fósforo total, devido à pressão antrópica.

Na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas observou-se uma alta correlação positiva entre a concentração de nitrogênio e a de fósforo total (Pearson, $r = 0,62$). Altas correlações

foram apresentadas também entre as concentrações de fósforo e nitrogênio do sedimento com o teor de matéria orgânica (Tabela I).

Tabela I – Coeficiente de correlação de Pearson das médias das variáveis areia fina+silte, teor de matéria orgânica (M.O.), concentração de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) ao longo da sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas amostrados na seca/05.

Variáveis	Areia fina	M.O.	N total	P total
Areia fina	1,000			
M.O.	0,115	1,000		
N total	-0,033	0,928*	1,000	
P total	0,051	0,598	0,620	1,000

*p<0,01

Apesar dos pontos mais impactados apresentarem grande quantidade de matéria orgânica retida no sedimento (acima de 20%), as contribuições de origem natural de nitrogênio e fósforo são muito inferiores àquelas entradas de origem externa, como a descarga de efluentes de esgotos tratados ou as pressões antrópicas.

No entanto, na sub-bacia do ribeirão Pipiripau a correlação entre o percentual de matéria orgânica e a quantidade de areia fina foi mais significativa (Tabela II). O percentual de matéria orgânica também apresentou altas correlações positivas com as concentrações de nitrogênio e fósforo total. A concentração de nitrogênio total no ribeirão Pipiripau tende a aumentar junto com a concentração de fósforo, devido à alta correlação positiva apresentada entre essas duas variáveis.

Tabela II – Coeficiente de correlação de Pearson das médias das variáveis areia fina+silte, teor de matéria orgânica (M.O.), concentração de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) ao longo da sub-bacia do ribeirão Pipiripau amostrados na seca/05.

Variáveis	Areia fina	M.O.	N total	P total
Areia fina	1,000			
M.O.	0,507	1,000		
N total	0,654	0,952*	1,000	
P total	0,123	0,841**	0,699**	1,000

*p<0,01

**p<0,05

O ribeirão Pipiripau está localizado em área predominantemente agrícola, com cultivo de grãos e hortaliças, na qual há grande consumo de fertilizantes, que contribui para o aumento de nitrogênio e fósforo nos sistemas aquáticos. Conseqüentemente, o nitrogênio e o fósforo retidos no sedimento provavelmente se originam do acúmulo da matéria orgânica na porção mais fina de areia de origem alóctone, proveniente do uso do solo.

A matéria orgânica no ribeirão Sobradinho não teve correlação com o percentual de areia fina contida no sedimento. A pequena correlação entre a concentração de nutrientes (N-Total e P-Total) e a quantidade de areia fina indica que parte do nitrogênio e fósforo retidos no sedimento está presa aos pequenos grãos de areia. Todavia, uma porção maior desses nutrientes está mesmo retida na matéria orgânica (Tabela III).

Tabela III – Coeficiente de correlação de Pearson das médias das variáveis areia fina+silte, teor de matéria orgânica (M.O.), concentração de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) ao longo do ribeirão Sobradinho na seca/05.

Variáveis	Areia fina	M.O.	N total	P total
Areia fina	1,000			
M.O.	0,000	1,000		
N total	0,115	0,730*	1,000	
P total	0,307	0,599	0,095	1,000

*p<0,05

Nos córregos Quinze, do Meio, Taboca, Papuda e rio Paranoá as correlações entre as variáveis do sedimento analisadas foram inferiores a 50%. Correlações negativas foram estabelecidas entre o percentual de areia fina e os teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (Tabela IV). No entanto, as correlações positivas entre a quantidade de matéria orgânica e as concentrações de nitrogênio e fósforo indicam que esses nutrientes estão intimamente relacionados ao conteúdo de matéria orgânica.

Tabela IV – Coeficiente de correlação de Pearson das médias das variáveis areia fina+silte, teor de matéria orgânica (M.O.), concentração de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) ao longo dos córregos do Meio, Quinze, Taboca e Papuda e o rio Paranoá amostrados na seca/05

Variáveis	Areia fina	M.O.	N total	P total
Areia fina	1,000			
M.O.	0,079	1,000		
N total	-0,412	0,376	1,000	
P total	-0,227	0,697	-0,099	1,000

Resultado semelhante foi verificado no rio São Bartolomeu, que demonstrou correlações negativas entre a porcentagem de areia fina e as demais variáveis (Tabela V). Novamente a concentração de fósforo apresentou correlação positiva com o teor de matéria orgânica (Pearson, $r = 0,779$). Entretanto, o nitrogênio manteve uma baixa correlação (Pearson, $r = 0,399$), o que pode indicar que a principal fonte desse nutriente no sedimento é de origem externa.

Tabela V – Coeficiente de correlação de Pearson das médias das variáveis areia fina+silte, teor de matéria orgânica (M.O.), concentração de nitrogênio total (N total) e fósforo total (P total) ao longo da sub-bacia do rio São Bartolomeu amostrados na seca/05.

Variáveis	Areia fina	M.O.	N total	P total
Areia fina	1,000			
M.O.	-0,211	1,000		
N total	-0,474	0,399	1,000	
P total	-0,382	0,779*	0,058	1,000

*p<0,05

Particularmente, no rio São Bartolomeu a concentração de nitrogênio diminui com o acúmulo de matéria orgânica no sedimento, apresentando também correlação negativa com a concentração de fósforo.

4 – Discussão

O sedimento na bacia do rio São Bartolomeu é bastante heterogêneo, composto por areia muito grossa, areia grande, fina, muito fina e silte+argila. A quantidade de areia fina, considerando as classificações areia fina, muito fina, argila e silte, foi maior nos ribeirões Pípiripau e Sobradinho, deixando esse tipo de sedimento mais instável. Segundo Allan (1995), o fluxo da água em rios geralmente é turbulento, provocando o movimento das partículas do fundo, principalmente dos sedimentos mais finos formados primariamente por silte, argila e areia fina que entram em suspensão mesmo em ambientes de baixa velocidade e menor turbulência.

O uso da terra pode ser considerado um importante fator capaz de alterar a heterogeneidade do substrato e provocar uma maior entrada de sedimentos finos no fundo de rios, devido principalmente à retirada da vegetação marginal para o estabelecimento de centros urbanos ou de áreas agrícolas. Sponseller *et al.* (2001) verificaram, em estudo comparativo de áreas florestadas e não-florestadas, o aumento na quantidade de grãos mais finos nas áreas não-florestadas e em estreitos corredores de mata. Em toda a área de proteção ambiental do rio São Bartolomeu há uma forte pressão antrópica na vegetação localizada às margens do rio, devido ao crescimento urbano e principalmente das áreas destinadas à agricultura. Felizola (2005) observou fato semelhante na APA do rio São Bartolomeu e constatou acentuada redução da vegetação marginal a estreitos corredores de mata.

Neste estudo o teor de matéria orgânica contido no sedimento foi maior nas áreas submetidas a forte pressão antrópica, seja esta urbana, agrícola ou ainda pela entrada de nutrientes orgânicos provenientes de efluentes de esgoto doméstico. Lemly (1982) encontrou resultado semelhante, com o aumento no teor de matéria orgânica em sedimentos de

granulometria fina em pontos mais impactados, com forte sedimentação e entrada de nutrientes em ambientes lóticos.

Apenas no ribeirão Pipiripau, localizado em área essencialmente destinada a agricultura, a porcentagem de areia fina demonstrou alta correlação positiva com o teor de matéria orgânica retida no sedimento. A velocidade da corrente pode contribuir para a diminuição da capacidade de retenção de matéria orgânica em sedimentos de rios, carreando grande quantidade de matéria orgânica retida junto a essas partículas. De acordo com Allan (1995), a dinâmica da matéria orgânica no sedimento é alterada pelos períodos de crescimento da biota, onde há um aumento no consumo, e eventos hidrológicos, que transportam os sedimentos finos do sedimento, ou a combinação dos dois, podendo permanecer no sedimento durante décadas ou ser rapidamente exportada rio abaixo.

Em estudo no rio Catatumbo e seus principais tributários entre a Venezuela e a Colômbia, Rivas *et al.* (2000) constataram que a concentração de nitrogênio e fósforo aumentou em áreas submetidas a forte pressão antrópica. A maior entrada de fósforo nesse sistema ocorreu nos ambientes com aporte de esgoto. As concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento na bacia do rio São Bartolomeu também responderam aos diferentes usos do solo e às conseqüentes alterações da paisagem. Na bacia do ribeirão mestre D'Armas, a poluição difusa ampliou o problema de degradação causado pelas fontes pontuais de poluição. Os ciclos do nitrogênio e do fósforo no sedimento foram fortemente influenciados pelas atividades antrópicas, devido à grande contribuição de origem alóctone proveniente de lançamentos de esgoto, dos fertilizantes lançados em áreas agrícolas e da própria pressão das cidades que aumentou o aporte desses nutrientes no sedimento.

Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e os agrotóxicos. Esses produtos, quando aplicados sobre os campos cultivados, podem atingir os corpos d'água seja diretamente, pela água da chuva e pela água de irrigação, ou indiretamente, pela pulverização de agrotóxicos e pelo transporte atmosférico (Baptista *et al.*, 2003). Em estudo de ambientes com diferentes domínios quanto ao uso da terra, como áreas florestadas, agrícolas e urbanas, verificou-se o aumento na entrada de sedimento nos sistemas aquáticos nas áreas urbanas e agrícolas, provocando a elevação da concentração de nutrientes (como N e P), especialmente em áreas agrícolas (Lenat & Crawford, 1994).

Chambers *et al.* (2006) verificaram também que as perdas anuais de N e P de solos agrícolas foram positivamente relacionadas ao aumento de nutrientes em pequenos córregos, localizados nas proximidades das áreas destinadas a agricultura de grãos durante os quatro anos de estudo realizados.

Os resultados obtidos em avaliação de ambientes com diferentes níveis de preservação da vegetação marginal nos corpos d'água revelaram a importância da zona de mata ripária intacta para preservação dos ecossistemas aquáticos como um todo, e não de fragmentos como sugerem muitas legislações vigentes (Harding *et al.*, 1998).

Na bacia do rio São Bartolomeu, a destruição da vegetação ripária é um dos principais fatores que contribuem para a degradação da estrutura do habitat que, por sua vez, provoca alterações na qualidade da água e do sedimento.

5 – Conclusões

O sedimento nas sub-bacias estudadas no rio São Bartolomeu é bastante heterogêneo, mas com grande acúmulo de sedimento de granulometria fina. O ribeirão Pipiripau, localizado em área destinada à agricultura, apresentou maior percentual de areia fina, provavelmente de origem alóctone provocado pelo desflorestamento da área que aumenta as taxas de lixiviação do solo.

O teor de matéria orgânica no sedimento apresentou baixa correlação com o percentual de areia fina, indicando que esta matéria orgânica pode permanecer acumulada no sedimento com diferentes granulometrias. A sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas apresentou maior acúmulo de areias finas, mas com pouca correlação com o percentual de matéria orgânica. Ao contrário do ribeirão Pipiripau, onde foi estabelecida forte correlação entre o percentual de areia fina e o teor de matéria orgânica.

Nos ambientes submetidos a forte pressão antrópica, o teor de matéria orgânica no sedimento foi maior, indicando a forte influência humana no enriquecimento orgânico dos sistemas estudados, tanto nas áreas destinadas ao uso agrícola como nos centros urbano e, principalmente, nos pontos receptores de efluentes de esgoto tratado.

As concentrações de nitrogênio e fósforo apresentaram alta correlação com a quantidade de matéria orgânica, indicando a forte contribuição do acúmulo de matéria orgânica na concentração de nutrientes. A pressão antrópica também agiu negativamente na concentração de nutrientes no sedimento, provocando o enriquecimento de nitrogênio e fósforo.

Desse modo, o sedimento constitui um compartimento de reserva de matéria orgânica e nutrientes nos sistemas lóticos, que podem ser liberados para a água em condições de baixo teor de oxigênio, exportando nutrientes a longas distâncias das entradas de poluentes. Por isso, é de grande importância a avaliação do sedimento para análises de impacto ambiental

dos níveis de degradação dos ecossistemas aquáticos ou para o monitoramento desses ambientes.

Uma das medidas mais importantes e simples para minimizar esta situação é preservar a mata ciliar, que funciona como barreira natural dos ecossistemas aquáticos, diminuindo a entrada de material alóctone.

6 – Referências Bibliográficas

- Allan, J.D. 1995. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London. 388pp.
- Baptista D.F.; Buss, D.F. & Egler, M. 2003. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos, p.157-176. *In*: Peres, F & Moreira, J.C. (orgs.). **É veneno ou remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Fiocruz, Rio de Janeiro. 384pp.
- Chambers, P.A.; Meissner, R.; Wrona, F.J.; Rupp, H.; Guhr, H.; Seeger, J.; Culpa, J.M. & Brua, R.B. 2006. Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. **Hydrobiologia** 556: 399-416.
- Dean Jr, W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. **Journal of Sedimentology and Petrology** 44: 242-248.
- Esteves, F.A. 1988. **Fundamentos de limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro. 575pp.
- Felizola, E.R. 2005. **Avaliação do processo de fragmentação de áreas naturais de cerrado para proposição de um corredor ecológico no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 73pp.
- Fukuhara, H.; Torres, G.E.; Hino, K. & Barbosa, F.A.R. 1997. Release of inorganic nitrogen and phosphate from sediment of lake Carioca. *In*: Tundisi, J.G. & Saijo, Y. (eds.) **Limnological studies on the rio Doce valley lakes, Brazil**. Academia Brasileira de Ciência, São Paulo. 513pp.
- Harding, J.S.; Benfield, E.F.; Bolstad, P.V.; Helfman, G.S. & Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Ecology** 95: 14843-14847.
- Jones, B.F. & Bowser, C.J. 1978. The mineralogy and related chemistry of lake sediments. *In*: Lerman, A. (ed.) **Lakes: chemistry, geology, physics**. Springer, New York. 363pp.
- Lemly, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. **Hydrobiologia** 87: 229-245
- Lenat, D. & Crawford, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia** 294: 185-199.
- Margalef, R. 1991. **Ecología**. Omega, Barcelona. 951pp.
- Medina, H.L.; Marín, J.C.; Gutiérrez, E. & Moralez, J. 2003. Nitrogen mobility at the sediment-water interface of lake Maracaibo, Venezuela. **Water, Air and Soil Pollution** 145: 341-357.

- Murphy, J. & Riley, J. 1962. A modified single solution for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta** 27: 31-36.
- Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. 1999. **Ecology**. 4th ed. W.H. Freeman and Company, New York. 822pp.
- Rivas, Z.; Medina, H.L.; Gutiérrez, J. & Gutiérrez, E. 2000. Nitrogen and phosphorus levels in sediments from tropical Catatumbo River (Venezuela). **Water, Air, and Soil Pollution** 117: 27-37.
- Rodrigues Neto, R. & Madureira, L.A.S. 2000. Caracterização de biomarcadores no sedimento da lagoa do Peri, ilha de Santa Catarina, SC. **Acta Limnologica Brasiliensia** 12: 113-125.
- Saijo, Y.; Mitamura, O. & Barbosa, F.A.R. 1997. Chemical studies on sediments of four lakes. *In*: Tundisi, J.G. & Saijo, Y. (eds.). **Limnological studies on the rio Doce valley lakes, Brazil**. Academia Brasileira de Ciência, São Paulo. 513pp.
- Sponseller, R.A.; Benfield, E.F. & Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology** 46: 1409-1424.
- Suguio, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. Edgard Blücher, São Paulo. 317pp.
- Trayler, K. 2000. **Stream ecology**. Water & Rivers Commission, Australia. 20pp.
- Wetzel, R.G. 2001. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3rd ed. Academic Press, San Diego. 1006pp.
- Zar, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. 3rd ed. Prentice-Hall, New Jersey. 662pp.

Capítulo 4

Caracterização da Comunidade Bentônica

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos exerce um papel de grande importância na ciclagem de nutrientes, na decomposição da matéria orgânica, na aeração do sedimento e fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos.

Reice, S.R. & Wohlenberg, M., 1993.

1 – Introdução

Embora dependam da água para sua sobrevivência e para o desenvolvimento econômico, as sociedades humanas poluem e degradam este recurso. A diversificação dos usos múltiplos, o despejo de resíduos líquidos e sólidos em rios, lagos e represas e a destruição das áreas alagadas e das matas de galeria têm produzido sistemática e contínua deterioração com perdas elevadas em quantidade e qualidade da água (Tundisi, 2005). As variações no uso da terra têm agravado este impacto nos ecossistemas naturais. Cerca de 50% da terra no mundo têm sido irreversivelmente transformada através das mudanças na cobertura da paisagem ou degrada pela atividade humana (Ayenzu *et al.*, 1999).

As principais causas da perda da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros estão relacionadas à poluição, eutrofização, assoreamento, construção de barragens e controle de cheias, pesca e introdução de espécies (Agostinho *et al.*, 2005). O descarte de efluente de esgoto doméstico ou industrial tem sido o principal fator poluente dos ecossistemas aquáticos em áreas urbanas que alteram a estrutura da comunidade bentônica (Spänhoff *et al.*, 2007; Henriques-de-Oliveira *et al.*, 2007; Couceiro *et al.*, 2006; Couceiro *et al.* (no prelo); Nedean *et al.*, 2002; Morley & Karr, 2002).

A comunidade bentônica presente nos sistemas lóticos é fortemente afetada pela alteração na qualidade do habitat, como perda da vegetação marginal, diminuição da heterogeneidade do habitat, disponibilidade de alimento e alteração da qualidade química e física da água (Hawkes, 1964; Lemly, 1982; Allan & Flecker, 1993; Lenat & Crawford, 1994; Galdean *et al.*, 2000; Harding *et al.*, 2001). Em geral, essas variações provocam alterações na composição, abundância e riqueza da fauna bentônica, refletindo prejuízos no funcionamento de todo o ecossistema aquático (Reice & Wohlenberg, 1993).

O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia na resposta dos organismos em relação ao meio onde vivem. Como os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota reage a estes estímulos principalmente aos de origem antrópica. Os bioindicadores são, portanto espécies selecionadas por sua sensibilidade ou tolerância a vários tipos de poluentes (Buss *et al.*, 2003).

Insetos aquáticos e outros invertebrados bentônicos são organismos amplamente usados no biomonitoramento do impacto antrópico de ecossistema de água doce, uma vez que proporcionam vantagens em relação aos demais organismos, incluindo (a) sua ocorrência ubíqua; (b) sua alta riqueza de espécies, a qual oferece um espectro de respostas ambientais; (c) sua natureza sedentária básica, que facilita uma análise espacial dos efeitos dos poluentes; (d) a propensão de certas espécies para entrar na coluna d'água (ex.: deriva), que podem

indicar a presença de um poluente; (e) o ciclo de vida longo de algumas espécies, que podem ser usados para traçar efeitos dos poluentes por longos períodos; entre outras (Bonada *et al.*, 2006).

Macroinvertebrados e grupos funcionais de alimentação são comumente adotados como indicadores indiretos do funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais (Vannote *et al.*, 1980). De fato, os macroinvertebrados são envolvidos em inúmeros processos em nível de ecossistema, que formam a estrutura funcional da comunidade bentônica (Lecerf *et al.*, 2006).

Os objetivos desse trabalho são: (i) identificar os principais táxons que compõem a comunidade bentônica na bacia do rio São Bartolomeu, até o menor nível taxonômico possível e (ii) verificar o comportamento da fauna bentônica em ambientes submetidos a diferentes pressões antrópicas (iii) identificar os principais grupos funcionais de alimentação presente em áreas submetidas a diferentes níveis de degradação.

2 – Material e Métodos

2.1 – Análise de Dados

As amostras biológicas foram obtidas com a utilização de um “Puçá” (rede em forma de D, com malha de 300µm) por arraste (cerca de 1,5m) em sedimentos arenosos ou Suber para substratos formados por grandes cascalhos (com malha de 300µm). Em cada ponto foram obtidas três amostras do material biológico nos meses de dezembro/04 e maio, agosto e setembro/05. No campo, estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e etiquetadas de acordo com as respectivas estações de coleta. No laboratório, as amostras foram lavadas com água corrente e preservadas em álcool a 70% e identificadas até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de chaves de identificação: Pes (1991), Merritt & Cummins (1996); Carvalho & Calil (2000), Epler (2001) Manzo & Archangelsky (2001), Hamada & Couceiro (2003), Passos & Felix (2004), Olifiers *et al.* (2004), Manzo (2005), Ribeiro (2005), Pes *et al.* (2005), Benetti *et al.* (2006), Dias *et al.* (2006), Passos *et al.* (2007) e Pereira *et al.* (2007).

Os grupos tróficos de alimentação da comunidade de invertebrados bentônicos foram definidos de acordo com Merritt & Cummins (1996) e adaptação para comunidade de mata Atlântica no Brasil (Cummins *et al.*, 2005), especificamente as larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) foram definidas segundo Henriques-Oliveira *et al.* (2003).

Análise de agrupamento foi realizada para verificação da similaridade da comunidade biológica entre os pontos amostrados em cada sub-bacia submetida a diferentes tipos e

intensidades de degradação do meio. Esta análise foi obtida com o uso do método do vizinho mais próximo, calculado a partir da distância de Bray-Curtis. Foram utilizados dados de abundância e riqueza da comunidade bentônica no período de seca. A distância de Bray-Curtis foi preferida à euclidiana, pois esta última, segundo Valentin (2000), deve ser evitada em comparações de amostras em termos de abundância, principalmente quando ocorrer um grande número de duplas-ausências. Por sua vez, a distância de Bray-Curtis é fortemente influenciada pelas espécies dominantes.

3 – Resultados

Foram coletados 9401 indivíduos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos distribuídos nas bacias do ribeirão Mestre D’Armas (936 ind.), Pípiripau (203 ind.), Sobradinho (7545 ind.) no rio São Bartolomeu (105 ind.) e em seus tributários diretos (708 ind.) no período inicial das chuvas (dezembro/04) e na seca (maio, agosto e setembro/05).

Os organismos encontrados estão distribuídos em cinco grandes grupos: Insecta, Crustacea, Mollusca, Annelida e Vermes. A classe Insecta foi a mais abundante nas sub-bacias dos ribeirões Mestre d’Armas, Pípiripau, Sobradinho e Tributários (Figura 1)

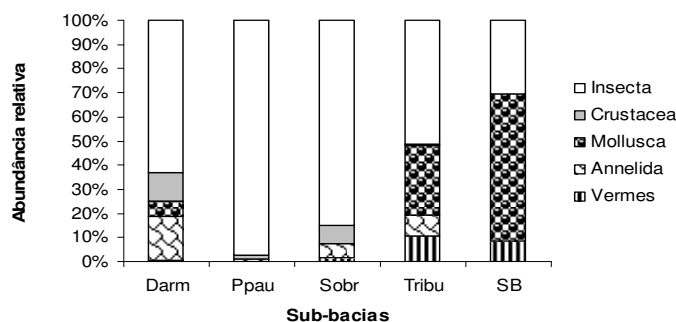


Figura 1 – Abundância relativa da comunidade bentônica distribuída em cinco grandes grupos (Insecta, Crustacea, Mollusca, Annelida e Vermes-planária e nematoda) nas sub-bacias dos ribeirões Mestre D’Armas (Darm), Pípiripau (Ppau), Sobradinho (Sobr), Tributários (Tribu) e São Bartolomeu (SB) entre os meses de dezembro/04 e maio, agosto e setembro/05.

Em todos os pontos coletados foram identificados 129 táxons durante o período de amostragem (dezembro/04, maio, agosto e setembro/05), sendo 87 táxons encontrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas, 45 no ribeirão Pípiripau, 45 táxons no ribeirão Sobradinho, 54 nos tributários diretos e apenas 22 táxons no rio São Bartolomeu. O maior número de táxons apresentado na bacia do ribeirão Mestre D’Armas é consequência do maior esforço amostral nesta sub-bacia, onde foram selecionados 14 pontos de coleta.

Na maioria das sub-bacias amostradas houve uma diminuição do número de táxons no período de chuva (dezembro/04). No auge do período de seca (agosto/05) foi registrado o maior número de táxons em todas sub-bacias, com exceção da bacia do rio São Bartolomeu (Figura 2).

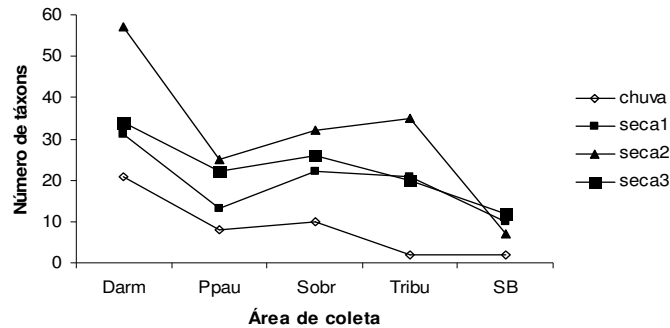


Figura 2 – Variação temporal do número de táxons encontrados nas sub-bacias dos ribeirões Mestre d’Armas(n=56), Pipirpau (n=28), Sobradinho (n=32), Tributários (n=24) e rio São Bartolomeu (n=25) entre os meses de dezembro/04 (chuva) e maio, agosto e setembro (respectivamente, seca1, 2 e 3).

Comportamento semelhante foi verificado para o número de indivíduos, que foi menor no período chuvoso em todas as sub-bacias (Figura 3). O ribeirão Sobradinho, submetido a forte pressão antrópica e receptor de efluente de esgoto tratado, apresentou maior abundância em todo período amostral, chegando a 4863 indivíduos, no último mês de amostragem (seca3), distribuídos em oito pontos de coleta.

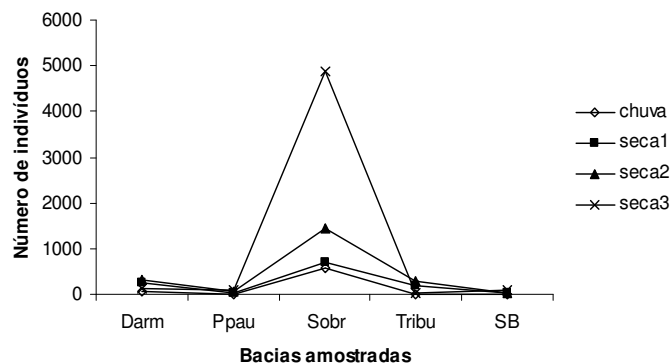


Figura 3 – Variação temporal do número de indivíduos encontrados nas sub-bacias dos ribeirões Mestre d’Armas(n=56), Pipirpau (n=28), Sobradinho (n=32), Tributários (n=24) e rio São Bartolomeu (n=25) entre os meses de dezembro/04 (chuva) e maio, agosto e setembro (respectivamente, seca1, 2 e 3).

Alguns táxons foram encontrados exclusivamente em determinada sub-bacia amostrada. Na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas, as larvas de inseto das ordens Plecoptera *Anacroneuria* (Perlidae), Ephemeroptera *Traverella* (Leptophlebiidae),

Leptohyphes (Leptohiphidae), o molusco bivalve *Elliptio*, entre outros foram registrados apenas nesta sub-bacia (Tabela I – Anexo). Os maiores percentuais de táxons exclusivos foram encontrados nas sub-bacias dos ribeirões Mestre D’Armas e Tributários com 29% do total de táxons identificados em cada ambiente amostrado (Figura 4).

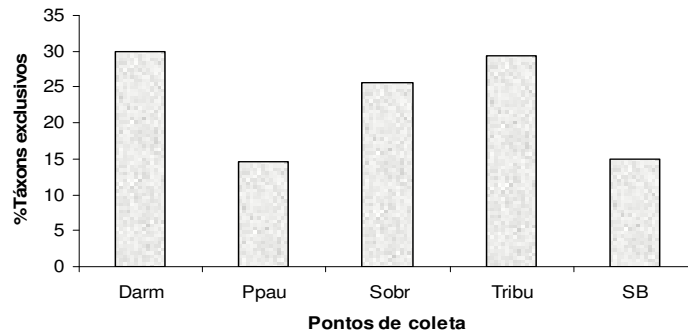


Figura 4 – Percentual de táxons exclusivos em cada sub-bacia amostrada na bacia do rio São Bartolomeu: Mestre D’Armas (Darm), Pipiripau (Ppau), Sobradinho (Sobr), Tributários (Tribu) e no rio São Bartolomeu em todo período de estudo (dezembro/04, maio, agosto e setembro/05).

Em todas as áreas estudadas o grupo funcional de alimentação do tipo coletor apresentou maior riqueza taxonômica, seguido pelos predadores. Nos tributários diretos houve um aumento na riqueza de organismos filtradores (Figura 5).

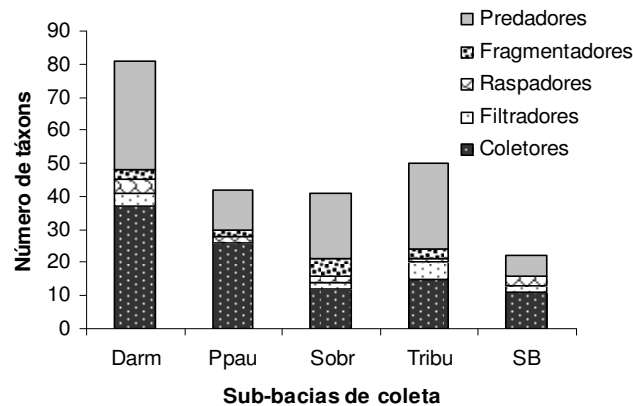


Figura 5 – Variação do número de táxons presentes em cada grupo funcional de alimentação entre as sub-bacias amostradas nos ribeirões Mestre D’Armas (Darm1-14), Pipiripau (Ppau1-7), Sobradinho (Sobr1-8), nos principais tributários diretos (Tribu) e no rio São Bartolomeu (SB1-7), no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

3.1 – Sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas

No ribeirão Mestre D’Armas foram identificados apenas 25 táxons no período de chuva, enquanto que na seca o número de táxons chegou a 84. Os moluscos da classe Bivalve

Corbicula fluminea (Müller, 1774) e *Pisidium* sp juntamente com o coleóptero adulto da família Girinidae foram exclusivos do mês de dezembro/04 (chuva) (Tabela II-Anexo).

Os quironomídeos representaram 20,24% do número total de táxons, seguido pelos coleópteros (17,86%), com forte contribuição da família Elmidae, e, finalmente as larvas de Odonata que somaram 15,48% do total de táxons identificados no período de seca. As ordens de insetos Ephemeroptera, Trichoptera, Lepidoptera e Hemiptera contribuíram com menos de 10%, na ordem Plecoptera apenas um táxon foi identificado.

No período de chuva houve um aumento na riqueza de moluscos, representando 16% do total de táxons identificados deste período. No entanto, quironomídeos e coleópteros continuaram como táxons dominantes, acumulando, cada um, 20% do total. As larvas de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera foram eliminadas do sistema no período de chuva no ribeirão Mestre D'Armas.

O número de indivíduos distribuídos entre os pontos amostrados também foi menor no período de chuva, mostrando o forte impacto que o período inicial das chuvas causa na fauna de macroinvertebrados bentônicos (Figura 6). As chuvas no Distrito Federal são muito fortes, elevando rapidamente o volume dos córregos, o que provoca o aumento na velocidade da corrente, arrastando muitos organismos.

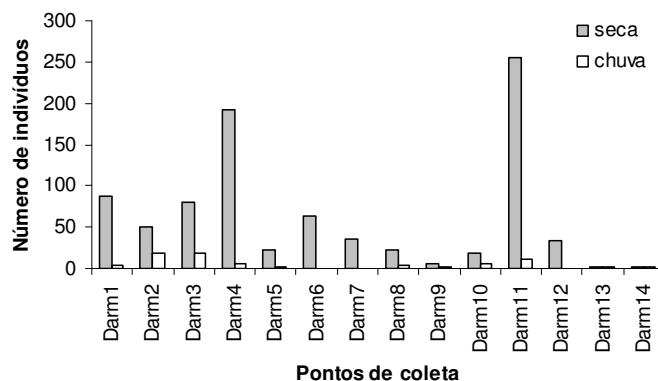


Figura 6 – Variação espacial e temporal do número de indivíduos entre os pontos de coleta na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas (Darm1-14) nos meses de dezembro/04 (chuva) e maio, agosto e setembro/05 (seca).

Devido às diferenças sazonais na abundância e no número de táxons encontrados ao longo dos ambientes amostrados, os dados de estrutura da comunidade bentônica dos períodos de chuva e seca serão tratados separadamente para melhor visualização da variabilidade espacial e dos impactos antrópicos de cada local.

Assim, no período de seca é possível verificar um aumento na abundância dos organismos bentônicos nos pontos Darm4 (192 ind.) e Darm11 (255 ind.), ambos localizados

na cidade de Planaltina. Mas no ponto Darm 12, receptor de efluente de esgoto tratado, e, portanto, rico em nutrientes, o número de indivíduos foi muito pequeno, com apenas 34 ind. em todo o período de seca (Figura 6).

Os Ostracoda (Crustacea) foram os organismos mais abundantes da fauna bentônica no ponto Darm4 com uma população de 108 ind., representando 56,25% de toda a fauna, seguido pelo coleóptero *Phanocerus* (Elmidae) com 32,29 %. Ao contrário do comportamento exibido pela abundância, a riqueza de táxons diminuiu fortemente neste ponto (Figura 7), mostrando um ambiente fortemente pressionado pela influência antrópica.

No entanto, os organismos coletados no ponto Darm 11 foram distribuídos em 33 táxons, sendo os anelídeos oligoquetas o grupo dominante com 132 indivíduos, representando 51,76% da fauna local. Seguido pelos coleópteros que representaram 20,78%, dos quais o gênero *Neoelmis* foi o mais abundante (71,70%). Neste ponto foi registrada a maior abundância e riqueza de Trichoptera desta sub-bacia, com 21 indivíduos distribuídos em 10 táxons. De acordo com a estrutura da comunidade bentônica neste ponto, não se pode dizer que ele está poluído, mas levemente perturbado (Tabela II-Anexo).

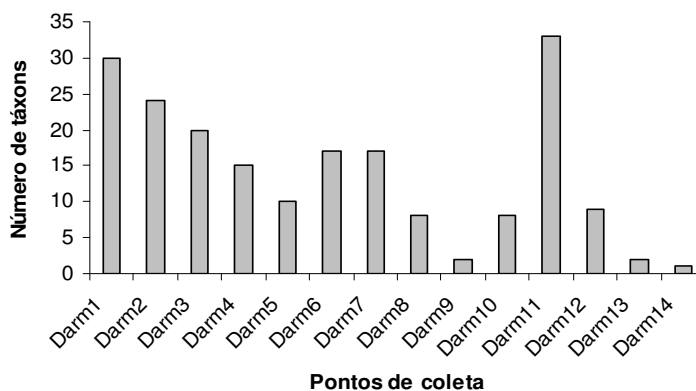


Figura 7 – Variação do número total de táxons identificados nos pontos Darm1 ao 14 na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas no período de seca (maio, agosto e setembro/5).

Os pontos Darm1, 2 e 3 localizados na Estação Ecológica de Águas Emendadas e o ponto Darm6 com mata ciliar bem preservada, apresentaram as maiores riquezas e foram o segundo em número de indivíduos. Neste caso, podem ser considerados os ambientes de menor impacto e, portanto boas áreas de referência para esta sub-bacia.

A comunidade nestes pontos foi composta por Trichoptera, Ephemeroptera e Plecoptera que apresentaram juntas 12,64% da fauna, enquanto os quironomídeos representaram pouco mais da metade (50,57%) no ponto Darm1 (Tabela III-Anexo).

Nos demais pontos houve uma diminuição no número de indivíduos de Trichoptera, Ephemeroptera e Plecoptera. Estes organismos são sensíveis a pequenos níveis de poluição e as larvas de plecópteros foram as mais afetadas na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, encontradas somente no ponto Darm1 com apenas dois indivíduos.

As ordens Hemiptera e Lepidoptera também apresentaram forte resposta negativa à pressão antrópica, com baixa riqueza e abundância. Basicamente a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi composta, na sua maioria, de espécies raras e poucas espécies dominantes.

Os pontos Darm 9, 13 e 14 totalizaram respectivamente 6, 1 e 2 indivíduos no período de seca. Os pontos Darm 9 e 14 estão submetidos a forte pressão urbana, seja pelo impacto das cidades (ponto Darm 9) ou pelo descarte de esgoto tratado (Darm14). Porém, o ponto Darm 13, localizado em área rural, demonstrou uma boa qualidade da água de acordo com os parâmetros avaliados no capítulo 3. Tal situação indica uma forte contaminação alóctone que não foi detectada pela análise física e química da água e que praticamente eliminou a fauna bentônica neste período. Localizados em área urbana ou rural, estes pontos estão submetidos ao limite máximo de pressão antrópica, inviabilizando a vida nos ecossistemas aquáticos.

A fragmentação da mata ciliar e as pressões antrópicas nesta sub-bacia provocaram a diminuição da riqueza e da abundância da fauna bentônica. A estrutura trófica também sofreu fortes alterações, ficando reduzida apenas à presença de organismos com hábitos alimentares do tipo predador e coletor (Figura 8).

Os pontos Darm1, 2 e 6 estão localizados próximos a áreas de nascentes e apresentaram pequena contribuição de organismos fragmentadores (menor que 5%), com forte dominância de organismos predadores e coletores. O ponto 12 apresentou o maior percentual de organismos raspadores, constituídos principalmente por moluscos (Figura 8).

Os pontos Darm 13 e 14 apresentaram apenas um táxon com hábito predador, respectivamente, o Megaloptera *Corydalus* (Corydalidae) e larvas de Odonata da família Gomphidae, mostrando acentuada redução dos grupos tróficos.

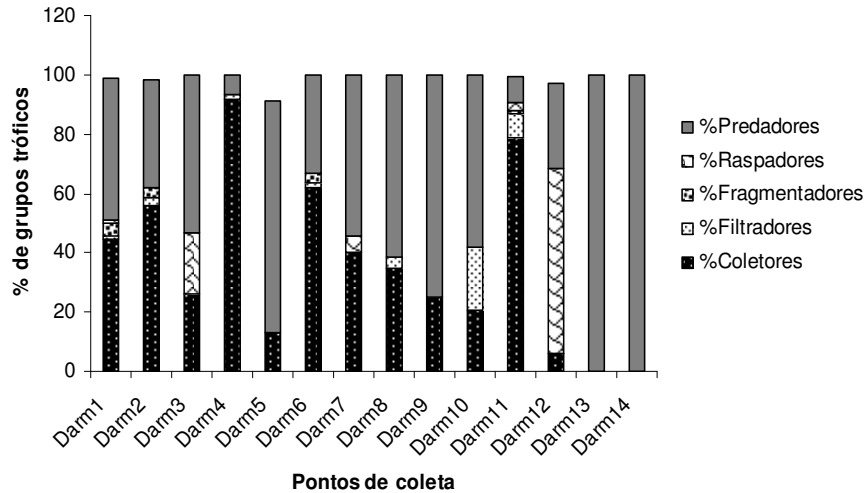


Figura 8 – Distribuição dos grupos funcionais por ponto de amostragem na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

Para avaliarmos a similaridade entre os pontos quanto à composição da comunidade e a abundância da fauna bentônica foi realizada uma análise de agrupamento através do método do vizinho mais próximo calculado pela distância de Bray-Curtis. A soma do número de indivíduos de todo o período de seca em cada ponto amostrado na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas foi usada para esta análise.

A análise de agrupamento representou os diversos níveis de influência antrópica separando grupos com baixo, médio e alto impacto. Os pontos Darm1 e 3 apresentaram semelhança na composição e no número de indivíduos formando um grupo. Este, por sua vez, apresenta semelhança com os pontos Darm6, 7 e 2, indicando que estes ambientes são similares entre si.

Os pontos Darm4 e 11, ambos submetidos à influência antrópica moderada, também apresentaram semelhança entre si, aumentando o número total de indivíduos e a quantidade de larvas de coleópteros (Figura 9). Os pontos Darm9, 13 e 14, submetidos a forte pressão antrópica, formaram um outro grupo, onde foram registrados os menores valores na abundância dos organismos (Figura 9).

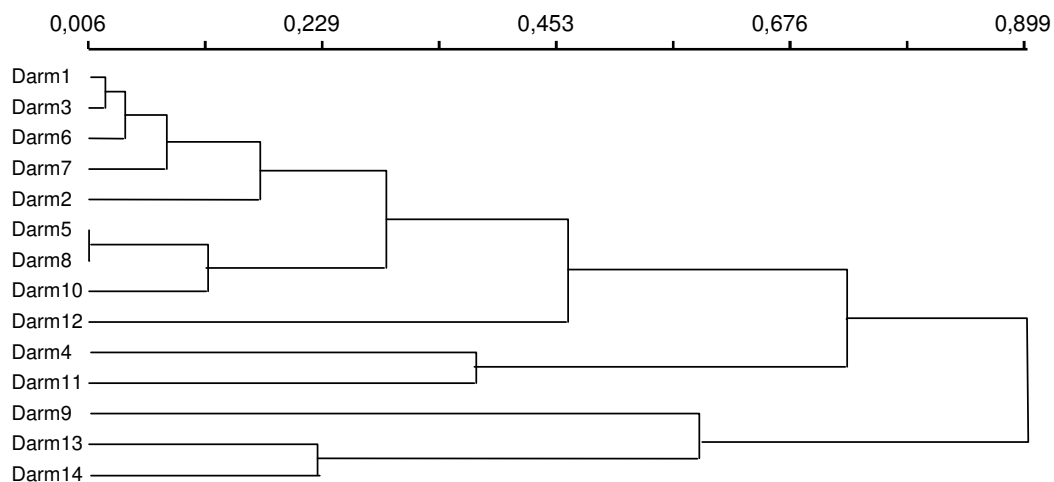


Figura 9 – Dendrograma da análise de agrupamento dos pontos amostrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D’Armas a partir do somatório do número de indivíduos registrados para o período de seca (maio, agosto e setembro) dos diferentes táxons que compõem a comunidade bentônica neste sistema, através do método de ordenação do vizinho mais próximo e o índice de distância de Bray Curtis.

3.2 – Sub-bacia do ribeirão Pipiripau

Nos sete pontos coletados na sub-bacia do ribeirão Pipiripau (Ppau1-7) foram registrados apenas 13 indivíduos distribuídos em oito táxons no período de chuva (dezembro/04), e 190 indivíduos em 48 táxons no período de seca. Os pontos Ppau3 e 6 apresentaram maior quantidade de indivíduos no período de seca, respectivamente 76 e 81 indivíduos (Figura 10).

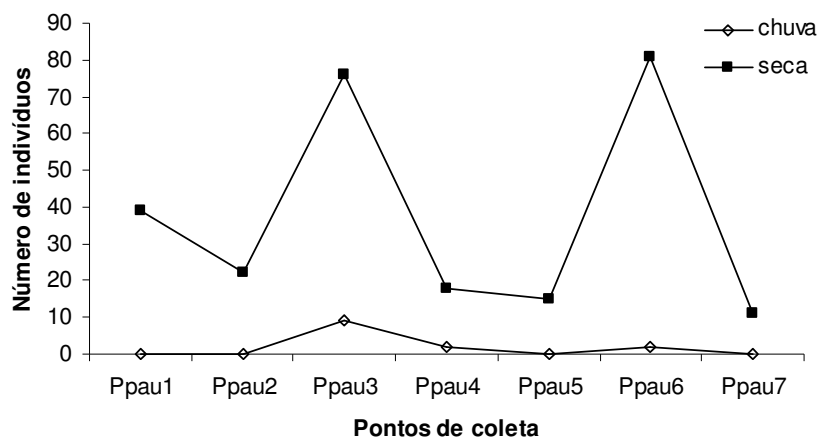


Figura 10 – Variação do número de indivíduos nos pontos de coleta no ribeirão Pipiripau nos períodos de chuva (dezembro/04) e seca (maio, agosto e setembro/05).

O número de táxons também sofreu o impacto causado pela ação do período inicial das chuvas com o decréscimo de sua riqueza neste período (Figura 11). O ponto Ppau3 registrou a maior riqueza de táxons (23), seguido pelo Ppau6 com 12 táxons.

Mas somente dois táxons foram encontrados exclusivamente no período de chuva: a larva de Odonata do gênero *Libellula* (Libellulidae) e o quironomídeo *Dicrotendipes* (Diptera: Chironominae). O restante dos táxons registrados para este período também foram encontrados no período de seca (Tabela IV-Anexo).

A comunidade no período de chuva foi constituída por espécies raras, com apenas um indivíduo por táxon, com exceção do quironomídeo *Dicrotendipes*, com cinco indivíduos. No geral, a comunidade foi representada por oligoquetas e larvas de inseto das ordens Ephemeroptera, Odonata e Diptera.

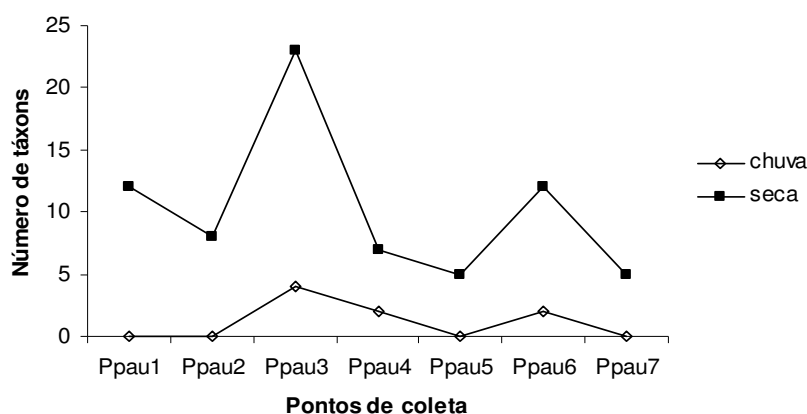


Figura 11 – Variação do número de táxons por ponto de coleta no ribeirão Pipiripau nos períodos de chuva (dezembro/04) e seca (maio, agosto e setembro/05).

No período de seca a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi composta principalmente por larvas de Odonata representando 11,11% dos táxons identificados, seguido por Coleoptera (22,22%) e pelos Diptera que somaram 46,67% dos táxons. A família Chironomidae foi a mais representativa, responsável por 61,91% dos táxons de dípteros identificados no ribeirão Pipiripau.

Deste modo, a família Chironomidae foi a mais abundante na maioria dos pontos no ribeirão Pipiripau e dominante nos pontos Ppau5 e 6 (Figura 12). A porcentagem de Trichoptera foi maior no ponto Ppau2, mas apenas os pontos Ppau3 e 4 registraram a presença de larvas de inseto desta ordem. A ordem Odonata foi mais abundante nos pontos Ppau1 e 4.

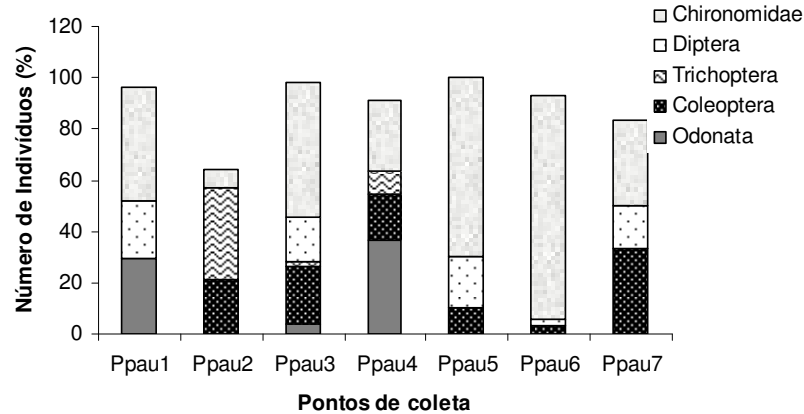


Figura 12 – Porcentagem do somatório do número de indivíduos, no período de seca, nos principais táxons registrados nos diferentes pontos de coleta no ribeirão Pípiripau.

O camarão do gênero *Macrobrachium* foi registrado exclusivamente no ribeirão Pípiripau nos pontos 2 e 4, apresentando apenas um indivíduo em cada ponto (Tabela IV-Anexo). Nenhuma larva de Odonata foi registrada nos pontos 5, 6 e 7. Os quironomídeos dominaram a fauna bentônica no ponto 6.

Neste sistema a comunidade bentônica também foi constituída por espécies raras, táxons com baixa densidade, e dominada por quironomídeos de diversos gêneros, principalmente o gênero *Polypedilum* (Chironominae).

O ribeirão Pípiripau no Distrito Federal está localizado em área predominantemente agrícola. A baixa riqueza e abundância dos organismos bentônicos pode ser justificada pela forte pressão antrópica nos corpos d'água. A perda da vegetação marginal e o aumento da entrada de material alóctone carreado pela água usada nos processos de irrigação das lavouras de hortaliças e grãos cultivados na área são os principais agentes antropogênicos responsáveis pela degradação deste ambiente.

Esta pressão além de provocar a diminuição do número de indivíduos, causa uma redução nos grupos funcionais de alimentação formados apenas por predadores e coletores, na maioria dos pontos amostrados (Figura 13).

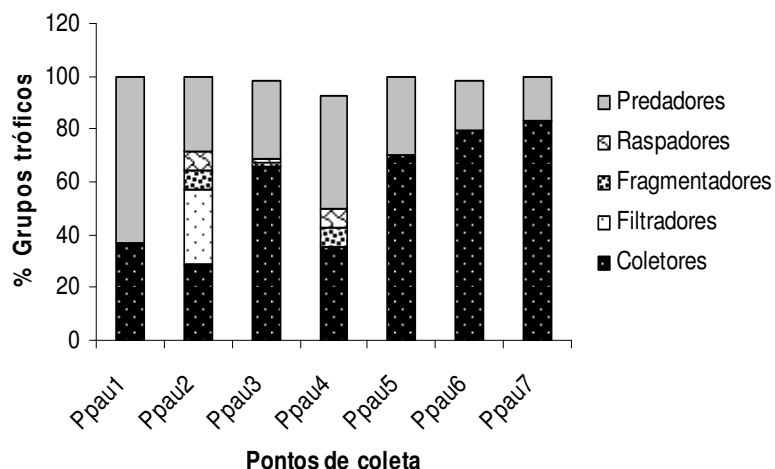


Figura 13 - Distribuição dos grupos funcionais de alimentação entre os pontos de coleta no ribeirão Pipiripau.

A análise de agrupamento pelo método do vizinho mais próximo por meio da distância de Bray-Curtis separou os pontos de coleta em três grupos. Se considerarmos a riqueza de táxons e a dominância da família Chironomidae, foram discriminados pontos onde a influência antrópica favoreceu o aumento do número de indivíduos e ambientes com diferente qualidade de água.

O grupo I, formado pelos pontos Ppau1, 3 e 6, apresentou número de táxons entre 12 e 23 e dominância de quironomídeos. O grupo II, formado pelos pontos Ppau4, 5 e 7, com menor riqueza (abaixo de 10 táxons), teve a comunidade constituída apenas por espécies raras, de pequena abundância e poucos quironomídeos. O ponto Ppau2 difere dos demais pela ausência de indivíduos da família Chironomidae e pela dominância de larvas de Trichoptera. Estas espécies são sensíveis a baixos níveis de poluição, o que indica uma melhoria na qualidade da água neste ponto (Figura 14).

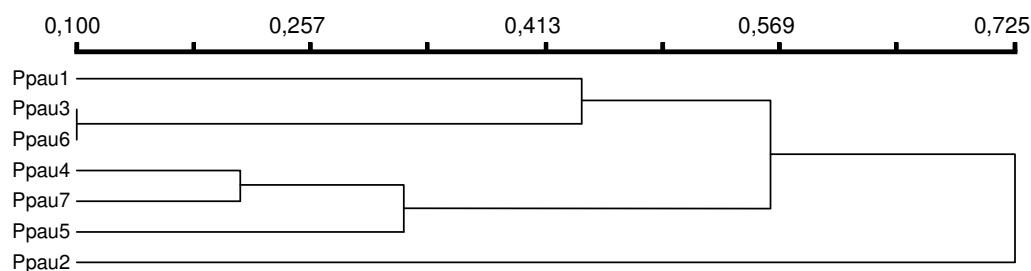


Figura 14 – Dendrograma da análise de agrupamento pelo método do vizinho mais próximo calculado através da distância de Bray-Curtis, baseado na composição, abundância e riqueza da comunidade bentônica presente no ribeirão Pipiripau no período de seca.

A abundância da família Chironomidae em cada ponto determinou uma subdivisão dentro dos grupos I e II, separando no primeiro grupo o ponto 1 com apenas 12 quironomídeos, dos pontos 3 e 6 onde foram registrados, respectivamente, 28 e 60 indivíduos. No segundo grupo, os pontos 4 e 7, com menor número de quironomídeos, foram separados do ponto 5 que apresentou sete indivíduos (Tabela IV-Anexo).

3.3 – Sub-bacia do ribeirão Sobradinho

No ribeirão Sobradinho foram identificados 7007 indivíduos distribuídos em 41 táxons no período de seca. Apenas 569 indivíduos foram encontrados e 12 táxons identificados no período de chuva, neste período a comunidade bentônica foi composta praticamente de crustáceos da classe Ostracoda, representando 93,32% de toda a fauna.

Na seca, a comunidade bentônica foi dominada pela família Chironomidae. A maioria dos indivíduos (86,83%) foi distribuída entre sete táxons de quironomídeos. O gênero *Chironomus* foi o mais abundante, com 68,79% dos indivíduos desta família. Os anelídeos das classes Oligochaeta e Hirudinea compõem o segundo grupo dominante, representando 6,48% da fauna. O restante dos grupos representa apenas 6,69% da comunidade, divididos entre Ephemeroptera, Trichoptera, Hemiptera, Coleoptera, Odonata e Mollusca.

O ponto Sobr1 apresentou o maior número de táxons, com forte redução no sentido nascente-foz, variando entre 25 táxons, no ponto 1, a 9 táxons, no ponto Sobr8 (Figura 15).

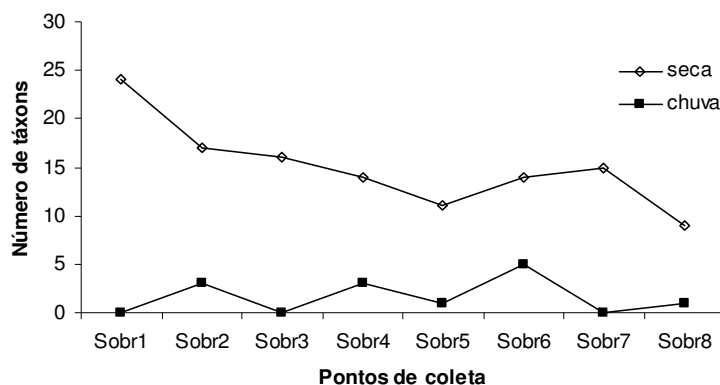


Figura 15 – Variação do número de táxons entre os pontos amostrados na sub-bacia do ribeirão Sobradinho no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

Na sub-bacia do ribeirão Sobradinho, o número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos foi superior no período de seca, com exceção do ponto Sobr4 (Figura 16). O período inicial das chuvas (dezembro/04) provocou grandes alterações na composição e

abundância dos organismos bentônicos, inviabilizando a colonização e sobrevivência de muitos táxons.

Organismos predadores de grande porte colonizaram o ribeirão Sobradinho no período de chuva, como as larvas de Odonata dos gêneros *Erythemis* e *Perythemis* (Libellulidae) e *Progomphus* (Gomphidae) e o adulto da ordem Hemiptera do gênero *Limnocoris* (Naucoridae), exclusivos deste período.

O ponto Sobr5 recebe grande aporte de esgoto tratado proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Sobradinho, alterando a composição, abundância e riqueza da fauna bêntica. Neste ponto a comunidade foi representada por poucas espécies dominantes e muitas espécies raras. O bentos neste ponto foi dominado por quironomídeos, apresentando o maior número de indivíduos (4752 ind.) entre todos os ambientes amostrados.

A comunidade bentônica no ponto Sobr1 foi dominada por larvas de Trichoptera e Odonata distribuídas em cinco táxons (Tabela V-Anexo), indicando que este ponto apresenta a melhor qualidade da água nesta sub-bacia.

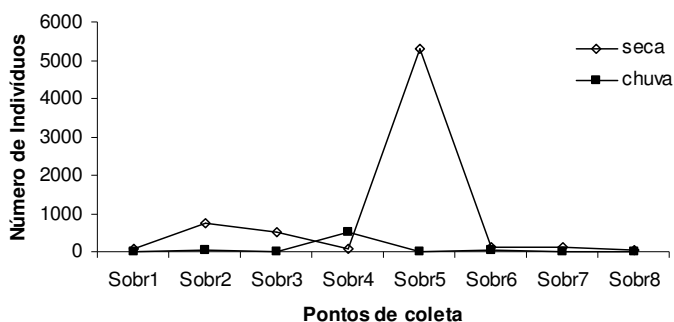


Figura 16 – Variação do número de indivíduos entre os pontos de coleta no ribeirão Sobradinho no período de seca.

Os grupos tróficos dominantes no ribeirão Sobradinho são aqueles constituídos por organismos com hábito coletor, pois são favorecidos pelo excesso de matéria orgânica depositada no fundo dos rios, e pelos predadores, principalmente nos pontos Sobr2, 3, 4 e 5 (Figura 17). Organismos com hábito raspador foram encontrados exclusivamente no ponto Sobr8, formado por indivíduos adultos de Elmidae. Organismos filtradores foram encontrados somente nos pontos Sobr1 e 8.

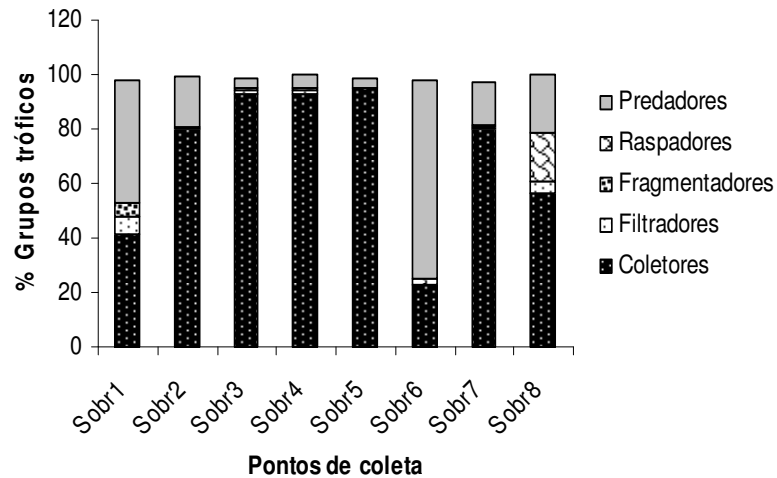


Figura 17 – Distribuição dos grupos tróficos por ponto de coleta ao longo do ribeirão Sobradinho no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

Através da análise de agrupamento pelo método do vizinho mais próximo calculado pela distância de Bray-curtis foi possível diferenciar ambientes quanto à intensidade dos impactos antrópicos na sub-bacia do ribeirão Sobradinho. A análise de agrupamento separou os pontos de coleta em cinco grupos. O primeiro composto pelos pontos Sobr1, 4 e 7, com baixa dominância de quironomídeos e grande número de Odonatas, caracterizando um ambiente de baixo impacto. O segundo grupo formado exclusivamente pelo ponto Sobr6, com dominância de Hemiptera e baixo número de larvas de quironomídeo apresentando similaridade com o grupo anterior (Figura 18).

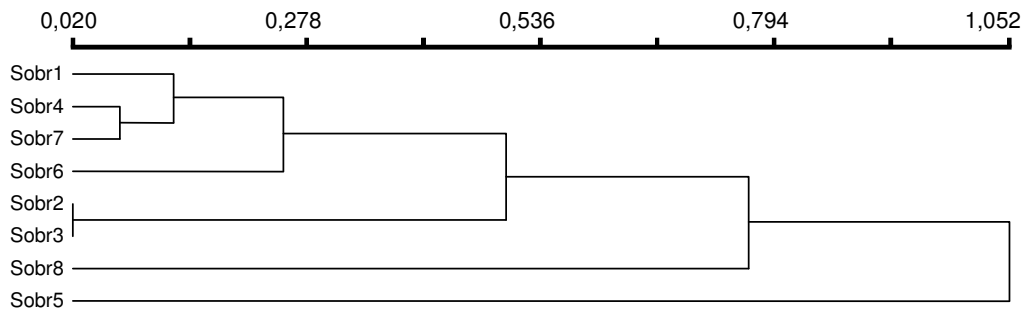


Figura 18 – Dendrograma da análise de agrupamento pelo método do vizinho mais próximo usando a distância de Bray-Curtis baseado no somatório dos dados de composição e abundância dos organismos da comunidade bentônica do ribeirão Sobradinho no período de seca.

Os outros grupos caracterizam ambientes de médio impacto. O terceiro agrupamento, formado pelos pontos Sobr2 e 3, apresenta um elevado número de larvas de quironomídeos.

Os pontos Sobr8 e 5 formam separadamente os grupos restantes, sendo os mais impactados da sub-bacia do ribeirão Sobradinho. O primeiro apresentando os menores valores de riqueza e abundância e o Sobr5 pelo predomínio de quironomídeos na composição da fauna, organismo extremamente favorecido pelo enriquecimento orgânico (Figura 18).

3.4 – Tributários de Primeira Ordem

Foram definidos sete pontos de coleta entre córregos de primeira ordem tributários do rio São Bartolomeu como os córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1 e 2), Papuda (Pap1 e 2) e rio Paranoá (PR1).

Os córregos Quinze, Taboca e Paranoá foram amostrados apenas no período de seca e no córrego Taboca a amostragem foi somente nos meses de agosto e setembro.

Nos pontos dos córregos do Meio (CM1-2) e Papuda (Pap1-2) apenas 9 indivíduos de *Physa cubensis* Pfeiffer 1839 (Molusca: Gastropoda: Physidae) foram registrados no período de chuva, exclusivamente no córrego Papuda. No córrego do Meio não foi encontrado nenhum organismo bentônico na chuva (dezembro/04).

Em todos os pontos amostrados foram identificados 524 indivíduos distribuídos em 53 táxons, com muitos organismos raros e alguns dominantes. A riqueza de táxons foi maior nos pontos localizados no córrego da Papuda (Pap1 e 2), submetidos a forte pressão antrópica, e no córrego Taboca, situado em área rural destinada a pecuária intensiva e ao turismo rural (Figura 19).

O rio Paranoá apresentou o menor número de táxons, o gastrópodo *Melanoides tuberculata* (O.F. Muller, 1774) e anelídeos da classe Oligochaeta (Tabela VI-Anexo). Neste ponto é lançado grande volume de esgoto tratado através de lagoas de estabilização, proveniente da cidade do Paranoá. Durante a semana, esta descarga é diluída pelas águas liberadas do lago Paranoá, mas nos fins de semana as comportas do lago são fechadas, aumentando o impacto desse efluente rico em material orgânico. Assim as constantes alterações do fluxo e da qualidade da água tornam o ambiente muito instável para a colonização dos organismos bentônicos, o que justifica a ausência de muitos táxons.

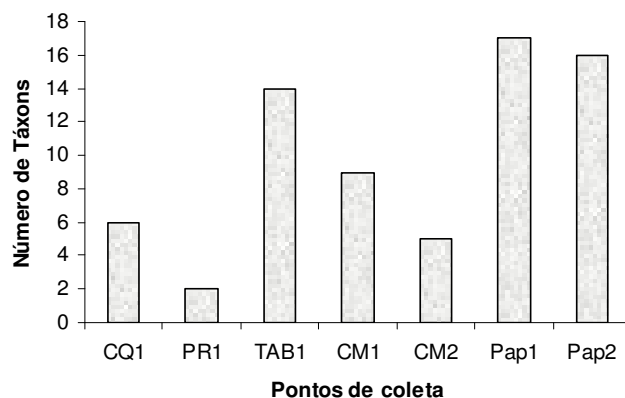


Figura 19 – Variação do número de táxons identificados entre os pontos de coleta no período de seca nos córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2) e rio Paranoá (PR1). O ponto Tab1 foi coletado apenas nos meses de agosto e setembro/05.

A comunidade bentônica apresentou dominância de três táxons, no ponto localizado no córrego Papuda (Pap1) as larvas de Trichoptera (30,60%) e de Chironomidae (59,56%) foram os táxons dominantes e nos pontos Paranoá (PR1) e Papuda 2 (Pap2) os moluscos dominaram a fauna bentônica. No córrego Quinze as larvas de quironomídeos foram dominantes (Figura20).

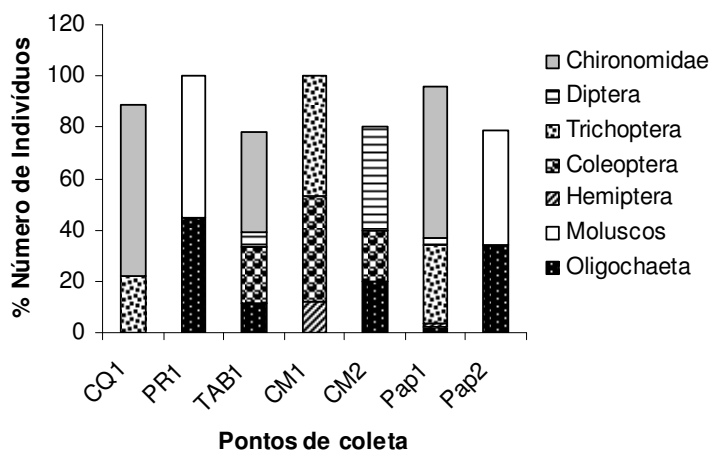


Figura 20 – Distribuição do número de indivíduos nos principais táxons encontrados em cada tributário do rio São Bartolomeu no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

As larvas de Trichoptera apresentaram maior abundância no ponto Papuda 1, com 55 indivíduos apenas no mês de maio/05, correspondente ao fim do período de chuva. No restante dos meses de seca não foi registrado nenhum organismo, indicando forte pressão antrópica neste período. Neste caso, as chuvas contribuíram positivamente no sistema

limpando o meio e com isso, permitindo a colonização de organismos indicadores de ambientes limpos.

Alguns dos tributários diretos do rio São Bartolomeu, como o córrego Taboca (Tab1) e o ponto dois do córrego do Meio (CM2), apresentaram redução na estrutura trófica (Figura 21). O ponto CM1 registrou organismos com hábitos de alimentação do tipo coletor, filtrador, raspador e predador. Localizado em área rural, este ponto apresenta mata ciliar protegida, o que pode contribuir para uma melhoria na condição de qualidade do habitat. Outra exceção foi verificada no ponto Papuda dois (Pap2). Quatro grupos tróficos foram observados, organismos de hábitos coletores e filtradores menos abundantes em comparação a predadores e raspadores, estes últimos favorecidos pelo enriquecimento orgânico.

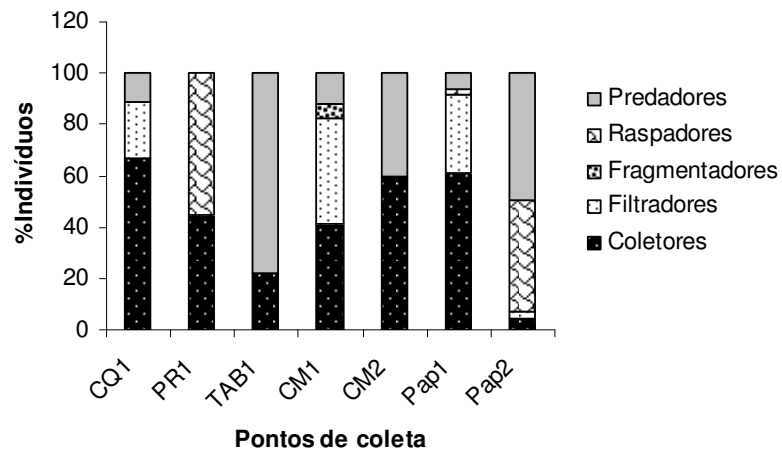


Figura 21 – Distribuição dos grupos funcionais de alimentação entre os tributários diretos do rio São Bartolomeu.

Verifica-se que ao longo dos tributários há uma forte pressão antrópica, provocando alterações severas na composição e estrutura da comunidade bentônica podendo prejudicar o funcionamento de todo o ecossistema aquático.

A análise de agrupamento dos tributários diretos distinguiu ambientes de menor influência antrópica, mais preservados, dos ambientes mais impactados, definindo três grupos. Os pontos dos córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1) e Papuda (Pap1) formaram o primeiro grupo, característico de ambientes de baixo impacto.

As variações dentro deste grupo separaram ainda os pontos de acordo com a abundância dos principais táxons. Os pontos localizados nos córregos Quinze e Taboca formaram o primeiro sub-grupo, caracterizando ambientes constituídos por muitas espécies raras e sem dominância de nenhum grupo (Figura 22). Esse grupo apresentando similaridade

com o primeiro ponto do córrego do Meio (CM1) também com baixa abundância dos organismos, mas com dominância de larvas de Trichoptera. O primeiro ponto do córrego da Papuda (Pap1) também foi considerado de baixo impacto devido à dominância das larvas de Trichoptera.

O segundo grupo foi formado pelos pontos que recebem descarte de esgoto, como os localizados no rio Paranoá (PR1) e no córrego da Papuda (Pap2), com dominância de oligoquetas e moluscos gastrópodes.

Finalmente, o último grupo formado exclusivamente pelo segundo ponto do córrego do Meio, caracterizado pela baixa abundância e a completa ausência de táxons dominantes (Figura 22). Neste ponto foram identificados apenas cinco indivíduos distribuídos nos principais grupos taxonômicos (Tabela VI-Anexo), indicando a dificuldade dos organismos em colonizar esse ambiente.

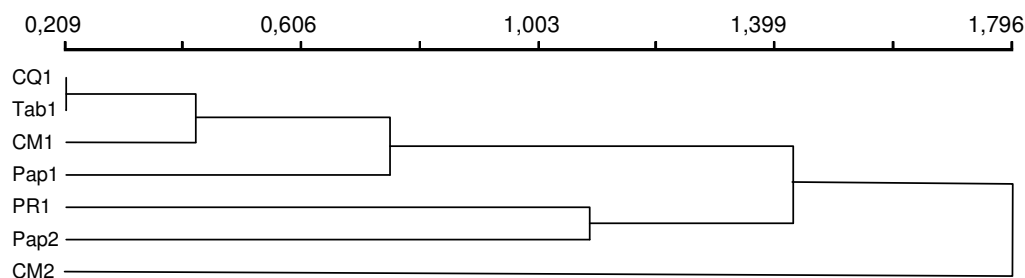


Figura 22 – Dendrograma da Análise de Agrupamento pelo método do vizinho mais próximo calculado pela distância de Bray-Curtis baseado no somatório dos principais táxons identificados no período de seca nos tributários diretos do rio São Bartolomeu: os córregos Quinze (CQ1), Taboca (Tab1), do Meio (CM1-2), Papuda (Pap1-2) e o rio artificial do Paranoá (PR1).O ponto Tab1 foi coletado apenas nos meses de agosto e setembro/05

3.5 – Rio São Bartolomeu

No período chuva foram coletados apenas os pontos SB3, 4, 5 e 7, onde foram registrados apenas três quironomídeos distribuídos entre os gêneros *Lopescladius* (Orthocladiinae) e *Cryptochironomus* (Chironominae), encontrados exclusivamente no ponto SB4. Nos demais pontos não foram registrados organismos bentônicos neste período.

Nos sete pontos definidos no rio São Bartolomeu foram identificados 138 indivíduos distribuídos em 22 táxons, dos quais o grupo dos moluscos representou 46,38%. Seguido pelas larvas de Odonata com 21,74% e pelos Chironomidae (Dipera) com apenas 10,14%, larvas de Coleoptera, outros Diptera e anelídeos Oligochaeta representaram respectivamente, 7,97 , 5,07 e 6,52% da fauna de macroinvertebrados bentônicos.

No ponto SB3 nenhum organismo foi encontrado e no ponto SB7 apenas uma larva de Trichoptera da família Polycentropodidae foi registrada (Tabela VII-Anexo). Os pontos SB1 e 5 apresentaram o maior número de táxons, respectivamente 10 e 11 (Figura 23). No ponto SB3 apenas dois táxons foram identificados.

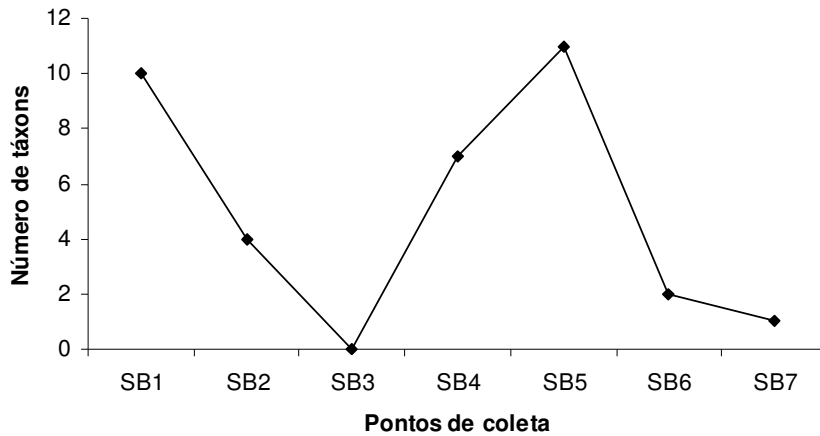


Figura 23 – Variação do número de táxons entre os pontos de coleta no rio São Bartolomeu (SB1-7), no período de seca (maio, agosto e setembro/05).

Os moluscos foram dominantes no ponto SB6, que apresentou o maior número de indivíduos e uma forte redução na estrutura trófica, favorecendo apenas os organismos com hábito filtrador (Figura 24).

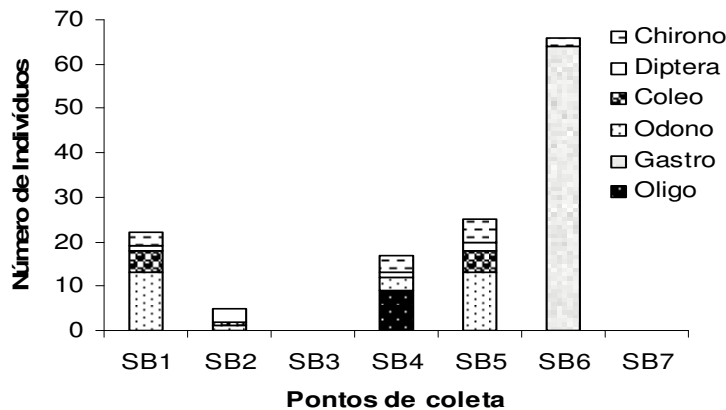


Figura 24 – Distribuição do número de indivíduos nos principais táxons identificados de macroinvertebrados bentônicos: Chironomidae (Chirono), Diptera, Coleoptera (Coleo), Odonata (Odon), Gastropoda (Gastro) e Oligochaeta (Oligo) entre os pontos de coleta no rio São Bartolomeu no período de seca.

Apesar do baixo número de indivíduos encontrados nos pontos SB1 e 5, a maior riqueza de táxons foi encontrada nesses pontos. A comunidade foi constituída por larvas de

Odonata, organismos dominantes, seguidos por Coleoptera, Chironomidae e outros dípteros foram mais raros (Figura 24). No ponto SB4 os anelídeos oligoquetas foram dominantes.

A estrutura trófica da comunidade bentônica dos pontos selecionados no rio São Bartolomeu foi constituída apenas por predadores, fragmentadores, filtradores e coletores. Os pontos SB6 e 7 foram dominados por organismos filtradores, enquanto o ponto SB4 foi dominado por organismos coletores (Figura 25). Predadores foram encontrados na maioria dos pontos, com exceção dos pontos SB6 e 7.

Para verificação do nível de similaridade entre os pontos coletados no rio São Bartolomeu através da análise de agrupamento baseado nos dados dos principais táxons identificados de macroinvertebrados bentônicos, foram excluídos os pontos SB3 e 7 devido a baixa abundância, 0 e 1.

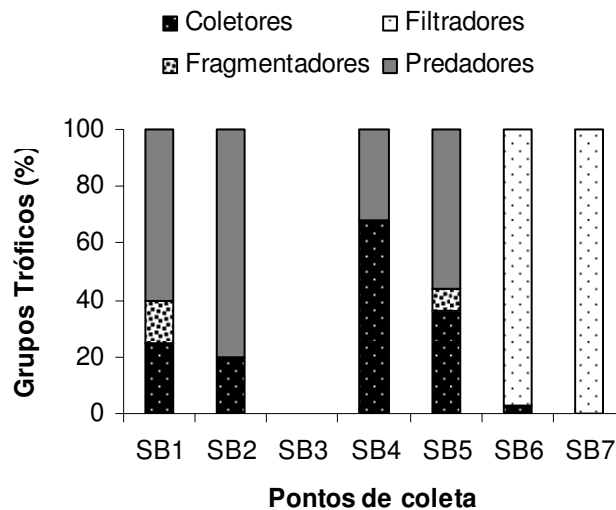


Figura 25 – Distribuição dos indivíduos nos grupos tróficos de alimentação entre os pontos de coleta no rio São Bartolomeu (SB1 – 7) no período de seca.

A análise de agrupamento, então, identificou três grupos segundo a composição e abundância dos organismos bentônicos. O grupo I formado pelos pontos SB1, 4 e 5 cuja comunidade foi representada por larvas de Odonata, táxon dominante. O grupo II formado pelo ponto SB2 com apenas um Odonata, com baixa riqueza e abundância. O último grupo formado pelo ponto SB6 com dominância de moluscos (Figura 26).

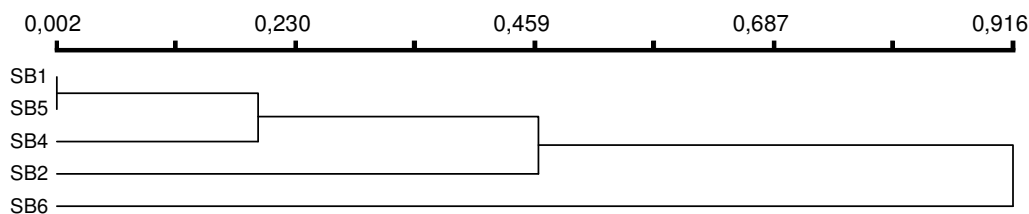


Figura 26 – Dendrograma da análise de agrupamento baseado na composição e abundância da fauna macrobêntica calculada pela distância de Bray-Curtis pelo método do vizinho mais próximo.

Nos pontos SB1 e 5 a larva de Odonata do gênero *Aphyla* (Gomphidae) foi dominante, justificando a similaridade entre esses dois pontos (Tabela VII-Anexo).

O molusco *Corbicula fluminea* (Bivalve) de hábito filtrador, ocorreu exclusivamente no ponto seis do rio São Bartolomeu no período de seca, enquanto a larva de Odonata *Aeshna* (Aeshnidae) ocorreu exclusivamente no ponto SB1 (Tabela VII-Anexo).

3.6 – Relação da comunidade bentônica com os diferentes tipos e intensidades de impacto nos ambientes coletados

➤ Mollusca

A classe Bivalve foi representada por três táxons com distribuição restrita, o bivalve *Elliptio* (Unionidae) ocorrendo exclusivamente no ribeirão Mestre D'Armas, no período de seca, nos pontos 4 e 10, ambos localizados em área urbana, com mata ciliar degradada e águas turvas, indicando um leve enriquecimento orgânico de origem alóctone.

Corbicula fluminea (Corbicullidae) foi encontrada no córrego do Atoleiro, tributário do ribeirão Mestre D'Armas, apenas no período de chuva, em baixa densidade (<1 ind/m²), nas no rio São Bartolomeu (4ª ordem), com maior quantidade de material em suspensão esse organismo teve uma maior abundância.

Na sub-bacia do ribeirão Mestre, o bivalve *Pisidium* (Sphaeriidae) foi encontrado em pequeno número de indivíduos no ponto Darm3, localizado no córrego Fumal (Estação Ecológica de Águas Emendadas) após uma barragem. Neste ponto foi constatado um aumento na concentração de nitrato, fato este que não comprometeu a qualidade da água. Outra ocorrência deste molusco está relacionada a ambientes mais degradados, como o segundo ponto do córrego Sobradinho (Sobr2) e o ponto dois do córrego da Papuda (Pap2).

Moluscos da classe Gastropoda também foram encontrados em pequenos números, mesmo em área degradadas, como *Biomphalaria* sp., *Melanooides tuberculata* e *Physa*

cubensis. O molusco *M. tuberculata* foi registrado em maior quantidade em áreas menos degradadas (Darm3 e 12) comparadas àquelas onde os outros gastrópodes foram abundantes (Sobr5 e Pap2). Indicando que *Biomphalaria* e *P.cubensis* são organismos mais resistentes à poluição.

Os baixos valores de pH encontrados nos ambientes aquáticos em área de cerrado pode ser um fator limitante para a colonização e o crescimento dos moluscos.

➤ **Ephemeroptera**

O péssimo estado de conservação de alguns exemplares não permitiu sua identificação até o nível de gênero, por isso alguns táxons registrados permaneceram em nível de família e outros em ordem. Apenas quatro táxons foram identificados em níveis mais baixos, entre eles os gêneros *Traverella* (Leptophlebiidae), *Caenis* (Caenidae), *Leptohypes* (Leptohyphidae) e *Baetodes* (Baetidae).

A distribuição desses organismos foi restrita aos ambientes com melhor qualidade de habitat, mata ciliar preservada e baixa pressão antrópica. Nas bacias do ribeirão Pipiripau (Ppau6 -7), Sobradinho (Sobr1 e 7) e nos córregos Taboca (Tab1) e Papuda (Pap1) a ocorrência de larvas de Ephemeroptera foi muito rara, apenas um indivíduo em cada ponto. Mas na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas foram encontrados cinco indivíduos no ponto Darm1 e dois indivíduos nos pontos Darm2 e 3, todos localizados na Estação Ecológica de Águas Emendadas, indicando a importância da preservação de todo o ambiente para a sobrevivência dos organismos aquáticos.

➤ **Odonata**

As larvas de Odonata foram bem distribuídas ao longo da bacia do rio São Bartolomeu não apresentando padrão de distribuição entre áreas com diferentes tipos de impacto. Foram identificados 21 táxons, dos quais 12 registrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, com um total de 41 indivíduos distribuídos em 13 pontos (Tabela – Anexo I). No ponto Darm 8, localizado na proximidade de tanques de piscicultura, não foram encontradas nenhuma larva de Odonata.

Sete famílias de Odonata foram registradas neste estudo, Calopterygidae (com 3 táxons), Coenagrionidae (com 3 táxons), Protoneuridae (2 táxons), Aeshnidae (1 táxon), Libellulidae (com 6 táxons) e Gomphidae (6 táxons), esta última com ampla distribuição.

O gênero *Aphyla* (Gomphidae) foi encontrado em todas as sub-bacias estudadas, principalmente nos ambientes de alto impacto. No ponto do córrego da Papuda (Pap2), que

recebe aporte de nutrientes orgânicos, apresentou maior abundância (10 ind.), indicando uma maior resistência à poluição. No rio São Bartolomeu esta larva foi encontrada em áreas de remanso de sedimento arenoso, sendo a mais abundante nos pontos SB1 e SB5, com 11 indivíduos em cada ponto. Esses dois pontos estão localizados em área urbana com moderado nível de degradação e grande acúmulo de sedimento nas margens. No ribeirão Sobradinho, o ponto Sobr4 registrou o maior número de larvas de Odonata deste gênero (8 ind.).

A família Protoneuridae, representada pelos gêneros *Protoneura* e *Neoneura*, teve sua ocorrência limitada a sub-bacia do ribeirão Mestre D'armas, nos córregos Brejinho (Darm1) e Sarandi (Darm6 e 7). Apenas no ponto Darm7 pôde ser evidenciada uma leve pressão antrópica devido à proximidade de áreas agrícolas e de tanques de piscicultura. O gênero *Protoneura* foi registrado também na sub-bacia do ribeirão Pípiripau, com dois indivíduos no ponto Ppau4.

O gênero *Mnesarete* (Calopterygidae) foi registrado pela primeira vez no Distrito Federal, ocorrendo apenas na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas nos córregos Monteiro (Darm 2), Fumal (Darm3) e Atoleiro (Darm11), e no ribeirão Sobradinho (Sobr1), todos com boa qualidade da água, em áreas de remanso formada por sedimento arenoso. Deste modo, este gênero apresentou um requerimento maior das condições de integridade ambiental para sua sobrevivência.

➤ **Plecoptera**

As larvas de Plecoptera foram as que mais sentiram as pressões antrópicas, com apenas dois indivíduos registrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas (Darm 1).

Essa ordem é considerada extremamente sensível à poluição, sendo rapidamente eliminada a baixos níveis de degradação do meio, assim a forte pressão antrópica seja pelo descarte de esgoto doméstico, pela proximidade de áreas agrícolas com intenso uso de fertilizantes e defensivos agrícolas ou simplesmente pela proximidade de centros urbanos esses organismos foram eliminados completamente da maioria dos ambientes estudados.

➤ **Hemiptera**

A família Naucoridae apresentou maior abundância entre os hemípteros nas bacias analisadas, com 50 indivíduos registrados no ribeirão Sobradinho (Sobr6), ambiente bastante degradado. No córrego do Meio (CM1), de baixa influência antrópica esta família ocorreu em baixa abundância, apenas dois indivíduos.

O gênero *Belostoma* (Belostomatidae) foi registrado nos pontos de maior impacto com acentuado enriquecimento orgânico, ocorrendo em pequeno número (no máximo 2 ind.) nos pontos receptores de efluentes de estações de tratamento de esgoto. Por sua vez, este gênero não foi observado no rio São Bartolomeu e no ribeirão Pípiripau, onde não há descarte direto de esgoto. A preferência deste gênero, de hábito predador, por áreas impactadas, pode ser explicada pela grande disponibilidade de alimento nesses locais, onde alguns organismos têm sua população aumentada e poucos predadores conseguem sobreviver em condições ambientais tão hostis.

➤ **Coleoptera**

A família Elmidae apresentou maior riqueza (16 táxons) e abundância entre os coleópteros, com distribuição ampla, ocorrendo em todas as áreas estudadas, principalmente nas sub-bacias do ribeirão Mestre D'Armas e Pípiripau, responsável por mais de 99% da fauna de Coleoptera. Mas nos pontos de maior poluição, como o ponto Darm12 no ribeirão Mestre D'Armas, o Sobr5 no ribeirão Sobradinho, o Pap2 no córrego Papuda e o ponto PR1 no rio Paranoá, os elmídeos foram eliminados do sistema.

No ribeirão Sobradinho (Sobr2) foi registrado o maior número de *Berosus* (Hydrophilidae) com 17 ind. entre larvas e adultos, demonstrando o sucesso desse organismo em colonizar o ambiente, completando todo seu ciclo de vida. Segundo Jonhson *et al.* (1993), esse coleóptero pode resistir a altos níveis de poluição, mas nas áreas mais impactadas nas bacias estudadas este gênero também foi eliminado do meio.

➤ **Trichoptera**

A ordem Trichoptera está diretamente relacionada a ambientes pouco degradados, pois suas larvas são consideradas sensíveis à poluição. Essas larvas demonstraram diferentes níveis de sensibilidade à degradação ambiental nos ambientes amostrados. No córrego da Papuda, localizado em área urbana, houve a maior abundância de larvas de *Leptonema* (Hydropsychidae) com 55 indivíduos. Estas larvas ocorreram somente no mês de maio/05, logo após o término das chuvas.

No córrego do Atoleiro, tributário direto do ribeirão Mestre D'Armas, foi registrada a maior riqueza de Trichoptera, onde foram identificados 22 indivíduos distribuídos em oito táxons. As larvas de Trichoptera neste ponto apresentaram os mais variados hábitos de alimentação. Filtradores como os gêneros *Leptonema*, *Smicridea* e *Atopsyche* (Hydropsychidae). O hábito raspador apresentado por *Barypenthus* (Odontoceridae) e

Orthotrichia (Hydroptilidae). Ainda foram observados os hábitos de alimentação do tipo fragmentador apresentado pelo gênero *Phylloicus* (Calamoceratidae) e o coletor em *Ochrotrichia* (Hydroptilidae). Este córrego é de primeira ordem localizado em área urbana, próximo a sua nascente, onde se espera encontrar organismos com hábitos de alimentação do tipo fragmentador e coletor, apresentado respectivamente pelos gêneros *Phylloicus* e *Ochrotrichia*. As demais larvas de Trichoptera foram favorecidas pela entrada de nutrientes de origem alóctone.

Mas, de modo geral, a ocorrência das larvas de Trichoptera foi restrita a ambientes pouco degradados, como os pontos Darm1, 6 e 7 na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, Ppau 2, 3 e 4 no ribeirão Pipiripau, Sobr1, 3 e 4 no ribeirão Sobradinho e os pontos CQ1 e CM1 nos córregos Quinze e do Meio. Entre esses pontos o Sobr1, apresentou maior riqueza e abundância de larvas de Trichoptera, 5 indivíduos em cada família: Calamoceratidae, Leptoceridae e Hydropsychidae e apenas um indivíduo na família Glossossomatidae. Uma pupa de Trichoptera também foi encontrada neste ponto, evidenciando o sucesso evolutivo desses organismos em completar seu ciclo de vida neste ambiente.

No rio São Bartolomeu a única larva registrada da família Poycentropodidae ocorreu no ponto SB7 com apenas um indivíduo, sendo o único organismo encontrado neste ponto.

➤ **Diptera**

A família Chironomidae apresentou maior riqueza e abundância entre as larvas de Diptera na maioria dos pontos de coleta, sendo representada pelas subfamílias Tanypodinae, Orthocladiinae, Diamesina e Chironominae. Apenas no ribeirão Sobradinho, onde o impacto do descarte do esgoto foi mais agressivo ao sistema, o gênero *Chironomus* (Chironominae) foi extremamente favorecido apresentando uma população equivalente a 3690 ind.

Larvas de *Orthocladius* (Orthocladiinae) apresentaram maior abundância no córrego da Papuda (Pap1), 98 indivíduos, no mês de maio/05, onde foi registrado o maior número de larvas de Trichoptera. Fato este que indica um ambiente com boa qualidade de água. No entanto, esta condição é muito instável, pois no restante do período de coleta (agosto e setembro/05) esses organismos não foram mais encontrados neste ponto. Nesse período houve uma forte redução na riqueza e abundância da fauna bêntica.

A sub-família Tanypodinae também apresentou maior afinidade por ambientes com melhor qualidade de habitat, como os pontos Darm1, 3 e 6. A larva do quironomídeo *Stenochironomus* (Chironominae) foi registrada em maior número no ponto Darm6, com mata preservada e boa qualidade de água.

O gênero *Polypedillum* (Chironominae) foi amplamente distribuído apresentando maior abundância em áreas degradadas.

4 – Discussão

Segundo a teoria da perturbação intermediária de Connell (1978), pode ocorrer um aumento na riqueza de táxons em ambientes submetidos a uma perturbação moderada. Mas Karr (1999) faz uma forte advertência para o problema da influência humana nos sistemas aquáticos levando a perda da sustentabilidade da vida, com a completa eliminação dos organismos aquáticos em ambientes severamente perturbados. Esses dois extremos da influência antrópica nos ecossistemas aquáticos foram evidenciados ao longo da bacia do rio São Bartolomeu. Em alguns ambientes, foi verificado o aumento na concentração de nutrientes do meio, e a colonização de poucas espécies, consideradas mais resistentes à poluição orgânica. Outros locais mostraram baixo número de indivíduos chegando a sua total eliminação do meio.

A distribuição da fauna de macroinvertebrados bentônicos em toda APA do rio São Bartolomeu é fortemente influenciada pelo tipo de substrato, pela qualidade do habitat (preservação da vegetação marginal), pela disponibilidade de alimento, e pela ordem de grandeza do rio, apresentando maior riqueza em áreas preservadas, em rios de 1ª e 2ª ordem e no período de seca. Melo & Froehlich (2001) verificaram a existência de uma modificação gradual na composição e riqueza de táxon com o aumento da ordem de rios do estado de São Paulo (Parque Estadual Intervales).

No rio Macaé, RJ, estes resultados também foram observados por Baptista *et al.* (2001), onde a fauna bêntica apresentou maior riqueza em sistemas de 2ª ordem, em período de seca. Neste período há um menor impacto do fluxo da água no sistema levando a uma maior estabilidade e disponibilidade de habitat. Conseqüentemente há um aumento do período de colonização e processamento da matéria orgânica pela comunidade bentônica.

As fortes chuvas que caem na região central do Brasil alteram fortemente o fluxo da água nos rios. Tal situação causa um grande impacto natural no sistema, diminuindo a riqueza e a abundância dos invertebrados bentônicos. O distúrbio físico do substrato provocado pelas chuvas na Serra do Cipó (MG) provocou o deslocamento dos organismos residentes no sedimento, diminuindo a riqueza de táxons e a densidade da fauna macrobêntica (Callisto *et al.* 2004). Outros trabalhos no domínio Cerrado em Goiás também verificaram a influência das fortes chuvas na comunidade bentônica (Bispo *et al.*, 2001; Shuvartz *et al.*, 2005; Bispo *et al.*, 2006 e Dutra, 2006).

Ambientes com mata preservada, conseqüentemente com maior cobertura vegetal, produzem maior quantidade de folhiço, o qual serve de abrigo e alimento para muitas larvas de insetos aumentando a riqueza e a abundância nesses locais. A heterogeneidade do substrato também contribui com o aumento da riqueza e abundância, enquanto que em ambientes de substrato arenoso estes valores diminuem devido a menor oferta de alimento e refúgio para os organismos (Bueno *et al.*, 2003). A fauna bentônica analisada no presente estudo demonstrou a importância da vegetação marginal, onde foram registradas as maiores riquezas no período de seca e em áreas de mata preservada. Na sub-bacia do ribeirão Pípiripau, localizada em área predominantemente agrícola e com estreita faixa de vegetação marginal, o sedimento é constituído basicamente por areia fina. A riqueza e a abundância da fauna de macroinvertebrados bentônicos foram menores que na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas, com maior heterogeneidade de substrato. Couceiro *et al.* (no prelo) verificaram que os níveis mais altos de desflorestamento e das concentrações de nitrogênio e fósforo total em rios urbanos de Manaus (AM) afetam outras variáveis ambientais refletindo na diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e no aumento da condutividade elétrica, pH e temperatura da água. Observaram ainda, que o aumento no desflorestamento e nas concentrações de nitrogênio e fósforo total estão correlacionados com a riqueza de táxons de macroinvertebrados, mas sem afetar a sua abundância, portanto a composição da comunidade bentônica foi alterada nas áreas degradadas selecionando espécies mais resistentes.

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados em ambientes lóticos pode ser fortemente influenciada pelas práticas de uso da terra, que alteram a vegetação marginal. Embora Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner (2003) tenham verificado que a estabilidade de um córrego no interior do estado de São Paulo, localizado próximo a áreas destinadas a monocultura, seja mais importante na determinação da composição da comunidade bentônica que o uso do solo, sugerindo ainda que as condições locais dos cursos d'água exercem uma grande influência na riqueza da comunidade de Odonata. No entanto, as características do substrato podem ser fortemente influenciadas pelo uso da terra. O tamanho médio das partículas de sedimento foi inversamente relacionado à porcentagem de ambientes não florestados em estudo comparativo entre áreas florestadas e não-florestadas, realizado por Sponseller *et al.* (2001). Esta redução no tamanho das partículas é conseqüência do processo de sedimentação e leva a diminuição da diversidade de macroinvertebrados. Segundo Lenat *et al.* (1981) áreas agrícolas e rodovias pavimentadas em áreas próximas aos sistemas aquáticos provocam grande entrada de sedimento nesses ambientes.

Outro problema grave relacionado ao processo de sedimentação e deposição de sedimento de granulometria fina é a adesão dessas partículas ao corpo dos macroinvertebrados, como foi verificado em muitos espécimes, principalmente nas larvas de Odonata. Lemly (1982) verificou esta situação em rios submetidos a forte processo de sedimentação, onde vários insetos apresentaram partículas inorgânicas aderidas ao seu corpo, inclusive nas estruturas respiratórias.

Ao longo da bacia do rio São Bartolomeu há uma forte pressão nas áreas de vegetação marginal devido ao aumento das áreas destinadas à agricultura (Felizola, 2000). Em consequência, provoca o assoreamento com forte sedimentação dos sistemas aquáticos aliada à entrada de sedimentos de granulometria fina, o que provoca a diminuição na riqueza e abundância da comunidade bentônica. O distúrbio provocado nos sistemas aquáticos em estudo desenvolvido por Harding *et al.* (1998) envolvendo a conversão de florestas em áreas agrícolas levou a redução da biodiversidade natural desses ambientes. Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e agrotóxicos, que podem atingir os sistemas aquáticos de forma direta ou indireta, os efeitos desses contaminantes no ambiente aquático incluem desde alterações fisiológicas em alguns organismos, até a morte maciça de populações, afetando toda a estrutura da comunidade (Arias *et al.*, 2007). Durante um período de quatro anos, Chambers *et al.* (2006) estudaram a influência do carreamento de nutrientes de origem agrícola em tributários de primeira ordem ao nordeste da Alemanha e seus resultados mostraram uma redução nas perdas de nutrientes do solo resultando em menos fósforo total e nitrogênio inorgânico dissolvido nos ecossistemas aquáticos rurais, embora causando uma resposta variável na abundância das algas benthicas, traduzindo uma variação na composição e abundância dos invertebrados bentônicos.

Juen *et al.* (2007) verificaram que ambientes impactados do Pantanal (MS) estão ocorrendo em uma alta taxa e expandindo em escala espacial. Dessas alterações, a perda da vegetação ripária e as consequências do carreamento do sedimento são as mais importantes, mas a comunidade de larvas de Odonata em rios de grande porte parece ser menos afetada por estes impactos. No entanto, na bacia do rio São Bartolomeu a composição e a abundância dessas larvas foram alteradas principalmente devido à perda da vegetação marginal e a entrada de poluentes de origem orgânica.

A diminuição da vegetação marginal também gera alterações na estrutura trófica das comunidades bentônicas, devido às alterações na qualidade do alimento disponível aos organismos bentônicos (Vannote *et al.*, 1980). Considerando que a abordagem de grupos funcionais está baseada na facilidade de se reconhecer características morfológicas e

comportamentais dos invertebrados que estão relacionadas diretamente com o seu modo de aquisição de comida, o método torna-se particularmente sensível aos impactos do uso da terra em um corpo d'água, especialmente a vegetação marginal (Cummins *et al.*, 2005). Segundo Merritt & Cummins (1996) a principal fonte de recurso alimentar para organismos com hábito coletor é a matéria orgânica particulada grossa. Motta & Uieda (2003) verificaram uma estabilidade nos grupos tróficos da comunidade de insetos aquáticos no ribeirão do Atalho (SP) entre os períodos de seca e chuva, que pode estar relacionada à grande importância da matéria orgânica particulada, seja de origem alóctone ou autóctone, como fonte alimentar desta comunidade.

Nas sub-bacias dos ribeirões Mestre D'Armas, Sobradinho e Pipiripau organismos com hábito coletor foram dominantes em abundância e riqueza, na maioria dos pontos. Resultado semelhante foi verificado no rio Macaé (RJ), onde este grupo funcional de alimentação predominou nas áreas de referência estudadas (Silveira *et al.*, 2006). Em rios da Serra do Cipó (MG) no período de seca, esses organismos, juntamente com indivíduos de hábito raspador, também foram predominantes na comunidade (Callisto *et al.*, 2004). Buss (2002) verificou que organismos com hábito coletor foram dominantes em áreas com diferente qualidade de água, entre excelente, boa e ruim, apresentando maior abundância na área de maior impacto e, maior riqueza na menos degradada, com excelente qualidade de água.

De modo geral, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio São Bartolomeu apresentou alterações na composição, abundância e riqueza de táxons devido à pressão antrópica. As lavas de Trichoptera, Ephemeroptera e Plecoptera mostraram grande sensibilidade à poluição nos sistemas aquáticos estudados, sendo as classes Ephemeroptera e Plecoptera as mais afetadas. Egler (2002) constatou uma restrição na ocorrência de larvas de Plecoptera em áreas agrícolas, em rios do interior do Rio de Janeiro. Moreira *et al.* (2002) verificaram uma forte contaminação do rio São Lourenço (RJ) por agrotóxicos, com acentuada diminuição na riqueza de táxons. Segundo eles, os grupos mais resistentes foram Chironomidae e Simuliidae (Diptera) e Elmidae (Coleoptera), onde os coleópteros raspadores apresentaram baixa redução em relação à área de referência, favorecidos pelo aumento na abundância de macrófitas aquáticas em decorrência do uso de fertilizantes nas lavouras adjacentes.

No Distrito Federal, Medeiros (1997) encontrou apenas um táxon de Plecoptera e outro de Ephemeroptera em área preservada, nos pontos degradados estes táxons foram totalmente eliminados do sistema. Em rios da serra do Cipó (MG) as larvas de Trichoptera

foram mais diversas e tolerantes a uma maior variedade de condições que as larvas de Plecoptera e Ephemeroptera, apresentando uma estratégia diferente para obtenção de alimento, usando de forma variada os recursos tróficos disponíveis (Galdean *et al.*, 2000).

Larvas de Chironomidae dominaram a maioria dos ambientes amostrados, mas com abundância extremamente favorecida e forte redução do número de táxons nos pontos com maior entrada de nutrientes de origem orgânica. Galdean *et al.* (2000) verificaram que no rio Cipó (MG) os quironomídeos foram dominantes, representados pelos gêneros *Chironomus* e *Polypedilum*, com abundância especialmente relacionada a quantidade de detrito.

A sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas apresentou a maior variação na qualidade do habitat, causada pela presença de áreas de proteção ambiental nas áreas de nascente e áreas com forte pressão antrópica devido à proximidade de cidades e assentamentos, de áreas agrícolas e do descarte de esgoto doméstico. A população de moluscos do gênero *Biomphalaria* (Gastropoda) foi levemente favorecida no ponto de lançamento de esgoto no ribeirão Mestre (Darm 12), apresentando maior abundância. O ribeirão Sobradinho localizado em área predominantemente urbana sentiu mais bruscamente a pressão antrópica no sistema aquático, reduzindo a riqueza, aumentando a abundância de organismos resistentes e reduzindo a estrutura trófica.

No ribeirão Sobradinho o impacto do descarte de efluente de estação de tratamento de esgoto doméstico provocou o aumento da população de larvas de Chironomidae e a redução da riqueza, alterando também a composição da comunidade bentônica. No córrego da Papuda, onde também é lançado efluente de esgoto doméstico, a entrada de nutrientes favoreceu a proliferação de moluscos gastrópodos (*Biomphalaria*) e oligoquetas. Resultados semelhantes foram verificados em três igarapés da Amazônia amostrados para avaliar o impacto de um vazamento de óleo derivado de petróleo e do descarte de esgoto por Couceiro *et al.* (2006). Este estudo foi realizado em diferentes períodos do ciclo hidrológico da região e foi verificada uma redução na riqueza e na abundância da fauna de insetos bentônicos na área mais degradada na época da vazante, possivelmente como resultado da alta concentração de óleo na zona bêntica, da diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e do aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo total no ambiente mais impactado. O impacto de uma rede de esgotos nos ecossistemas aquáticos está amplamente relacionado à eficácia do tratamento deste esgoto lançado nos corpos d'água. Deste modo, plantas de tratamento de esgoto com tecnologias modernas podem reduzir muitos problemas ecológicos que surgem nos ecossistemas aquáticos poluídos por resíduos especialmente gerados pelo crescimento das cidades (Spänhoff *et al.*, 2007).

Em 1964, Hawkes já afirmava que a poluição orgânica não podia ser considerada como um simples fator ecológico afetando os organismos aquáticos nos rios, mas como uma multiplicidade de fatores que alteram a composição da comunidade. Em certas circunstâncias eliminam espécies mais sensíveis e aumentam o número de organismos tolerantes devido à redução da competição ou da atividade de predação. Com isso, o efeito geral da condição tóxica do meio é a diminuição na abundância e na variedade da vida presente nos sistemas aquáticos, nos diferentes níveis de organização, prejudicando a estrutura e o funcionamento desses ambientes.

O termo saúde dos rios foi introduzido com o objetivo de estabelecer uma condição de referência por meio de estudo integrado das condições do habitat, estrutura da paisagem, análise física e química da água e análise biológica, na tentativa de recuperar a vida dos sistemas aquáticos tão destruídos pela atividade humana (Norris & Thoms, 1999). O problema da poluição dos rios, portanto, ultrapassa décadas e a preservação desses ecossistemas é hoje comparável à saúde humana que precisa ser restaurada a sua condição original.

5 – Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade** 1: 70-78.
- Allan, J.D. & Flecker, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. **BioScience** 43: 32-43.
- Arias, A.R.L.; Buss, D.F.; Albuquerque, C. de; Inácio, A.F.; Freire, M.M.; Egler, M.; Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e Saúde Coletiva** 12: 61-72.
- Ayenzu, E.; Claasen, D.R.; Collins, M.; Dearing, A.; Fresco, L.; Gagdil, M.; Gitay, H.; Glaser, G.; Juma, C.; Krebs, J.; Lenton, R.; Lubchenco, J.; McNeely, J.A.; Mooney, H.A.; Pinstrup-Andersen, P.; Ramos, M.; Raven, P.; Reid, W.R.; Samper, C.; Sarukhán, J.; Schei, P.; Tundisi, J.G.; Watson, R.T.; Guanhua, X. & Zakri, A.H. 1999. International ecosystem assessment. **Science** 286: 685-686.
- 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. **Revista Brasileira de Biologia** 61: 249-258.
- Benetti, C.J.; Fiorentin, G.L.; Cueto, J.A.R. & Neiss, U.G. 2006. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation** 1: 24-28.
- 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 Limnologica Brasiliensia** 13: 1-9.
- Bispo, P.C.; Oliveira, G.L.; Bini, L.M. & Souza, K.G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountains streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology** 66: 611-622.
- Bueno, A.A.P.; Bond-Buckup, G. & Ferreira, B.D.P. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 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.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Luz, S.L.B.; Forsberg, B.R. & Pimentel, T.P. (*no prelo*). Deforestation and sewage effects on macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**.
- Couceiro, S.R.M.; Forsberg, B.R.; Hamada, N.; Luz, S.L.B. & Ferreira, R.L.M. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu Stream, Manaus, AM, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66: 35-44.
- Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A.O.; Romero, P. & Rosa, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 64:743-755.
- Carvalho, A.L. & Calil, E.R. 2000. Chaves de identificação para famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia** 41: 223-241.
- Chambers, P.A.; Meissner, R.; Wrona, F.J.; Rupp, H.; Guhr, H.; Seeger, J.; Cylp, J.M. & Brua, R.B. 2006. Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. **Hydrobiologia** 556: 399-415.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** 199: 1302-1309.
- Cummins, K.W.; Merritt, 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: 69-89.
- Dutra, S.L. 2006. **Avaliação da biodiversidade bentônica no Vale do Paranã (GO), visando à identificação de áreas prioritárias para conservação**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 60pp.
- Egler, M. 2002. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. Dissertação de Mestrado. Fiocruz, Rio de Janeiro. 147pp.
- Epler, J.H. 2001. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida**. Special Publications. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC and St. Jones River Water Management District, Palatka, FL. 526pp.

- Felizola, E.R. 2005. **Avaliação do processo de fragmentação de áreas naturais de cerrado para proposição de um corredor ecológico no Distrito Federal**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 73pp.
- Ferreira-Peruquetti, P.S. & Fonseca-Gessner, A.A. 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no noroeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. **Revista Brasileira de Biologia** 20: 219-224.
- 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 & Management** 3: 545-552.
- Hamada, N. & Couceiro, S.R.M. 2003. An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** 47: 477-480.
- Harding, J.S.; Benfield, E.F.; Bolstad, P.V.; Helfman, G.S. & Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Ecology** 95: 14843-14847.
- Hawkes, H.A. 1964. An ecological basis for the biological assessment of river pollution. **Chemistry and Industry** 11: 437-442.
- Henriques-de-Oliveira, C.; Baptista, D.F. & Nessimian, J.L. 2007. Sewage input effects on the macroinvertebrates community associated *Typha domingensis* Pers in the coastal lagoon in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 67: 73-80.
- Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L. & Dorvillé, L.F.M. 2003. Feeding habitats of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63: 269-281.
- Jonhson, R.K.; Wiederholm, T. & Rosenberg, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates, p.40-125. *In*: Rosenberg, D.M and Resh, V.H. (eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, London. 305pp.
- Juen, L.; Cabette, H.S.R. e De Marco, P. Jr. 2007. Odonate assemblage structure in relation to basin and aquatic habitat structure in Pantanal wetlands. **Hydrobiologia** 579: 125-134.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 41: 221-234.
- Lenat, D. & Crawford, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia** 294: 185-199.
- Lenat, D.; Penrose, D.L. & Eagleson, K.W. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. **Hydrobiologia** 79: 187-194.

- Lemly, A.D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. **Hydrobiologia** 87: 229-245.
- Manzo, V. 2005. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. **Studies of Neotropical Fauna and Environment** 40: 201-208.
- Manzo, V. & Archangelsky, M. 2001. Description of the larva of *Macrelmis isis* (Hinton, 1946), with distributional notes of the species (Coleoptera, Elmidae). **Tijdschrift voor Entomologie** 144: 45-54.
- 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 da água**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 82pp.
- Melo, A.S. & Froehlich, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal of the North American Benthological Society** 20: 1-16.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, p.74-86. *In*: Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds.) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Kendall-Hunt, Dubuque. 862pp.
- Moreira, J.C.; Jacob, S.C.; Peres, F.; Lima, J.S.; Meyer, A.; Oliveira-Silva, J.J.; Sarcinelli, P.N.; Baptista, D.F.; Egler, M.; Faria, M.V.C.; Araújo, A.J.; Kubota, A.H.; Soares, M.O.; Alves, S.R.; Moura, C.M. & Curi, R. 2002. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. **Ciência e Saúde Coletiva** 7: 299-311.
- Motta, R.L. & Uieda, V.S. 2003. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology** 64: 809-817.
- Norris, R.H. & Thoms, M.C. 1999. What is river health? **Freshwater Biology** 41: 197-209.
- Olifiers, M.H.; Dorvillé, L.F.M.; Nessimian, J.L. & Hamada, N. 2004. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa** 651: 1-15.
- Passos, M.I.S.; Nessimian, J.L. & Junior, N.F. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** 51: 42-53.
- Passos, M.I.S. & Felix, M. 2004. Description of a new species of *Cylloepus* Erichson from southeastern Brazil (Coleoptera, Elmidae). **Revista Brasileira de Entomologia** 48: 181-183.

- Pennak, R.W. 1991. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. Wiley Interscience, New York. 628pp.
- Pereira, D.L.V.; Melo, A.L. & Hamada, N. 2007. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology** 36: 210-228.
- 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. **Revisa Brasileira de Entomologia** 49: 181-204.
- Reice, S.R. & Wohlenberg, M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health, p.287-305. *In*: Rosenberg, D.M & Resh, V.H. (eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, London. 305pp.
- Ribeiro, J.R.I. 2005. Família Belostomatidae Leach, 1815 (Insecta: Hemiptera: Heteroptera): chave e catálogo de identificação para as espécies ocorrentes no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional** 63: 247-262.
- Shuvartz, M.; Oliveira, L.G.; Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. 2005. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de Cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás). **Acta Scientiarum** 27: 51-55.
- 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. **Brazilian Journal of Biology** 66: 623-632.
- Spänhoff, B.; Bischof, R. Böhme, A.; Lorenz, S.; Neumeister, K.; Nöthlich, A. & Küsel, K. 2007. Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a Lowland River. **Water Air Soil Pollution** 180: 119-129.
- Sponseller, R.A.; Benfield, E.F. & Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology** 46: 1409-1424.
- Tundisi, J.G. 2005. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2^aed. RIMA, São Carlos. 248pp.
- Valentin, J.L. 2000. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência, Rio de Janeiro. 117pp.
- Vannote, R.L.; Minshall, W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37: 130-137.

ANEXOS

Tabela I– Lista de táxons encontrados por sub-bacia em todo o período de estudo (dezembro/04, maio, agosto e setembro/05) e classificação trófica em grupos de alimentação: P-predador, C-coletor, Fi-filtrador, Fr-fragmentador e R-raspador; X-grupo funcional não identificado (Cummins *et al.*, 2005 e Merritt & Cummins, 1996).

Táxons	Darm	Ppau	Sobr	Trib	SB	Táxons	Darm	Ppau	Sobr	Trib	SB
Nematoda	P		P	P		<i>Perithemis</i>	P				
Turbellaria						Gomphidae					
Planariidae	P		P	P		Gomphidae n.i.	P				
Annelida						<i>Aphylla</i>	P	P	P	P	P
Oligochaeta	C	C	C	C	C	<i>Progomphus</i>	P	P		P	
Hirudinea	P		P	P		<i>Hagenius</i>	P				
Mollusca						<i>Erpetogomphus</i>	P	P		P	P
<i>Melanoides tuberculata</i>	R		R	R		<i>Gomphus</i>	P	P			
<i>Biomphalaria</i>	R		R	R		Plecoptera					
<i>Physa cubensis</i>	R					<i>Anacroneuria</i>	P				
<i>Corbicula fluminea</i>					Fi	Hemiptera					
<i>Pisidium</i>			Fi	Fi		Naucoridae					
<i>Elliptio</i>	Fi					Naucoridae n.i.			P	P	
Crustacea						<i>Limnocois</i>	P		P		
Ostracoda	C		C			Belostomatidae					
Paleomonidae						<i>Belostoma</i>	P		P	P	P
<i>Macrobrachium</i>						<i>Lethocerus</i>		P			
Insecta						Gerridae					
Ephemeroptera						<i>Trepobates</i>				P	
Ephemeroptera n.i.	C	C		C		Nepidae					
Leptophlebiidae						Nepidae n.i.			P		
Leptophlebiidae n.i.			C			Megaloptera					
<i>Traverella</i>	C					Sialidae	P	P	P	P	
Caenidae						Corydalidae					
<i>Caenis</i>		C				<i>Corydalis</i>	P		P	P	
Leptohyphidae						Lepidoptera					
<i>Leptohyphes</i>	C					Pyralidae			Fr		
Baetidae						Cossidae	Fr				
<i>Baetodes</i>	C		C			Noctuidae	Fr				
Odonata						Coleoptera					
Calopterygidae						Hydrophilidae					
<i>Hetaerina</i>				P		<i>Berosus</i> *			P	P	
<i>Mnesarete</i>	P					<i>Enochrus</i>				P	
Protoneuridae						Haliplidae					
<i>Neoneura</i>	P					<i>Haliphus</i> *			Fr		
<i>Protoneura</i>	P		P			Dysticidae					
Coenagrionidae						Dysticidae n.i. *			P		
Coenagrionidae n.i.						Lutrochidae					
<i>Argia</i>	P					<i>Lutrochus</i>					Fr
<i>Enallagma</i>	P					Dryopidae					
Cordulidae						<i>Helichus</i>				Fr	Fr
Macromiinae				P		Elmidae					
Aeshnidae						Elmidae n.i.	C	C	C*	C	
<i>Aeshna</i>					P	<i>Hexanchorus</i>	C	C	C		C
Libellulidae						<i>Cylloepus</i>		C			
Libellulidae n.i.				P		<i>Phanocercus</i>	C				
<i>Libellula</i>	P		P	P		<i>Hexacylloepus</i>	C	C			
<i>Plathemis</i>				P		<i>Neoelmis</i>	C	C		C	C
<i>Erythemis</i>				P		<i>Macrelmis</i>	C	C		C	
<i>Brachymesia</i>				P		<i>Microcylloepus</i>	C	C			

Continuação Tabela I...

Táxons	Darm	Ppau	Sobr	Trib	SB	Táxons	Darm	Ppau	Sobr	Trib	SB
Elmidae						Tabanidae	P	P°		P	
<i>Heterelmis</i>	C					Tabanidae n.i.	P				
<i>Elmidae</i> sp1	C					<i>Chrysops</i>	P				
<i>Elmidae</i> sp2		C		C	C	<i>Tabanus</i>	P				
Girinidae*						Empididae					
<i>Girinus</i> sp.	P					Empididae n.i.°	P	P		P	
Curculionidae						<i>Hemerodromia</i>	P				
Curculionidae* n.i.				Fr		<i>Chelifera</i>	P				P
Trichoptera						Ephydriidae					
Trichoptera n.i.	Fi*°	Fi *	Fi	Fi °		<i>Hydrellia</i>	Fr			Fr	
<i>Atopsyche</i>	Fi			Fi		Sciomyzidae			P		
<i>Smicridea</i>	Fi			Fi		Stratiomyidae		C			
<i>Leptonema</i>	Fi °			Fi		Psychodidae				C	
Hydroptilidae						Chironomidae	C	C	C		
<i>Hydroptila</i>				R		Chironomidae n i*.					
Calamoceratidae						Tanypodinae	P	P			
<i>Phylloicus</i>	Fr		Fr			Diamesinae	C	C			
Odontoceridae						Orthoclaadiinae	C	C			C
<i>Barypenthus</i> cf.	R	R				Orthoclaadiinae n.i.	C			C	C
Hydroptilidae						<i>Heterotrissocladius</i>	C				
<i>Orthotrichia</i>	R	R				<i>Lopescladius</i>	C	C			
<i>Ochrotrichia</i>	C					<i>Cricotopus</i>				C	
Leptoceridae						<i>Orthoclaadius</i>				C	
Leptoceridae n.i.			X			<i>Eukiefferiella</i>	C		C		C
<i>Oecetis</i>	P					Chironominae	C	C	C	C	C
Glossosomatidae						Chironominae n.i.	C				
Glossosomatidae n.i.			R			<i>Polypedilum</i> sp1	C	C	C°		C
Polycentropodidae						<i>Polypedilum</i> sp2	C	C	C	C	C
Polycentropodidae n.i.				Fi		<i>Chironomus</i>	C	C	C	C	
Diptera						<i>Cryptochironomus</i>	C	C			C
Diptera n.i °	X	X	X			<i>Stictochironomus</i>	C	C		C	
Ceratopogonidae	P	P	P	P		<i>Stenochironomus</i>	C	C		C	
Tipulidae						<i>Xestochironomus</i>	C	C			
Tipulidae n.i.	P	P				<i>Endochironomus</i>		C			
<i>Hexatoma</i>	P	P		P		<i>Fissimentum</i>			C		
<i>Limnophila</i>	P				P	<i>Dicrotendipes</i>		C			
<i>Pedicia</i>				P		<i>Saetheria</i> cf.					C

*adultos

° pupas

Tabela II – Lista de táxons identificados no ribeirão Mestre D'Armas nos períodos de chuva (C) e seca (S).

Táxons	Mês	Táxons	Mês	Táxons	Mês
Nematoda	C/S	Plecoptera		Odontoceridae	
Planaria	C/S	<i>Anacroneturia</i>	S	<i>Barypenthus</i> cf	S
Annelida		Hemiptera	C/S	Hydroptilidae	S
Oligochaeta	C/S	Naucoridae		<i>Orthotrichia</i>	
Hirudinea		<i>Limnocoris</i>	S	<i>Ochrotrichia</i>	S
Mollusca		Belostomatidae		Leptoceridae	
<i>Melanoides tuberculata</i>	C/S	<i>Belostoma</i>		<i>Oecetis</i>	S
<i>Biomphalaria</i>	C/S	Megaloptera	C/S	Diptera	S
<i>Elliptio</i>	S	Sialidae	C/S	°Diptera n.i.	
<i>Corbicula fluminea</i>	C	Corydalidae		Ceratopogonidae	S
<i>Pisidium</i>	C	<i>Corydalus</i>	C	Tipulidae	S
Artropoda		Lepidoptera	S	Tipulidae n.i.	S
Crustacea		Pyralidae	S	<i>Hexatoma</i>	
Ostracoda	S	Cossidae		<i>Limnophila</i>	S
Insecta		Noctuidae		Tabanidae	S
Ephemeroptera		Coleoptera	C/S	Tabanidae n.i.	S
Ephemeroptera N.I.	S	Elmidae	C/S	<i>Chrysops</i>	
Leptophlebiidae		Elmidae n.i.	C/S	<i>Tabanus</i>	
<i>Traverella</i>	S	<i>Hexanchorus</i>	C/S	Empididae	S
Leptohiphidae		<i>Phanocerus</i>	C/S	°Empididae n.i.	S
<i>Leptohiphes</i>	S	<i>Hexacylloepus</i>	S	<i>Hemerodromia</i>	
Baetidae		<i>Neoelmis</i>	S	Chironomidae	C/S
<i>Baetodes</i>	S	<i>Macrelmis</i>	C/S	Tanypodinae	S
Odonata		<i>Cylloepus</i>	S	Diamesinae	
Calopterygidae		Elmidae sp1	S	Orthoclaadiinae	S
Calopterygidae n.i.	S	<i>Microcylloepus</i>	S	Orthoclaadiinae n.i.	C
<i>Neoneura</i>	S	<i>Heterelmis</i>	S	<i>Heterotrissocladius</i>	S
<i>Protonaura</i>	S	Gyrinidae	S	<i>Lopescladius</i>	S
Coenagrionidae		*Gyrinidae n.i.		<i>Cricotopus</i>	
<i>Argia</i>	C/S	<i>Girinus</i> sp	S	Chironominae	S
<i>Enallagma</i>	S	Trichoptera		Chironominae n.i.	C/S
Libellulidae		Trichoptera n.i.	S	<i>Polypedilum</i> sp1	S
<i>Libellula</i>	C/S	Hydropsychidae	C/S	<i>Polypedilum</i> sp2	C/S
<i>Perithemis</i>	S	*Hydropsychidae n.i..	C/S	<i>Chironomus</i>	S
Gomphidae		<i>Atopsyche</i>	S	<i>Cryptochironomus</i>	S
Gomphidae n.i.	S	<i>Smicridea</i>		<i>Stictochironomus</i>	S
<i>Aphylla</i>	C/S	° <i>Leptonema</i>	S	<i>Stenochironomus</i>	S
<i>Progomphus</i>	S	Calamoceratidae		<i>Xestochironomus</i>	S
<i>Hagenius</i>	S	<i>Phylloicus</i>	S	<i>Endochironomus</i>	
<i>Erpetogomphus</i>	S				
<i>Gomphus</i>	S				

*pupa e adulto

°pupa

xadulto

Tabela III – Distribuição do número total de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos nos principais táxons encontrados na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas pontos 1 a 14 no período de seca/05.

Táxons/Pontos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Oligochaeta	5		9	3			1	4	2	3	132	2		
Mollusca			4	2						1		22		
Insecta														
Ephemeroptera														
Leptophlebiidae						1								
Leptohyphidae	1													
Baetidae	1													
Ephemeroptera n.i.	5	2	2											
Odonata														
Calopterygidae	2	1	1		1	1	1				1			
Coenagrionidae	1		1	3			1			1	4			
Gomphidae	2		2	1	1	1						2	2	
Plecoptera														
<i>Anacroneturia</i>	2													
Hemiptera														
Naucoridae	1	1												
Belostomatidae												2		
Megaloptera														
Sialidae			2		3	3	2				1			
Corydalidae	1												1	
Lepidoptera														
Cossidae	1													
Noctuidae	2	1												
Coleoptera														
Elmidae	3	19	3	64							55			
Trichoptera														
Hydropsychidae						1					11			
Calamoceratidae	1					2					3			
Odontoceridae	1						2				3			
Hydroptilidae											2			
Leptoceridae							1							
Diptera														
Ceratopogonidae	5	3	19	1	2	3	2	2			3			
Tipulidae	2		1				1							
<i>Hexatoma</i>		6	5	1	1	1	1	2	6					
<i>Limnophila</i>		4	1			4			5					
Tabanidae						3	1				1			
Empididae		3				1	1				1			
Chironomidae	44	9	30	4	5	45	19	5		11	34			
TOTAL	87	50	81	192	22	63	35	23	6	18	255	34	2	1

Tabela IV – Distribuição do número de indivíduos por táxon identificado em cada ponto no ribeirão Pipiripau no período de seca/05.

Táxons	Ppau1	Ppau2	Ppau3	Ppau4	Ppau5	Ppau6	Ppau7
Oligochaeta	1						
Ostracoda						1	
<i>Macrobrachium</i>		1		1			
<i>Caenis</i>						1	1
<i>Protonaura</i>				2			
<i>Aphylla</i>	3		1	2			
<i>Progomphus</i>	1		1				
<i>Erpetogomphus</i>	3						
<i>Gomphus</i>	1						
<i>Lethocerus</i>		1					
Sialidae		3	1				
Dryopidae			1				
Elmidae n.i.			1			1	
<i>Hexanchorus</i>			2				
<i>Hexacylloepus</i>		3			1		
<i>Neoelmis</i>			2				
<i>Macrelmis</i>			5			1	
<i>Cylloepus</i>			1				2
<i>Microcylloepus</i>				2			
Trichoptera n.i.		2					
Trichoptera n.i. (adulto)		2					
Odontoceridae							
<i>Barypenthus</i> cf.			1	1			
Hydroptilidae							
<i>Orthotrichia</i>		1					
Pupa de Diptera						3	
Ceratopogonidae	6		6		2	1	
Tipulidae							
Tipulidae n.i.							
<i>Hexatoma</i>			1				1
Tabanidae (pupa)			1				
Empididae (pupa)							
<i>Hemerodromia</i>			1			1	
Tanypodinae	3		6		1	10	
<i>Diamesina</i>			1				
Orthoclaadiinae							
Orthoclaadiinae n.i.	1						1
<i>Heterotrissocladius</i>		1					
<i>Lopescladius</i>			1				
<i>Cricotopus</i>			1				
<i>Polypedilum</i> sp1	3		7		5	19	
<i>Chironomus</i>						10	
<i>Cryptochironomus</i>	2		9				
<i>Stictochironomus</i>	1						
<i>Stenochironomus</i>			1	1			1
<i>Xestochironomus</i>	2			2			
<i>Endochironomus</i>			2		1	10	
<i>Fissimentum</i>						11	
Total	39	22	76	18	15	81	11

Tabela V – Variação do número de indivíduos por táxon identificado em cada ponto no ribeirão Sobradinho no período de seca/05.

Táxons	Sobr1	Sobr2	Sobr3	Sobr4	Sobr5	Sobr6	Sobr7	Sobr8
Nematoda					23			
Planaria					78			
Oligochaeta	4	8	11	14	302		20	2
Hirudinea				1	68	22		2
<i>Melanoides tuberculata</i>							1	
<i>Biomphalaria</i>								
<i>Physa cubensis</i>					2			
<i>Pisidium</i>		2	4	4			1	
Ostracoda			2	18				
Ephemeroptera								
Leptophlebiidae n.i.	1							
<i>Baetodes</i>							1	
Odonata								
Calopterygidae n.i.	2							
Coenagrionidae n.i.	3	1		1	1	1		1
<i>Libellula</i>	5	2	1			2	2	1
Gomphidae n.i.	3		3	3		1		
<i>Aphylla</i>	6		5	8			7	
Hemiptera								
Naucoridae n.i.						50		
<i>Belostoma</i>	1	1			2	1		
Nepidae n.i.		2						
Megaloptera								
Sialidae		2						
Lepidoptera								
Pyralidae			1					
Coleoptera								
<i>Berosus</i> (+adulto)	+1	8+9						
<i>Halipus</i> (+adulto)							1	
Dysticidae (+adulto)	1	2				1+1		
Elmidae n.i. (+adulto)	2	1+1	+1			4	4	7
<i>Hexanchorus</i>	1							
Trichoptera								
Trichoptera n.i.	*1		3					
Hydropsychidae n.i.	5			3				1
<i>Phylloicus</i>	5							
Leptoceridae n.i.	5		3				1	
Glossosomatidae n.i.	1							
Diptera (pupa)	1	8	6	1	77	3	3	
Ceratopogonidae	8	4		5	1		6	1
Tipulidae n.i.	3					1	1	
Psychodidae	1	3						
Tanypodinae	4	109	10	12	2	4		
Chironominae n.i.	14	265	260	11	913	19	63	2
<i>Polypedilum</i> sp1	16	8	175	4			1	
<i>Chironomus</i> +pupa		311	37		3690+147			
<i>Cryptochironomus</i>			1	1			1	
<i>Stictochironomus</i>			3					
<i>Saetheria</i> cf.			1					
Total	94	747	527	86	5306	113	113	21

Tabela VI – Distribuição dos organismos nos principais táxons entre os tributários diretos do rio São Bartolomeu na seca/05.

Táxons	CQ1	PR1	TAB1	CM1	CM2	Pap1	Pap2
Nematoda							19
Planaria							14
Oligochaeta		9	4		1	4	10
Hirudinea							77
Mollusca							
<i>Melanoides tuberculata</i>		11					
<i>Biomphalaria</i>							83
<i>Physa cubensis</i>							24
<i>Pisidium</i>							7
Insecta							
Ephemeroptera							
Ephemeroptera n.i.			1			1	
Odonata							
<i>Hetaerina</i>			1				1
Macromiinae			3				
Libellulidae n.i.			1				
<i>Libellula</i>						1	1
<i>Plathemis</i>						2	
<i>Erythemis</i>							1
<i>Brachymesia</i>						1	
<i>Aphylla</i>			1			2	10
<i>Progomphus</i>							3
<i>Erpetogomphus</i>					1		
Hemiptera							
Naucoridae n.i.				2			
<i>Belostoma</i>							1
<i>Trepobates</i>						2	
Megaloptera							
Sialidae			1				
<i>Corydalus</i>	1						
Coleoptera							
<i>Berosus</i>			5				
<i>Enochrus</i>			2				
<i>Helichus</i>						1	
Elmidae n.i.			1	2	1		
<i>Neoelmis</i>				4			
<i>Macrelmis</i>				1			
Trichoptera							
<i>Atopsyche</i>				2			
<i>Smicridea</i>	2					1	
<i>Leptonema</i>				4		55	
<i>Hydroptila</i>				1			
Diptera							
Ceratopogonidae							1
<i>Hexatoma</i>					1		
<i>Pedicia</i>						1	
Tabanidae n.i.			1				
Empididae (pupa)						2	
Stratiomyidae					1		

Continuação da Tabela VI...

Táxons	CQ1	PR1	TAB1	CM1	CM2	Pap1	Pap2
Chironomidae							
Tanypodinae			13			1	
<i>Orthocladius</i>	2					98	
<i>Eukiefferiella</i>	1						
<i>Polypedilum</i> sp1	1					9	
<i>Cryptochironomus</i>						1	
<i>Stictochironomus</i>	1						
<i>Xestochironomus</i>			1				
<i>Endochironomus</i>	1						
Total	9	20	35	16	5	182	252

Tabela VII – Distribuição do número de indivíduos nos principais táxons entre os pontos de coleta no rio São Bartolomeu no período de seca/05.

Táxons	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7
Oligochaeta				9			
Mollusca							
<i>Corbicula fluminea</i>						64	
Odonata							
<i>Aeshna</i>	2						
<i>Aphylla</i>	11	1		3	11		
<i>Erpetogomphus</i>					2		
Hemiptera							
<i>Belostoma</i>				2			
Coleoptera							
<i>Lutrochus</i>	2				1		
<i>Helichus</i>	1						
<i>Hexanchorus</i>	1				2		
<i>Neoelmis</i>	1	1			2		
Trichoptera							
Polycentropodidae							
Polycentropodidae n.i.							1
Diptera							
Ceratopogonidae	1	2		1	1		
<i>Limnophila</i>		1					
Ephydriidae							
<i>Hydrellia</i>					1		
<i>Heterotrissocladius</i>					1		
<i>Lopescladius</i>				1			
Chironominae							
Chironominae n.i.					1		
<i>Polypedilum</i> sp1	1						
<i>Chironomus</i>					1		
<i>Cryptochironomus</i>	1			2	2	2	
<i>Stenochironomus</i>	1			1			
Total	22	5	0	19	25	66	1

Capítulo 5

Desenvolvimento do Índice de Integridade Biológica na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu

When human activities within a watershed (catchment) are minimal, the biota is determined by the interaction of biogeographic and evolutionary processes in the regional climatic and geological context. As human populations increase and technology advances, landscapes are altered in a variety of ways. Those changes alter the river's biota and thus the entire biological context of the river, causing it to diverge from integrity.

James R. Karr, 1999.

1 – Introdução

O primeiro índice a considerar a comunidade biológica para avaliação da qualidade ambiental usando organismos aquáticos e bactérias foi o Sistema Sapróbio desenvolvido por Kolkowitz e Marsson em 1909, considerando o poder indicador de cada organismo (Margalef, 1983). Vários outros índices foram desenvolvidos em seguida, como o Índice Biótico de Trent (Woodiwiss, 1964), o Índice Biótico Francês (1968), o *Biological Monitoring Working Party* - BMWP (1978 e 1979) entre outros (Metcalf, 1989). No Brasil, o índice biótico BMWP foi adaptado para rios do estado de Minas Gerais por Junqueira & Campos (1998) para avaliar a qualidade da água no Rio das Velhas e os índices de qualidade da água (IQA) e de proteção à vida aquática (IVA) foram aperfeiçoados para rios do estado de São Paulo (Zagatto *et al.*, 1999).

Os Índices Biótico, Biológico Global, Biótico Belga e o de Saprobidade são usados no Brasil para avaliação da qualidade da água (Strieder *et al.*, 2006). A maioria deles apresenta limitações de uso, uma vez que muitas das espécies usadas nesses índices não ocorrem em nosso país (Navas-Pereira & Henrique, 1996); por isso, muitos trabalhos utilizam índices de diversidade para avaliar alterações na comunidade bentônica em resposta às pressões antrópicas (Melo & Froehlich, 2001; Bueno *et al.*, 2003; Ayres-Peres *et al.*, 2006).

Os índices mais usados para avaliar o impacto de poluentes sobre as comunidades aquáticas são os índices de diversidade, bióticos e índices de comparação de comunidades (índices de similaridade e dissimilaridade). Os índices bióticos estabelecem a alteração, em termos de tolerância ou sensibilidade relativa, dos organismos presentes em um sistema com uma situação de poluição específica. Os índices de diversidade avaliam os efeitos da poluição na estrutura da comunidade e os índices de similaridade e dissimilaridade estabelecem os efeitos dos poluentes sobre a composição da comunidade, uma vez que verifica quais espécies são comuns a ambientes distintos que se deseja comparar (Pontasch & Brusven, 1988).

Os índices de avaliação da qualidade da água que utilizam métodos multivariados prometem compreender um sistema complexo reduzindo o grande número de variáveis coletadas em um córrego (Karr, 1981; Capítulo *et al.*, 2001). O objetivo principal desta redução de variáveis é a inferência da condição biológica (Brinck, 2002).

Em 1981 surgiu o primeiro índice com análise multimétrica baseado na comunidade de peixes para avaliação da integridade biótica de ecossistemas aquáticos (Karr, 1981), adaptado para bentos em 1989, como parte do Protocolo de Bioavaliação Rápida desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA) (Barbour *et al.*,

1999). Kerans & Karr (1994) adaptaram o índice de análise multimétrica com macroinvertebrados bênticos para avaliar a integridade biológica dos rios no Vale do Tennessee.

Assim, em muitos países foram desenvolvidos índices de Integridade Biológica para avaliação da qualidade da água usando vários grupos da biota aquática como a comunidade de peixes (Lyons *et al.*, 1995; Araújo, 1998; Snyder *et al.*, 2003), de perifíton (Hill *et al.*, 2003) ou a comunidade de organismos bentônicos (Kerans & Karr, 1994; Chessman & McEvoy, 1998; Simić & Simić, 1999; Capítulo *et al.*, 2001; Buffagni *et al.*, 2004) auxiliando na determinação da “saúde” de córregos e rios em vários países.

O Índice de Integridade Biótica baseado na taxocenose de peixes foi adaptado, pela primeira vez no Brasil, no estado do Rio de Janeiro para o rio Paraíba do Sul, visando à obtenção de um padrão de monitoramento biológico que permitisse inferir a qualidade da água de maneira segura, robusta e independente de variações em curto prazo (Araújo, 1998). Outros trabalhos se seguiram com o objetivo de avaliar a integridade biológica usando a taxocenoses de peixes (Araújo *et al.*, 2003; Ferreira & Casatti, 2006) e as respostas desses organismos a variações na qualidade da água e do habitat (Casatti *et al.*, 2006).

Todavia, os primeiros trabalhos de análise multivariada usando macroinvertebrados bentônicos para analisar a integridade de ambientes lóticos foram desenvolvidos no Brasil por Silveira *et al.* (2005) para a bacia do rio Macaé, no estado do Rio de Janeiro e ampliado para rios da Floresta Atlântica nesse mesmo estado, por Baptista *et al.* (2007).

Tradicionalmente, a avaliação da qualidade da água em rios tem sido baseada em medidas físicas, químicas e algumas características biológicas em áreas degradadas, mas pouco se tem feito para que esses ambientes recuperem sua condição natural. Com esta preocupação, muitos pesquisadores têm buscado uma avaliação mais ampla dos sistemas aquáticos, com ênfase nos aspectos característicos de áreas pouco alteradas e análise de toda a estrutura física do habitat (Rapport *et al.* 1998; Harper *et al.*, 2000; Jansen *et al.*, 2000; Lazaridou-Dimitriatou *et al.*, 2000; Barbour *et al.*, 1996; Capítulo *et al.*, 2001). Esta nova abordagem tem sido denominada avaliação da integridade biológica ou da saúde dos rios e envolve a comparação entre áreas similares sem degradação (áreas de referência) com os ambientes degradados. Informações importantes são fornecidas por meio deste novo tipo de avaliação como o tipo e a intensidade do impacto, a resposta dos organismos frente ao impacto e o quanto o ambiente está distante da sua condição natural (Norris & Thoms, 1999).

Caracterizar áreas de referência para avaliações de integridade biológica dos ambientes aquáticos, identificar os principais estressores e as respostas dos organismos bentônicos frente ao estresse, não é uma tarefa fácil. Muito esforço tem sido aplicado para este fim, com o uso de métodos de análise multivariada (Karr, 1991; Moog & Chovanec, 2000; Morley & Karr, 2002; Hering *et al.* 2004; Böhner *et al.*, 2004; Bossche & Usseglio-Polatera, 2005; Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2007), auxiliando na gestão das bacias hidrográficas.

O conhecimento sólido de áreas de controle com condições ambientais pouco alteradas é essencial em programas de biomonitoramento. Essa condição de controle pode ser definida como “condição de referência” (Bailey *et al.*, 2004), a qual compara áreas em condições de representar ambientes minimamente perturbados, organizados pelas características físicas, químicas e biológicas selecionadas. Assim, vários locais de referência agem como réplicas para avaliação da variabilidade natural, fornecendo um biomonitoramento mais confiável do impacto humano em outros locais. No entanto, a seleção de ambientes em condições de referência é muito difícil e freqüentemente, os locais selecionados como referência são insuficientes para suprir a grande variabilidade regional. Além disso, locais de referência não estão facilmente disponíveis devido à forte pressão antrópica sobre os ecossistemas aquáticos, podendo gerar uma indicação tendenciosa dos níveis de poluição (Bonada *et al.*, 2006).

Petersen (1992) desenvolveu um inventário para avaliação das condições de qualidade ambiental em áreas agrícolas (RCE – *Riparian, Channel and Environmental*), classificando os ambientes em cinco classes, por meio da análise de 16 características físicas, químicas e biológicas da paisagem como um todo. Algumas dessas características podem ser destacadas, entre elas o uso da terra entre a zona ripária imediata, a amplitude da zona ripária na margem dos rios (variando entre 30, 10 e 1m de largura) e o estado de preservação da zona ripária (grau de fragmentação da mata). Este inventário tem sido aplicado em alguns estudos de integridade biológica em rios brasileiros na definição de áreas de referência e tipos de impacto nos sistemas aquáticos lóticos (Buss *et al.*, 2002; Baptista *et al.*, 2007). Barbour *et al.* (1996) usaram apenas mapas para selecionar áreas quanto ao domínio do substrato, tipo de rocha predominante e aspectos hidrológicos para definição preliminar de áreas de referência em escala regional. Análise multivariada foi utilizada para verificar diferenças entre regiões geográficas. Dados de qualidade da água foram selecionados para estabelecer condições locais de referência.

Segundo o Conceito do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980) a estrutura dos grupos tróficos de alimentação é fortemente influenciada pelo tipo e qualidade do alimento

disponível no meio. De acordo com este conceito, é previsível a variação dos grupos tróficos no sentido nascente-foz, com organismos fragmentadores dominantes nas áreas mais próximas às nascentes, onde o recurso alimentar é constituído por matéria orgânica grossa de origem alóctone e por coletores que utilizam o material disponibilizado pelos fragmentadores. Com o aumento da produtividade dentro dos sistemas aquáticos ao longo dos rios, a comunidade bentônica passaria então a ser dominada por organismos raspadores, coletores e filtradores, adaptados, respectivamente, a remover nutrientes do filme de algas presas a substratos, a coletar a matéria orgânica particulada mais fina e a filtrar a água para reter o material orgânico em suspensão.

Os objetivos desse trabalho são: (i) avaliar as respostas dos organismos da comunidade bentônica submetida a diferentes tipos e intensidades de pressão antrópica na bacia do rio São Bartolomeu; (ii) identificar áreas de referência; (iii) propor um índice de integridade biológica que auxilie na identificação dos principais agentes estressores nos sistemas aquáticos desta área; e (iv) fornecer subsídios para medidas de manejo e restauração dos ambientes degradados.

Considerando a alta relação da estrutura física do habitat com os padrões de distribuição da comunidade bentônica, é possível inferir que ambientes mais íntegros abriguem maior abundância e riqueza de táxons. As hipóteses a serem testadas neste trabalho são: (i) padrões de distribuição podem ser estabelecidos na comunidade, discriminando ambientes com diferentes tipos e intensidades de impacto de áreas íntegras por meio de medidas das variações na estrutura e composição da comunidade bentônica de origem natural ou antrópica; e ainda, (ii) que a integridade biológica de um sistema aquático está intimamente relacionada à integridade da paisagem onde este sistema está inserido.

2 – Material e Métodos

Visando simplificar a metodologia de análise para definição das áreas em condições de referência e áreas submetidas a diferentes impactos, os ecossistemas estudados foram classificados de acordo com a proposta de Callisto *et al.* (2002) para avaliação da diversidade de habitats em rios, onde as pontuações finais refletem o nível de preservação das condições ecológicas.

Os padrões de distribuição da fauna em relação às condições físicas e químicas da água foi testado por meio da Análise de Correlações Canônicas (ACC) com o auxílio do pacote estatístico PC-Ord 4.

Aspectos da estrutura da comunidade como a composição, abundância relativa e diversidade dos principais táxons de macroinvertebrados bentônicos foram avaliadas para a elaboração do índice de integridade biológica na bacia do rio São Bartolomeu (Tabela I).

Tabela I - Atributos biológicos usados na análise do índice biológico de bentos e o efeito hipotético do impacto na estrutura, composição e funcionamento do ecossistema aquático na bacia do rio São Bartolomeu.

Simbologia	Medidas	Resposta prevista ao impacto
	Medidas de Composição	
EPT	% de larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	Diminui
PCOL	% de larvas de Coleoptera	Diminui
PODO	% Odonata	Aumenta
PDIP	% de larvas de Diptera	Aumenta
*PCHIRO	% Chironomidae	Aumenta
PPOLY	% <i>Polypedilum</i> (Diptera: Chironomidae)	Aumenta
POLG	% Oligochaeta	Aumenta
ABUN	Abundância total	Aumenta
	Medidas de Riqueza	
TAXA	Total de Táxons	Diminui
TEPT	Táxons de EPT	Diminui
TCOL	Táxons de Coleoptera	Diminui
TODD	Táxons de Odonata	Diminui
TDIP	Táxons de Diptera	Diminui
TCHI	Táxons de Chironomidae	Diminui
DIVER	Diversidade	Diminui
	Medidas tróficas	
PCLH	% Coletor	Aumenta
PFIL	% Filtrador	Diminui
PFRA	% Fragmentador	Diminui
PRASP	% Raspador	Diminui
PPRED	% Predador	Aumenta

* O percentual de Chironomidae foi avaliado apenas em relação à abundância de Diptera.

A comunidade bentônica também foi avaliada de acordo com a estrutura dos grupos tróficos. Os grupos tróficos para diversos grupos da comunidade bentônica foram definidos de acordo com Merritt & Cummins (1996) e adaptações para as regiões de mata Atlântica no Brasil (Cummins *et al.*, 2005), os grupos tróficos para as larvas de Chironomidae foram definidos de acordo com Henriques-Oliveira *et al.* (2003).

A sensibilidade das medidas propostas para o índice foi analisada por meio de Box-Plot de acordo com o nível de sobreposição de interquartil, usando o programa Systat (versão 10.0) para avaliar a capacidade de cada medida em diferenciar áreas de referência de ambientes degradados (Barbour *et al.*, 1996). Este tipo de análise de Box-Plot possibilita uma melhor visualização da amplitude de variação das medidas pareadas lado a lado.

A sensibilidade das medidas é avaliada de acordo com sua variação em quatro níveis de sensibilidade (0 a 3): não existindo sobreposição ao alcance do interquartil, a sensibilidade é considerada de nível 3; quando há alguma sobreposição interquartil, a sensibilidade será de nível 2, se as medianas estiverem fora do alcance da sobreposição; a sensibilidade 1 é

estabelecida quando a sobreposição é moderada e apenas uma das medianas estiver fora do alcance da sobreposição interquartis; a sensibilidade 0 ocorre quando há extensa sobreposição interquartis e, portanto, as diferenças entre as áreas não são detectadas (Figura 1).

Deste modo, a sensibilidade de cada parâmetro medido é analisada quanto ao seu poder em distinguir o impacto na comunidade bentônica em relação ao seu meio ambiente. Uma medida pode ser capaz de discriminar áreas em condição de referência de ambientes impactados (escores 2 e 3) ou verificar a variabilidade natural em áreas íntegras quando a medida não apresenta diferença discriminante entre os locais (escores 0 e 1). Deste modo, os maiores valores do índice em cada ponto devem ser encontrados nas áreas mais degradadas, onde o impacto é severo. Para confirmar a sensibilidade das medidas em distinguir áreas de referência e impactadas, um teste de diferenças entre médias de Mann-Whitney (U) foi aplicado (Zar, 1996).

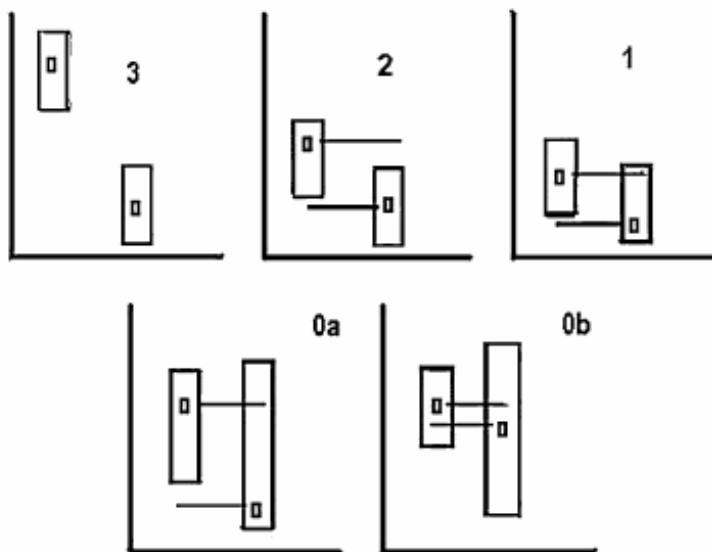


Figura 1 – Avaliação da sensibilidade das medidas biológicas, de acordo com Barbour *et al.* (1996). Os pequenos quadrados representam as medianas e as caixas representam a amplitude interquartis (25%til e 75%til). A pontuação 3 equivale a medidas sem sobreposição interquartil; a pontuação 2 indica sobreposição interquartil onde as medianas estão fora da sobreposição; a pontuação 1 reflete uma sobreposição moderada, mas com apenas uma mediana fora da sobreposição e, finalmente, a pontuação 0 indica uma extensa sobreposição interquartil (a) ou ambas as medianas dentro da sobreposição (b).

Depois de confirmada a sensibilidade de cada medida, escores devem ser definidos para padronização das respostas previstas de cada medida frente ao impacto em diferentes escalas numéricas (Karr, 1991; Barbour *et al.*, 1996). As variações dos resultados em relação aos limites estabelecidos pelos quartis (75 e 25%til) das áreas de referência foram usadas por esses autores para estabelecer escores de classificação das áreas quanto à intensidade do impacto. Para aquelas medidas que diminuem em resposta ao impacto, um valor abaixo do

primeiro quartil (25%til) da condição de referência assumiria um escore máximo; por outro lado, para medidas que aumentam em resposta ao impacto, os valores abaixo do terceiro quartil (75%) da condição de referência assumiriam também um escore máximo. Esses escores podem variar entre 5, 3 e 1, classificando os ambientes em diferentes níveis de impacto: o escore 5 representa o valor máximo de referência da população; o 3 representa uma condição mais baixa; e o 1 representa o maior desvio do valor esperado (Figura 2).

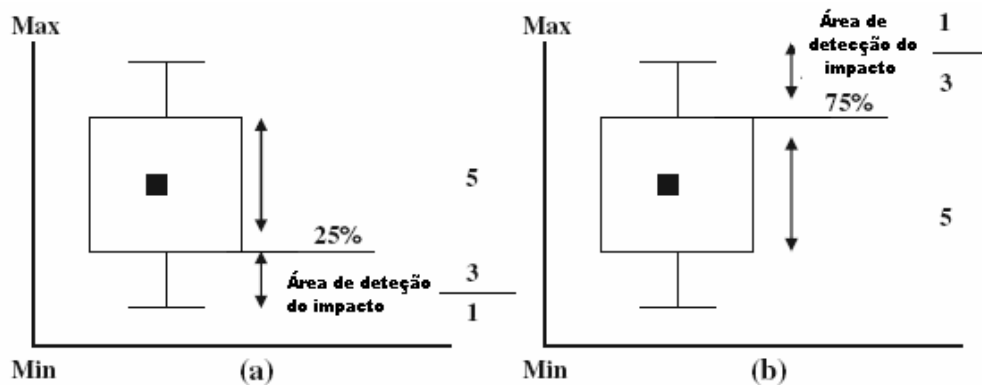


Figura 2 – Critério de classificação em escores das medidas sensíveis em discriminar áreas de referência: (a) medidas que se esperam diminuição em número em resposta ao impacto e (b) medidas que se esperam aumento em número em resposta ao impacto (Barbour *et al.*, 1996).

3 – Resultados

As medidas selecionadas para aplicação no índice de integridade biológica foram primeiramente analisadas em Box-Plot para visualização do comportamento da comunidade nos diferentes pontos amostrados (Figura 3). A grande amplitude de variação na abundância dos organismos nos pontos de maior impacto frente ao elevado número de zeros na abundância dos organismos em vários pontos, não permitiu uma boa visualização dos dados de abundância total da comunidade, tendo sido, por este motivo, excluída da análise.

No entanto, o baixo número de táxons dos mais importantes grupos representativos da comunidade bentônica separados como medida do índice permitiu uma melhor visualização da amplitude da variação entre todos os pontos amostrados.

O número de táxons de Chironomidae (Diptera) apresentou também grande variação entre os pontos impactados, Darm12 e Pap 2, e os demais pontos, minimizando as diferenças entre as demais áreas, dificultando a visualização. Porém, o percentual de larvas de Chironomidae em relação a outras larvas de Diptera foi elevado na maioria dos pontos.

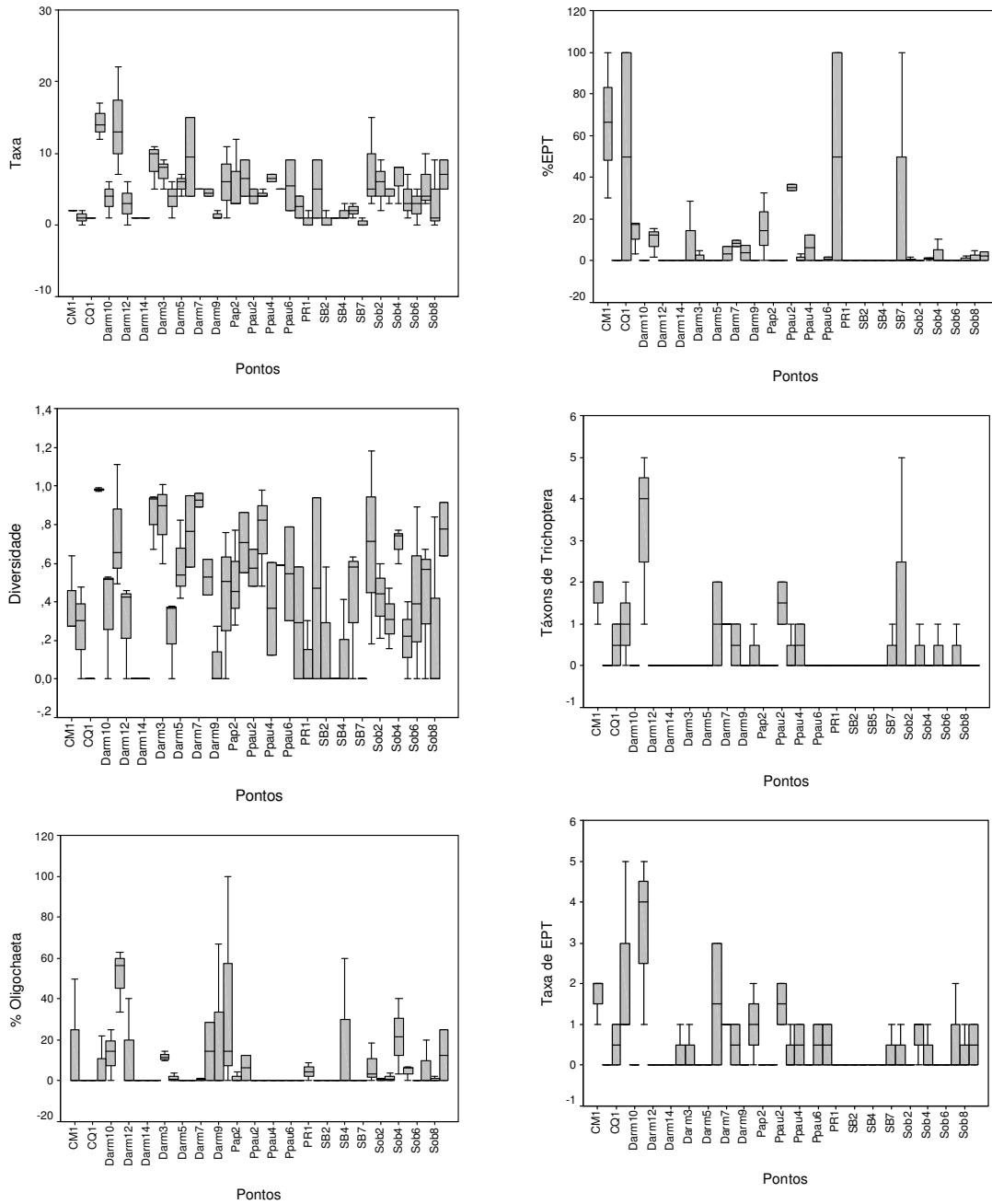


Figura 3 – Box-Plot de cada medida selecionada para o Índice de Integridade Biológica na bacia do rio São Bartolomeu: sub-bacias dos ribeirões Mestre D’Armas (Darm 1-14), Pipiripau (Ppau1-7), Sobradinho (Sobr1-8), rio São Bartolomeu (SB1-7) e seus principais tributários: o rio Paranoá (PR1) e os córregos Taboca (Tab1), do Meio (CM1-2), Quinze (CQ1), Papuda (Pap1-2), no período de seca /05.

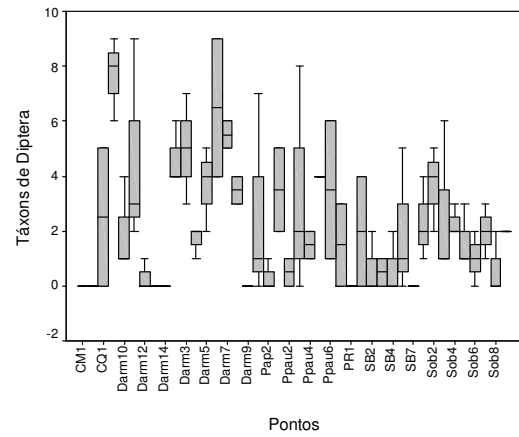
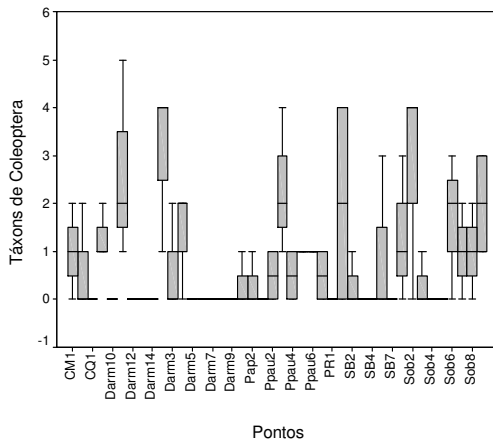
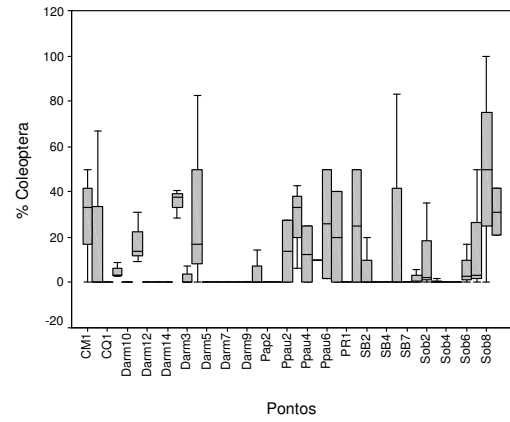
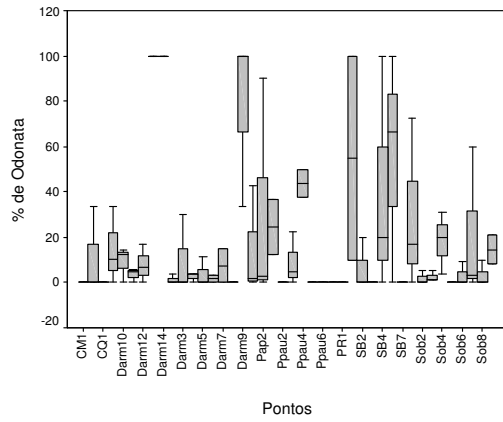
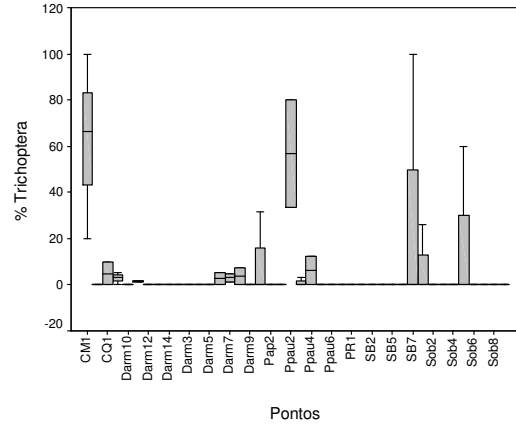
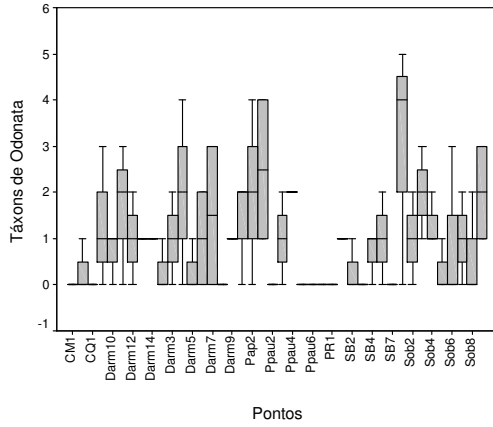


Figura 3 – Continuação...

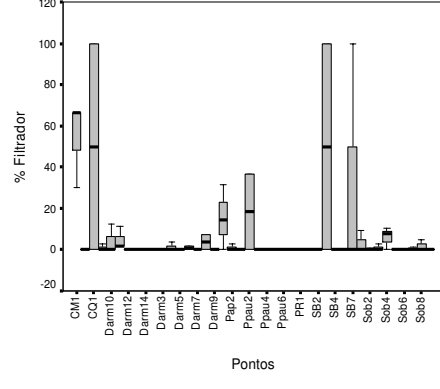
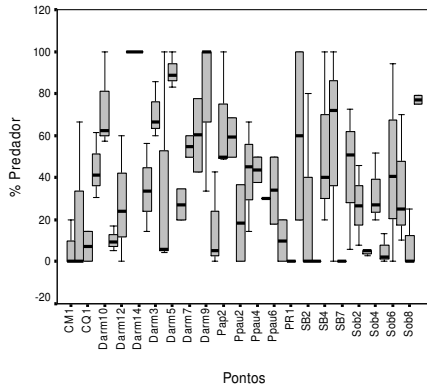
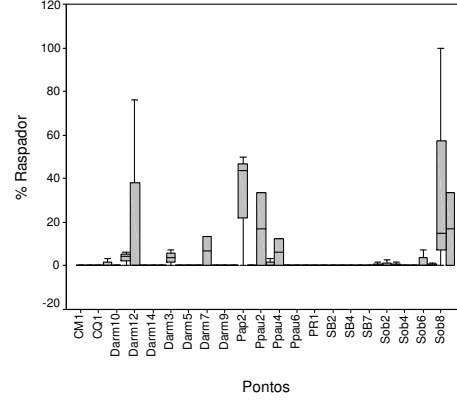
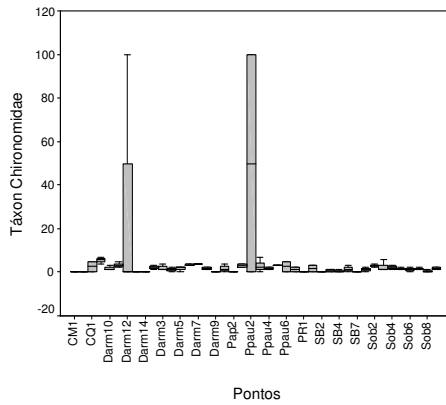
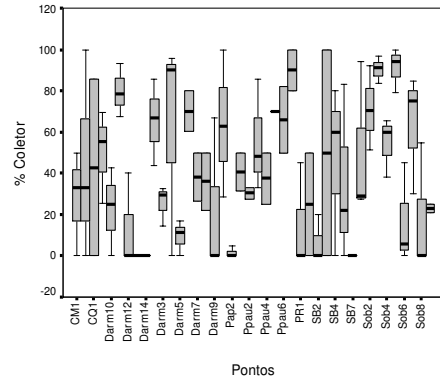
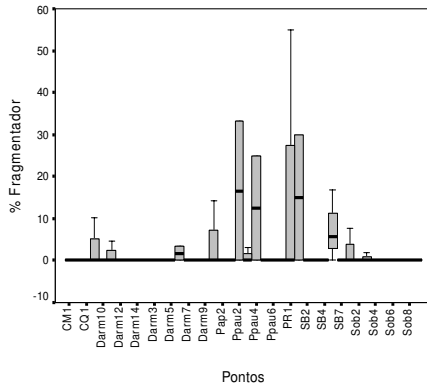
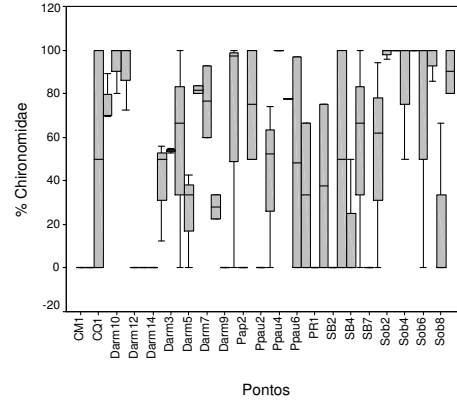
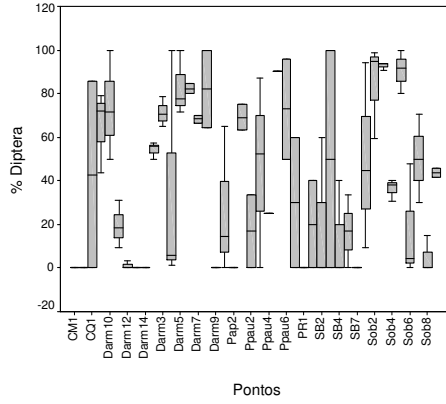


figura 3 – Continuação...

F

Organismos com hábito raspador e filtrador também apresentaram pequena contribuição no funcionamento dos sistemas analisados, sendo encontrados em baixo número e com distribuição restrita a poucos pontos. Ao contrário, organismos com hábito predador e coletor foram amplamente distribuídos.

A análise de ACC dos dados de abundância dos principais grupos da comunidade bentônica, como as larvas de Odonata, Coleoptera, Diptera, Trichoptera+Ephemeroptera e larvas de Chironomidae, e características físicas e químicas da água explicaram 53,2 % da variação dos dados, respectivamente 44,0 e 9,2%, eixos 1 e 2 (Tabela II). Esta análise revelou que a variação na estrutura da comunidade entre os pontos amostrados está negativamente relacionada com os parâmetros físicos do meio (Figura 4).

Tabela II – Resultados da ACC dos macroinvertebrados bentônicos analisados no período de seca/05.

Total de Variância dos dados	Principais Eixos	
	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,223*	0,047*
Variância dos dados Biológicos		
% Variância explicada	44,0	9,2
Correlação de Pearson Táxons x Ambiente [§]	0,908*	0,622*
Correlações inter conjuntos		
Alcalinidade	0,068	-0,638
Condutividade	-0,579	0,084
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	-0,447	0,009
Oxigênio dissolvido (OD)	-0,462	0,256
OC	0,385	-0,308
Nitrato	-0,692	0,026
Amônia	-0,454	0,063

[§]Correlação entre os escores das amostras de cada eixo dos dados biológicos (abundância de táxons) e os escores das variáveis ambientais.

*p < 0,01 (Teste de Monte Carlo, 999 permutações)

A abundância das larvas de Trichoptera e as de Ephemeroptera (TriEphe), foi a principal medida relacionada com a variação das condições de preservação dos pontos amostrados. Estes organismos apresentaram maior correlação com os dois eixos principais, devido à diminuição da abundância e do número de táxons com o aumento da degradação dos sistemas aquáticos. Ao mesmo tempo foram favorecidos em áreas com distúrbio intermediário. As larvas de Coleoptera, Odonata, Diptera e número total de táxons em cada ponto apresentaram alta correlação com o eixo um, mas correlação negativa com o eixo dois (Figura 4).

As larvas de Chironomidae foram o único grupo de organismos da comunidade bentônica que apresentou correlação negativa com o eixo um da ACC, mostrando maior

resistência a poluição orgânica. Os pontos Sobr2, 3, 5 e 8 foram os mais degradados, apresentando maior concentração de nutrientes e maior abundância de larvas de Chironomidae.

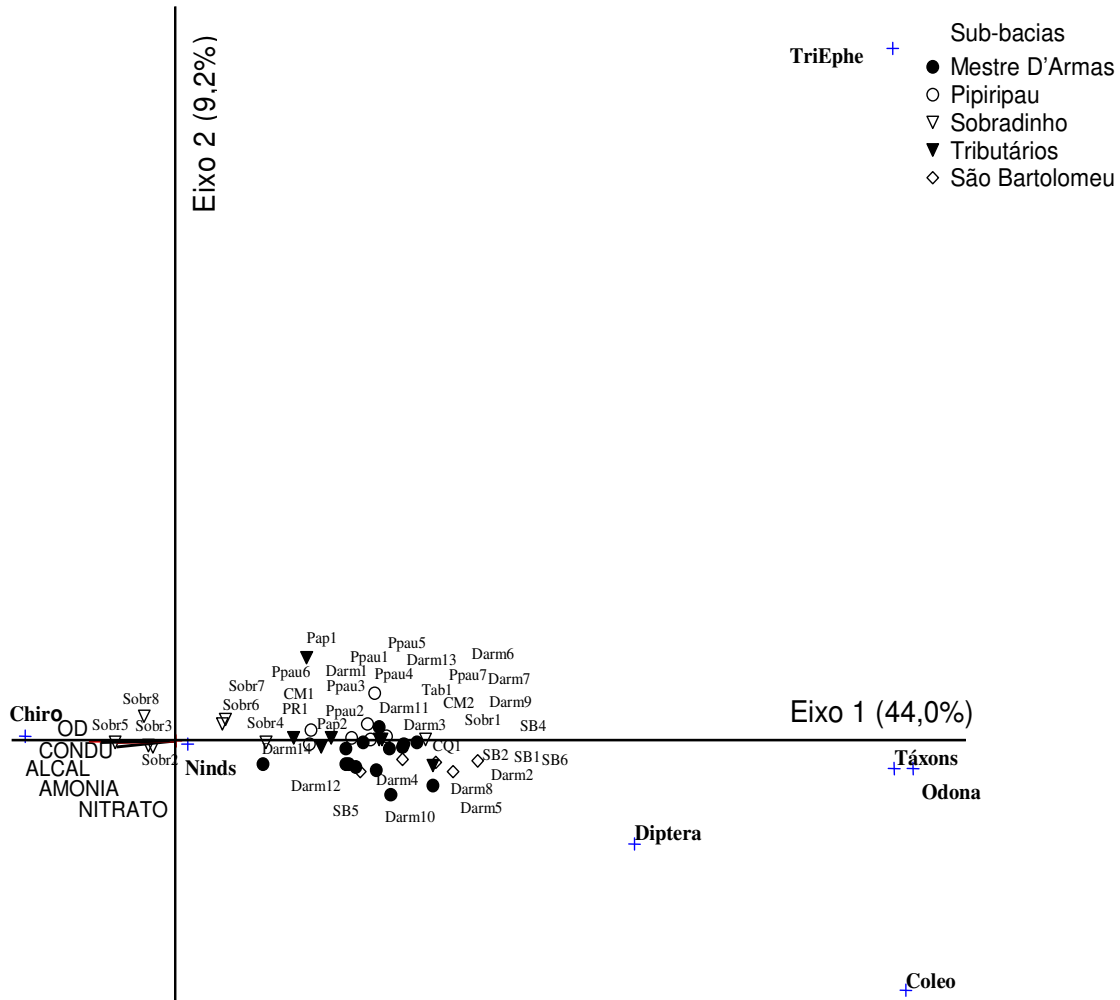


Figura 4 – Correlações entre os escores da ACC e as variáveis biológicas e as físicas e químicas nos pontos amostrados em cada sub-bacia do rio São Bartolomeu, no período de seca/05.

A maioria dos pontos amostrados apresentou baixa correlação com os dois eixos principais, sendo esta positiva com o primeiro eixo, ao passo que os pontos mais degradados apresentaram correlação negativa. Tal situação ocorreu principalmente no ribeirão Sobradinho nos pontos Sobr2, 3 e 5, caracterizado pelo aumento no número de indivíduos de larvas de Chironomidae e pela entrada de nutrientes orgânicos.

O protocolo de avaliação rápida para análise da diversidade de habitats aquáticos (Callisto *et al.*, 2002) foi útil neste estudo para distinguir áreas submetidas a diferentes níveis de pressão antrópica, revelando que a maioria dos pontos se encontra alterada quanto à qualidade do meio físico (Tabelas III a VII).

Tabela III – Resultados da avaliação da diversidade de habitat calculados com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al.* (2002) e as principais características físicas do ribeirão Sobradinho (Sobr1-8).

Pontos (sigla)	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Nível de Integridade de Habitat	Candidata a Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Principais Impactos
Sobr1	15° 38,27' S 47° 46,40' W	0,41	2,00	0,41	Fluxo Baixo	63,00	Natural	Não	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura “normal” (+/-).	Mata fechada, praticamente nascente, difícil acesso. Dossel um pouco aberto; à montante, plantação de eucalipto.
Sobr2	15° 38,42' S 47° 47,35' W	0,20	6,00	0,20	Fraca	40,00	Impactado	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura “normal” (só de um lado).	Área com mata extensa em uma das margens; a outra margem queimada. Área com deposição de sedimentos.
Sobr3	15° 38,17' S 47° 48,55' W	0,40	2,80	0,40	Média	37,00	Impactado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Vegetação ocupada por capim; muito degradada. Acelerado processo de assoreamento, com acúmulo de sedimento nas margens.
Sobr4	15° 39,34' S 47° 48,92' W	2,00	8,00	0,50	Fraca	51,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área com mata baixa (mais área alagada com arbustos que mata de floresta).
Sobr5	15° 39,95' S 47° 48,60' W	2,00	4,00	0,50	Fraca	14,00	Impactado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Jusante de descarte de efluente de esgoto tratado (lagoas de estabilização); muito impactado. Água verde, turva; mau cheiro.
Sobr6	15° 42' 46,2" S 47° 45' 40,1" W	1,50	6,10	1,00	Fraca	60,00	Alterado	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura “normal”.	Córrego turvo, em área com mata parcialmente preservada. Árvores caídas e dossel parcialmente aberto sobre trechos do córrego; deposição de lixo. Caminhões-pipa retiram água do rio. Obras para asfaltamento de rodovia, material em suspensão no ar (solo vermelho).
Sobr7	15° 43' 41,6" S 47° 42' 04,1" W	0,47	9,70	0,47	Forte	75,00	Natural	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura “normal”.	Cobertura vegetal pequena; próximo a residência (área rural). Muitos caules caídos. Alguns lixos acumulados nas áreas de remanso. Margem deflorada. Ilha no meio do córrego.
Sobr8	15° 43' 55,7" S 47° 40' 37,3" W	0,89	6,90	0,89	Lenta	72,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Água ligeiramente turva com cor de chá esverdeada. Mata cobrindo extensão em parte, com área de clareira; extensão da mata 100m, área de deposição de folhas e troncos caídos.

Tabela IV – Resultados da avaliação da diversidade de habitat calculados com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al.* (2002) e as principais características físicas do ribeirão Mestre D'Armas (Darm1-14).

Pontos sigla	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Nível de Integridade de Habitat	Candidata à Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Observações
Darm1	15° 35' 32,1" S 47° 38' 13,6" W	0,14	2,80	0,14	Rápida	98,00	Natural	Sim	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidencia de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Leito com rochas e briófitas; pedras grandes; presença de corredeiras. Área de preservação permanente. Córrego Brejinho, nascente do ribeirão Mestre D'Armas.
Darm2	15° 35' 18,9" S 47° 39' 34,4" W	0,53	2,90	0,53	Média	91,00	Natural	Sim	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidencia de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Água escura. Presença de barragem de captação para abastecimento da população local. Área de preservação permanente, córrego Monteiro (sub-bacia Mestre d'Armas).
Darm3	15° 35' 32,6" S 47° 40' 00,0" W	0,20	2,50	0,20	Rápida	94,00	Natural	Sim	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Barragem CAESB - captação de água para abastecimento; à montante (barragem com fluxo lento e proliferação de algas). Massa de algas cor-de-rosa.
Darm4	15° 36' 23,0" S 47° 41' 28,2" W	0,39	3,60	0,39	Média	64,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Margem com capim dos dois lados; há entrada de afloramento de água que vem da mata fechada da ESECAE (lateral ao ponto). Algumas macrófitas. Ocupação urbana (deposição de lixo à montante).
Darm5	15° 35' 42,3" S 47° 44' 45,2" W	0,56	4,20	0,56	Alta	88,00	Natural	Sim	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Água corrente (captação de água à jusante e desvio do córrego); área anteriormente utilizada para o turismo ecológico (mata pouco degradada, com algumas invasoras, clareiras em alguns trechos; próximo a margem, cerrado com forte crescimento de mata se fechando sobre o rio. Córrego Sarandi.
Darm6	15° 35' 12,9" S 47° 43' 57,7" W	0,66	6,00	0,66	Lenta	50,00	Alterado	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Área com mata extensa; proximidade de pasto queimado e ponte. Córrego Sarandi.

Tabela IV – Continuação...

Pontos sigla	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Nível de Integridade de Habitat	Candidata à Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Principais Impactos
Darm7	15°59'14,1"S 47°71'36,8"W	0,80	2,50	0,80	Lenta	44,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área próxima a cultura de hortaliças e a tanques de pesca (Pesque-Pague), com forte canalização do rio e acentuado processo de assoreamento das margens com deposição de sedimento nas margens, muita argila amarelada.
Darm8	15°35'88"S 47°40'23"W	0,80	2,50	0,80	Média	33,00	Impactado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Coleta no córrego Fumal (sub-bacia Mestre D'Armas), fora da área de proteção ambiental e com forte pressão antrópica urbana, localizado próximo a um pesque-pague, grande quantidade de água é bombeada do rio para os tanques.
Darm9		2,00	3,00	0,50	Média	48,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Forte pressão antrópica, vegetação marginal praticamente ausente em uma das margens, rio estreito (2º ordem), águas turvas, sedimento escuro.
Darm10	15°62'08,6"S 47°66'44,9"W	1,50	3,00	0,80	Lenta	53,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Leve cheiro de esgoto no sedimento, muita deposição de sedimento nas margens, área urbana.
Darm11	15°37'79"S 47°38'83"W	0,80	1,00	1,00	Média	32,00	Impactado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Completa ausência de vegetação marginal, sedimento escuro. Córrego de 1º ordem, localizado em área urbana, submetido a forte pressão antrópica.
Darm12	15° 38' 49,8" S 47° 40' 32,5" W	3,00	10,0	3,00	Lenta	73,00	Natural	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Embaixo de ponte (próximo ao morro da capelinha); vegetação parcialmente alterada, fundo com plantas aquáticas, "ilha" de vegetação no meio do rio. Saida de lagoa de estabilização da CAESB.
Darm13	15° 38' 46,5" S 47° 41' 37,7" W	0,36	3,85	0,36	Média	59,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área próxima a ponte; desmatada, com algum remanescente de mata. Corrente moderada; margem ocupada com mato; caule e tronco dentro da água; próxima à estrada; área marginal queimada.
Darm14	15° 39' 29,8" S 47° 40' 35,0" W	2,00	5,00	1,00	Moderada a lenta	51,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Mata em um dos lados da margem; margem esquerda com pasto e algum remanescente de mata.

Tabela V – Resultados da avaliação da diversidade de habitat calculados com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al.* (2002) e as principais características físicas do ribeirão Pipiripau (Ppau1-7).

Pontos sigla	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Nível de Integridade de Habitat	Candidata à Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Principais Impactos
Ppau1	15° 33' 45,5" S 47° 30' 39,7" W	1,00	4,80	0,75	Moderada a lenta	79,00	Natural	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Área com pastos nas duas margens e pequena extensão de mata; solo argiloso e muita deposição de serrapilheira. Alguns galhos e troncos caídos; deposição de argila e areia nos remansos.
Ppau2	15° 34' 46,8" S 47° 30' 23,0" W	0,62	4,60	0,62	Moderada a lenta	57,00	Alterado	Não	Entre 50 e 70% da vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Área de captação da CAESB. Cerrado provavelmente do tipo rupestre Área bem preservada, sem mata de galeria mas com vegetação do cerrado bem preservado; solo com horizonte lixiviado; poucas áreas de remanso; muitas rochas no leito, algumas raízes e pequenos caules.
Ppau3	15° 39' 20,2" S 47° 35' 46,4" W	0,90	6,00	0,90	Moderada a lenta	98,00	Natural	Sim	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Alta declividade do terreno, promove grande entrada de sedimento no rio, localizado a montante de uma pequena ponte de terra batida, em área agrícola com cultura de grãos.
Ppau4	23°22,7'30,1"S 82°72'49,2"W	2,00	4,00	0,50	Moderada a lenta	48	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área com remanescente de mata só em poucos pontos; área de ocupação rural; pastagem ocupando toda a margem; erosão acentuada em margem sem vegetação.
Ppau5	15° 38' 53,8" S 47° 35' 13,9" W	1,00	8,50	0,50	Moderado a lento	65,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Mata bem preservada; com troncos e caules caídos; área de remanso com muitos galhos e troncos
Ppau6	15° 39' 31,2" S 47° 36' 55,1" W	1,10	7,80	1,10	Rápida	87,00	Natural	Não	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Área com remanescente de mata só em poucos pontos; área de ocupação rural; pastagem ocupando toda a margem; erosão acentuada em margem sem vegetação.
Ppau7	15° 40' 20,8" S 47° 39' 27,1" W	0,50	6,0	0,50	Média	61,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área com pastos nas duas margens e pequena extensão de mata; solo argiloso e muita deposição de serrapilheira. Alguns galhos e troncos caídos; deposição de argila e areia nos remansos; ponte próxima.

Tabela VI – Resultados da avaliação da diversidade de habitat calculados com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al.* (2002) e as principais características físicas dos tributários diretos nos córregos do Meio (CM1-2), Quinze (CQ1), rio Paranoá (PR1) e córregos Papuda (Pap 1-2) e Taboca (Tab 1-2)

Pontos sigla	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Nível de Integridade de Habitat	Candidata à Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Principais Impactos
CM1	15° 41' 54,9" S 47° 42' 48,5" W	0,90	2,90	0,90	Moderada	87,00	Natural	Sim	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Presença de vários microhabitats, sedimento heterogêneo e estável, área rural.
CM2	15° 41' 58,2" S 47° 42' 07,6" W	0,80	5,00	0,80	Moderada	71,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área de mata pequena, com clareiras. Folhas e caules caídos na água.
CQ1	15° 41' 00,1" S 47° 39' 41,7" W	0,20	5,00	0,20	Moderada	72,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Margens desflorestadas com manchas de mata. Localizado na Estação de tratamento de esgoto da CAESB, deságua no rio São Sebastião próximo ao efluente da ETEo (jusante). Fundo com cascalho.
PR1	15° 47' 17,1" S 47° 45' 25,0" W	1,00	22,00	1,00	Forte	72,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Trecho largo, com muitas pedras no fundo; cobertura de algas no leito, água esverdeada. Mata estreita nas margens; pequena ocupação urbana/rural (muita deposição de lixo). Assoreamento inicial.
Pap1	15° 54' 05,8" S 47° 44' 52,0" W	0,40	5,20	0,40	Rápida	62,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área de remanescente de mata, no interior da área da ETE de São Sebastião (montante). Cascalho, árvores caídas, troncos, folhas, água turvas; muito material em suspensão.
Pap2	15° 53' 58,8" S 47° 44' 35,1" W	0,80	3,70	0,50	Moderada	55,00	Alterado	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Ponto após entrada de efluentes da ETE de São Sebastião. Capim em toda margem; árvores remanescentes de mata; deposição de lama e lixo. Algas filamentosas.
Tab1	15° 52' 29,5" S 47° 43' 34,1" W	0,15	8,10	0,15	Lenta	69,00	Natural	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Fazenda Taboquinha. Muita área de margem exposta; remanescente de mata na margem esquerda. Nas áreas de remanso a água fica esverdeada. Formação de bancos de cascalho e areia em vários pontos. Algas filamentosas verdes e pretas.

Tabela VII – Resultados da avaliação da diversidade de habitat calculados com base na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida desenvolvido por Callisto *et al.* (2002) e as principais características físicas do rio São Bartolomeu (SB1-7)

Pontos sigla	Coordenadas	Prof (m)	Larg (m)	Transp (m)	Velocidade da corrente km/h	Diversidade de Habitat	Candidata à Área de Referência	Presença de Mata Ciliar	Observações
SB1	15° 40' 59,6" S 47° 39' 44,8" W	1,50	7,00	0,80	Rápida	46,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Margem degradada ocupada por capim (pasto); margem esquerda com remanescentes de mata (manchas); rochas afloradas próximas às margens. Área com ocupação rural e pequena cidade (Vale do Amanhecer); deposição de lama nos remansos; plantação de milho.
SB2	15° 41' 45,9" S 47° 40' 16,9" W	2,50	6,50	0,50	Moderada	58,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Trecho sob ponte; mata de galeria degradada em vários trechos, sem cobertura vegetal marginal, capim. Área do rio larga, água esverdeada.
SB3	15° 44' 01,2" S 47° 40' 30,4" W	1,00	16,50	0,50	Moderada a Forte	59,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Água turva; sob ponte; e meio esverdeada. Adjacentes: pasto queimado; mata degradada. Alguns troncos caídos na água. Embaixo da ponte, há rochas aflorando em alguns pontos; áreas à montante sem vegetação; cana-de-açúcar às margens do córrego.
SB4	15° 47' 34,7" S 47° 41' 28,2" W	2,50	13,10	0,80	Moderada a Forte	55,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Área rural com pasto e pequena largura de mata sobre o córrego. Muita deposição de folhas.
SB5	15° 48' 13,8" S 47° 41' 36,7" W	3,00	10,00	1,15	Moderada a Forte	56,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Água esverdeada; deposição de folhas; pequena extensão de mata que acompanha o rio; adjacente a essa, pasto nas duas margens. Bivalves (conchas) nas margens. Deposição de lama nos remansos; margem com deposição de troncos e galhos. Área de turismo rural, Fazenda Taboquinha (São Sebastião). Presença de lontra na margem.
SB6	15° 52' 38,8" S 47° 42' 34,5" W	3,00	40,00	0,70	Forte	59,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Água turva (material em suspensão em grande quantidade). Há trechos com vórtices, ressuspensão de folhas. Rochas nas margens onde se deposita areia. Durante muitos anos forte extração de areia para construção civil.
SB7	15° 56' 33,1" S 47° 39' 59,5" W	> 5,00	22,00	0,70	0,7	69,00	Não	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.	Margem degradada ocupada por capim (pasto); margem esquerda com remanescentes de mata (manchas); rochas afloradas próximas às margens. Área com ocupação rural e pequena cidade (Vale do Amanhecer); deposição de lama nos remansos; plantação de milho.

Os pontos classificados como impactados correspondem aos ambientes mais degradados em cada uma das áreas amostradas. Apenas os pontos Darm1, 2, 3 e 5, Ppau 3 e CMI foram selecionados para representar áreas em condição de referência na bacia do rio São Bartolomeu. A perda da vegetação marginal causada pelo crescimento de áreas residenciais e agrícolas é uma das principais características responsáveis pela degradação da paisagem e da qualidade e diversidade de microhabitats no sistema aquático, seguida pelo descarte de efluente das estações de tratamento de esgoto ao longo de seu curso.

Box-Plot foi usado para determinar a sensibilidade das medidas selecionadas (Tabela I) em discriminar áreas de referência de áreas impactadas. Das 22 medidas, selecionadas apenas seis foram sensíveis para discriminar áreas de referência e impactadas: o número total de táxons, a diversidade de Shannon, a riqueza de Diptera e a porcentagem de *Polypedilum* (nível 3), a porcentagem de Diptera e táxons de Coleoptera (nível 2). As demais medidas não apresentaram sensibilidade para diferenciar as áreas de referências daquelas degradadas (Figura 5).

O teste estatístico de Mann-Whitney foi aplicado às medidas de sensibilidade com o objetivo de verificar diferenças entre áreas de referência e impactadas, confirmando os resultados obtidos pelo Box-Plot (Tabela VIII).

Tabela VIII – Resultados da sensibilidade das medidas selecionadas para distinguir áreas de referência de impactadas utilizando Box-Plot e teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$).

Parâmetros	Box-Plot	p	Validade da medida
Medidas de Composição			
% de larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	0	0,113985	-
% de larvas de Coleoptera	2	0,029628	Válida
% Odonata	0	0,515070	-
% de larvas de Diptera	0	0,6099	-
% Chironomidae	0	0,231066	-
% <i>Polypedilum</i> (Diptera: Chironomidae)	1	0,002771	Válida
% Oligochaeta	0	0,711586	-
Abundância total	0	0,024370	-
Medidas de Riqueza			
Total de Táxons	3	0,000042	Válida
Taxa de EPT	0	0,084232	-
Taxa de Coleoptera	2	0,029628	Válida
Taxa de Odonata	0	0,515070	-
Taxa de Diptera	3	0,000006	Válida
Táxons de Chironomidae	3	0,000948	Válida
Diversidade	3	0,000350	Válida
Medidas Tróficas			
% Coletor	0	0,115632	-
% Filtrador	0	0,450830	-
% Fragmentador	0	0,652904	-
% Raspador	0	0,671195	-
% Predador	0	0,301675	-

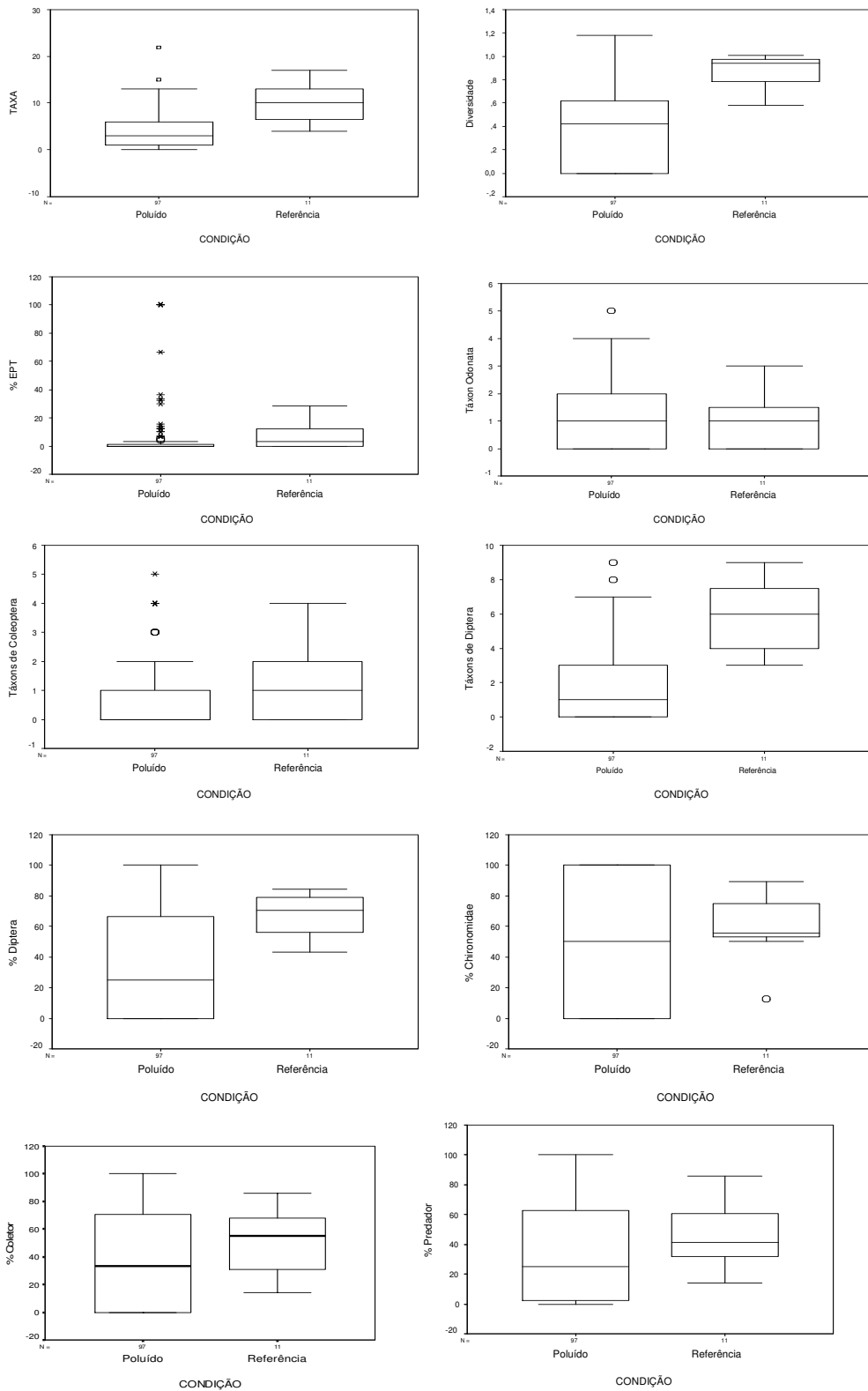


Figura 5 – Box-Plot da sensibilidade de cada medida em discriminar locais poluídos e de referência. A linha na caixa representa a mediana; a caixa representa a amplitude interquartis (25-75%tis); e as barras representam o máximo e o mínimo sem os *outliers*. Os pontos* e ° representam os *outliers*.

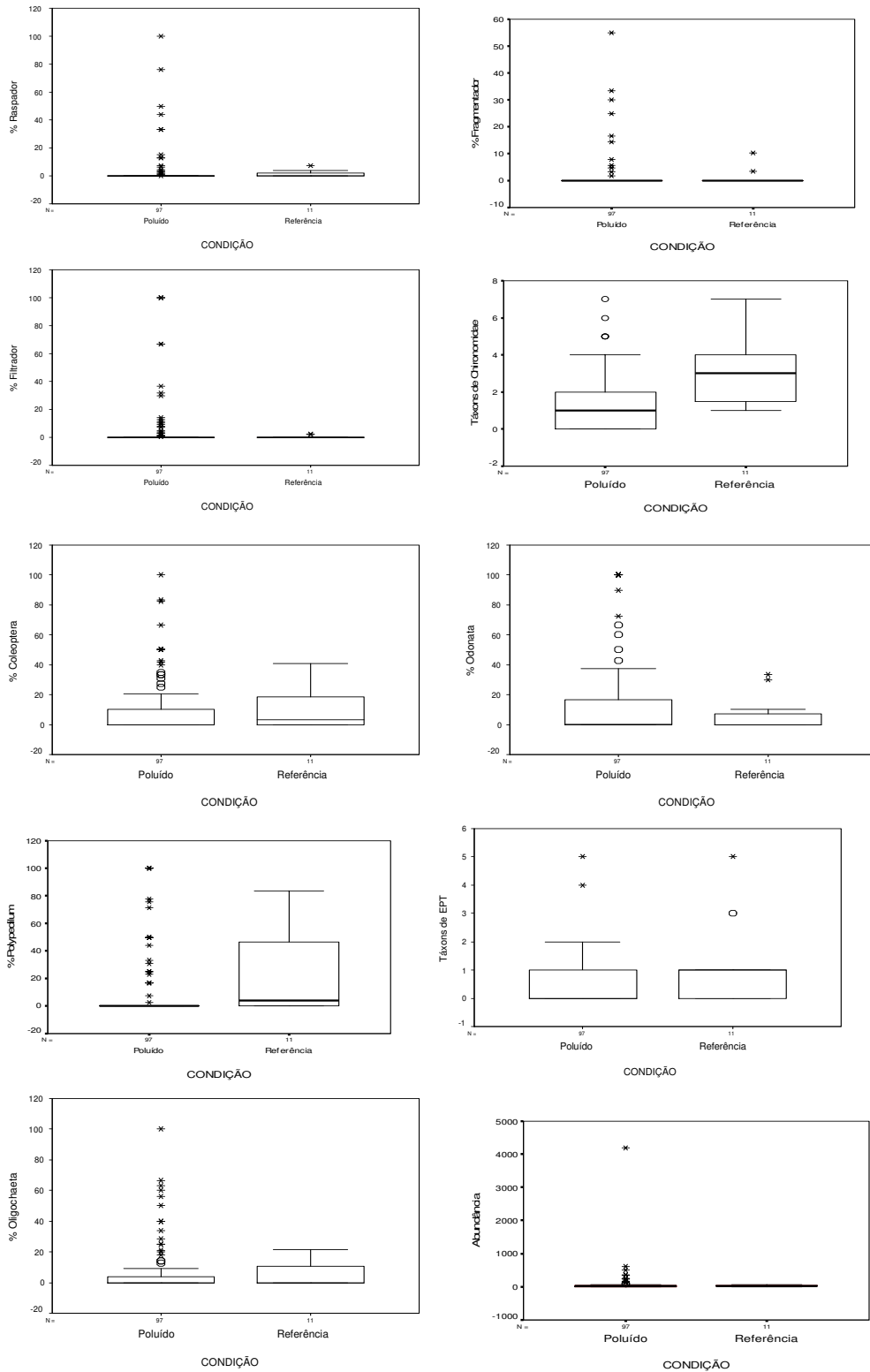


Figura 5 – Continuação...

Apesar da medida de abundância apresentar diferença significativa entre áreas de referência e poluídas (teste Mann Whitney; $p < 0,05$), a maioria dos táxons apresentou baixa abundância de organismos, não permitindo sua visualização em Box-Plot e, por isso, essa

medida foi excluída da análise. Problema semelhante ocorreu com as medidas porcentagem e número de táxons de Coleoptera, com baixa amplitude de variação, apresentando valores mínimos e de quartil (25%il) equivalentes a zero e, portanto, sem capacidade para diferenciar as condições de qualidade do ambiente.

O número de táxons de Chironomidae também apresentou sensibilidade para distinguir áreas de referência de áreas impactadas, mas apresentou valor mínimo muito baixo, igual a um. Neste caso, essa medida se aplicada ao índice seria superestimada, uma vez que a todo local com número de táxons de quironomídeo superior a um seria atribuído o escore máximo. Deste modo, optou-se pela não inclusão desse escore no cálculo do índice.

Neste caso, apenas as medidas de porcentagens de Diptera e *Polypedilum* seriam selecionadas para o índice quanto à composição da comunidade, enquanto as medidas de riqueza selecionadas para o índice seriam o número de táxons de toda a comunidade bentônica e o número de táxons de Diptera e Chironomidae. A medida de diversidade de Shannon também foi usada na determinação do índice devido à sua sensibilidade em distinguir áreas de referência e impactadas (Tabela IX). No entanto, essa medida apresentou valores mínimos muito pequenos quando submetidas à análise de escores para qualificar os sistemas em diferentes níveis de impacto.

Tabela IX – Resultados dos escores de cada uma das seis medidas selecionadas para compor o índice biológico na bacia do rio São Bartolomeu.

Medidas bióticas Referência	Estatística					Escore		
	Min.	25%	50%	75%	Max.	5	3	1
Total de táxons	4	6	10	13	17	≥6	5-4	<4
Diversidade	0,58	0,78	0,94	0,98	1,01	≥0,78	0,77-0,58	<0,58
% <i>Polypedilum</i>	0	0	4	46	83	≤45	46-82	>83
% Diptera	43	56	70	79	84	≤78	79-83	>84
Táxons de Diptera	3	4	6	7	9	≥4	3	<3
Táxons de Chironomidae	1	1	3	4	7	- ^a	≥1	0

^a considerada uma fraca medida discriminante e por isso atribuído apenas dois escores.

A amplitude da variação dos escores para classificação dos ambientes quanto ao nível de impacto foi calculada a partir dos valores mínimo e máximo das medidas, correspondentes a 6 e 28. O valor 6 é dado ao ambiente mais impactado com todas as medidas pontuadas no escore 1, representando ambientes muito degradados. O valor 28 seria atingido caso fosse atribuído o escore máximo a todas as medidas do índice, representando ambientes próximos aos de referência. Dividindo-se essa amplitude de variação dos escores em quartis seria possível determinar quatro níveis de degradação ambiental da qualidade dos sistemas lóticos estudados, variando entre muito bom, bom, degradado e impactado (Tabela X).

Tabela X – Classificação do meio de acordo com os escores do Índice de Integridade Biológica para a bacia do rio São Bartolomeu em quatro classes de qualidade: muito bom, bom, degradado e impactado.

Classes	Impactado	Degradado	Bom	Muito bom
Escores	6 7 8 9 10 11*	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 25 26 27 28

* O negrito dos números reflete os limites de cada tipo de ambiente e, nestes casos, uma replicação da análise pode ser necessária para confirmação de sua qualidade ambiental.

O Índice de Integridade Biológica proposto neste estudo foi aplicado aos pontos amostrados em cada sub-bacia do rio São Bartolomeu para validação do índice (Tabelas XI a XV). Apenas os dados coletados no período de seca/05 foram analisados. Os pontos onde nenhum organismo bentônico foi encontrado também não foram considerados nesta análise.

O Índice de Integridade Biológica para a bacia do rio São Bartolomeu foi sensível para diferenciar áreas de referência de degradadas, identificando inclusive alterações na integridade biológica dentro do período de amostragem. Mas precisa de ajustes para qualificar ambientes fortemente impactados.

Na sub-bacia do ribeirão Sobradinho, o nível de identificação das larvas de Chironomidae foi um fator limitante à eficácia do índice, uma vez que a maioria dos indivíduos coletados foi identificada em nível de família. Conseqüentemente, do percentual do gênero *Polypedilum* foi subestimando nos pontos mais impactados desta sub-bacia, o que elevou o valor do índice.

Tabela XI – Validação do Índice de Integridade Biológica na sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas no período de seca/05.

Pontos	Táxons	Diversidade	% <i>Polypedilum</i>	%Diptera	Táxons de Diptera	Táxons de Chironomidae	Total	Classe
Darm 1	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm 1	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm 1	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm2	3	3	5	5	5	3	24	MB
Darm2	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm2	5	5	1	5	5	3	24	MB
Darm3	3	3	5	3	3	3	20	B
Darm3	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm3	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm4	5	1	3	5	1	3	18	B
Darm4	3	1	5	5	1	3	18	B
Darm4	1	1	5	5	1	1	14	D
Darm5	3	1	5	5	5	3	22	B
Darm5	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm5	5	1	5	5	3	1	20	B
Darm6	3	3	3	5	5	3	22	B
Darm6	5	5	5	5	5	3	28	MB
Darm7	1	1	5	5	1	3	26	MB
Darm7	3	5	5	5	5	3	26	MB
Darm7	3	5	5	5	5	3	22	B
Darm8	1	1	5	5	1	3	18	B
Darm8	3	1	5	5	5	1	14	D
Darm8	3	3	1	5	3	1	14	D
Darm9	1	1	5	5	1	1	14	D
Darm9	1	1	5	5	1	3	18	B
Darm9	1	1	5	5	1	3	24	MB
Darm10	3	1	5	5	1	1	10	I
Darm10	5	1	5	5	5	3	28	MB
Darm10	1	1	5	1	1	3	24	MB
Darm11	5	5	5	5	5	3	22	B
Darm11	5	3	5	5	3	1	14	D
Darm11	5	1	5	5	3	3	20	B
Darm12	1	1	5	5	1	1	14	D
Darm12	1	1	5	5	1	1	14	D
Darm12	5	1	5	5	1	3	28	MB
Darm13	1	1	5	5	1	3	28	MB
Darm14	1	1	5	5	1	3	28	MB

Tabela XII – Validação do Índice de Integridade Biológica na sub-bacia do ribeirão Pipiripau no período de seca/05.

Pontos	Táxons	Diversidade	% <i>Polypedilum</i>	%Diptera	Táxons de Diptera	Táxons de Chironomidae	Total	Classe
Ppau1	3	1	3	5	1	3	16	D
Ppau1	5	5	5	5	5	3	28	MB
Ppau2	1	1	5	5	1	1	14	D
Ppau2	3	3	5	5	1	1	18	B
Ppau3	3	1	5	5	1	1	16	D
Ppau3	3	5	5	1	5	3	22	B
Ppau3	3	5	3	5	3	3	22	B
Ppau4	5	3	5	5	1	3	22	B
Ppau4	5	1	5	5	1	3	20	B
Ppau5	3	3	3	1	5	3	18	B
Ppau6	1	1	5	5	1	1	14	D
Ppau6	5	5	5	1	5	3	24	MB
Ppau7	3	3	5	5	3	3	22	B
Ppau7	1	1	5	5	1	1	14	D

Tabela XIII - Validação do Índice de Integridade Biológica na sub-bacia do ribeirão Sobradinho no período de seca/05.

Pontos	Táxons	Diversidade	% <i>Polypedilum</i>	%Diptera	Táxons de Diptera	Táxons de Chironomidae	Total	Classe
Sob1	3	3	5	5	1	1	18	B
Sob1	5	5	5	5	5	3	28	MB
Sob1	1	1	1	1	1	3	8	I
Sob2	5	3	5	5	1	5	24	MB
Sob2	5	1	5	1	5	5	22	B
Sob2	1	1	5	1	5	3	16	D
Sob3	3	1	5	1	1	3	14	D
Sob3	1	1	5	1	1	3	12	D
Sob3	3	1	3	1	5	3	16	D
Sob4	1	3	5	5	1	3	18	B
Sob4	5	3	5	5	1	3	22	B
Sob4	5	3	5	5	3	3	24	MB
Sob5	1	1	5	1	1	3	12	D
Sob5	1	1	5	3	1	3	14	D
Sob5	5	1	5	1	3	3	18	B
Sob6	1	1	5	5	1	3	16	D
Sob6	3	5	5	5	1	3	22	B
Sob7	1	1	5	5	1	3	16	D
Sob7	5	1	5	5	3	3	22	B
Sob7	3	3	3	5	1	3	18	B
Sob8	1	1	5	5	1	1	14	D
Sob8	5	5	5	5	1	3	24	MB

Tabela XIV - Validação do Índice de Integridade Biológica nos córregos tributários do rio São Bartolomeu no período de seca/05.

Pontos	Táxons	Diversidade	% <i>Polypedilum</i>	%Diptera	Táxons de Diptera	Táxons de Chironomidae	Total	Classe
CQ1	1	1	5	5	1	1	14	D
CQ1	1	1	5	1	5	3	16	D
PR1	1	1	5	5	1	1	14	D
Tab1	5	5	5	5	1	3	24	MB
Tab1	3	3	5	5	1	3	20	B
CM1	1	1	5	5	1	1	14	D
CM1	1	1	5	5	1	1	14	D
CM1	1	3	5	5	1	1	16	D
CM2	1	1	5	5	1	1	14	D
CM2	1	1	5	5	1	1	14	D
Pap1	5	1	5	5	5	3	24	MB
Pap1	5	3	1	5	1	3	18	B
Pap1	1	1	5	5	1	1	14	D
Pap2	1	1	5	5	1	1	14	D
Pap2	5	3	5	5	1	1	20	B
Pap2	1	1	5	5	1	1	14	D

Tabela XV - Validação do Índice de Integridade Biológica no rio São Bartolomeu no período de seca/05.

Pontos	Táxon	Diversidade	% <i>Polypedilum</i>	%Diptera	Táxons de Diptera	Táxons de Chironomidae	Total	Classe
SB1	1	1	5	5	1	1	14	D
SB1	1	1	5	5	1	1	14	D
SB1	5	5	5	5	5	3	28	MB
SB2	1	3	5	5	1	1	16	D
SB4	1	1	5	5	1	1	14	D
SB4	1	1	5	5	1	1	14	D
SB4	1	1	5	5	1	3	16	D
SB5	1	3	5	5	5	3	22	B
SB5	1	3	5	5	1	3	18	B
SB5	1	1	5	5	1	1	14	D
SB6	1	1	5	1	1	3	12	D
SB6	1	1	5	5	1	1	14	D
SB7	1	1	5	5	1	1	14	D

O ponto SB3 foi excluído da análise, pois aí não foram encontrados organismos bentônicos.

4 – Discussão

A baixa abundância de organismos na maioria dos táxons, resultando em muitas espécies raras, algumas restritas, não permitiu o uso de muitas medidas no índice de integridade biológica. Entre elas, as larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, usadas em muitas avaliações de qualidade da água como excelentes espécies indicadoras de ambientes limpos. As larvas de Trichoptera apresentaram maior abundância em ambientes levemente impactados, mas com reduzido número de táxons, e foram raras em ambientes preservados.

Galdean *et al.* (2000) observaram também que larvas de Trichoptera foram abundantes em ambientes de classe 3 em rios da Serra do Cipó (MG). Esta classe caracteriza rios submetidos a permanente impacto devido ao uso da terra, agricultura e descarga de esgoto de pequenas vilas, resultando em altos níveis de eutrofização. Ainda assim, observa-se certa variedade de organismos bentônicos com a presença de filtradores, coletores (Trichoptera: Hydropsychidae e Leptophlebiidae - *Farrodes*) e detritívoros (Diptera: Chironomidae).

Os percentuais dos principais táxons da comunidade bentônica, tais como Oligochaeta, Odonata, Coleoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Mollusca, não foram sensíveis o bastante para distinguir áreas íntegras de impactadas. Alguns desses organismos, tais como as larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, foram encontrados em baixa abundância nas áreas de referência e os demais apresentaram dominância em áreas degradadas.

Similarmente, Barbour *et al.* (1996) verificaram que a porcentagem de muitos desses táxons apresentaram valores de mediana e de quartis (25 e 75%) muito pequenos e por isso essas medidas foram eliminadas do índice. Da mesma forma, Baptista *et al.* (2007), na tentativa de desenvolver um Índice de Integridade Biológica para rios de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, observaram que as medidas de porcentagem de EPT e Odonata também não foram sensíveis para diferenciar ambientes degradados e de referência.

A estrutura trófica na bacia do rio São Bartolomeu foi dominada por organismos coletores e predadores na maioria dos pontos. Em contraposição, os organismos com hábitos fragmentador presentes em cursos d'água menores com boa cobertura vegetal, e organismos com hábitos raspador e filtrador foram extremamente raros. Deste modo, não foi possível a diferenciação quanto à abundância relativa dos grupos tróficos entre os ambientes degradados e de referência. Esses resultados corroboram, em parte, os padrões observados por Barbour *et al.* (1999), os quais afirmam que grupos funcionais de organismos mais especializados, como raspadores e fragmentadores, são mais sensíveis à poluição e, por isso, encontrados em

ambientes mais íntegros. Por outro lado, esses autores verificaram que organismos generalistas, como coletores e filtradores, podem ser mais tolerantes a alterações do habitat.

Silveira *et al.* (2005), em estudo realizado em ambientes lóticos no estado do Rio de Janeiro, verificaram que a medida de diversidade de Shannon se mostrou sensível para diferenciação entre ambientes de referência e degradados para avaliação de qualidade da água. Todavia, deve-se tomar muito cuidado com a utilização desta medida, uma vez que em ambientes levemente degradados pode ocorrer um aumento na riqueza e na abundância dos organismos (hipótese do distúrbio intermediário; Connell, 1978) e, portanto, influenciar a diversidade.

Na bacia do rio São Bartolomeu, a medida de diversidade se mostrou sensível para diferenciar áreas de referência e impactadas e, deste modo, foi aplicada com sucesso na elaboração do Índice de Integridade Biológica nesta bacia.

No presente estudo, a família Chironomidae se mostrou importante em avaliações de qualidade da água e útil para diferenciar ambientes em diferentes níveis de preservação, ao contrário do que foi preconizado por Rabeni & Wang (2001). Estes autores testaram alguns índices de avaliação biológica da qualidade da água, incluindo ou excluindo a família Chironomidae, e concluíram que a eliminação desse grupo de organismos não diminui a sensibilidade das avaliações em que essa medida é usada. Roque *et al.* (2000) verificaram que a família Chironomidae, quando analisada em nível de tribo ou gênero, pode ser muito útil em estudos de impacto nos ecossistemas aquáticos no estado de São Paulo. Marques *et al.* (1999) observaram que o gênero *Chironomus* apresentou aumento significativo na sua abundância em resposta ao enriquecimento orgânico devido à influência humana.

Egler (2002) verificou alterações na estrutura da comunidade bentônica submetida a variados níveis de impacto antrópico. Essas modificações foram causadas, principalmente, pela destruição da vegetação marginal e pelo uso de agrotóxicos em áreas agrícolas. Em seu estudo, larvas de Ephemeroptera e Plecoptera apresentaram maior sensibilidade ao impacto do que as larvas de Trichoptera, que foram favorecidas em áreas agrícolas. A autora não conseguiu determinar medidas sensíveis o bastante para diferenciar áreas de referência daquelas submetidas a impactos agrícolas, dificultando a elaboração de um índice biológico para a região estudada. Por fim, a autora conclui que este resultado poderia ser alterado, caso a variabilidade temporal e espacial aumentasse, permitindo que as alterações antrópicas que influenciam a estrutura da comunidade bentônica fossem melhor compreendidas.

Apesar de conseguirmos aplicar os valores obtidos neste estudo em um Índice de Integridade Biológica para avaliação da qualidade da água na bacia do rio São Bartolomeu, o

baixo número de organismos encontrados nas áreas de referência e o pequeno número de áreas submetidas a um impacto antrópico mínimo foram aspectos limitantes para a configuração do índice. Há necessidade de um maior número de amostragem, seja espacial, para ampliar áreas de referência, ou temporal, para melhor compreensão da estrutura da comunidade bentônica.

5 – Referências Bibliográficas

- 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** vol. 6, no. 3 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn02106032006> ISSN 1676-0603.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia** 58: 547-558.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.P. & Nessimian, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. **Hydrobiologia** 575: 83-94.
- Bailey, R.C.; Norris, R.H. & Reynoldson, T.B. 2004. **Bioassessment of freshwater ecosystems: using the reference condition approaches**. Kluwer, Dordrecht. 184pp.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenborg, R.; McCarron, E. White, J.S. & Bastian, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** 15: 185-211.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in stream and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd ed. EPA-U.S. Environmental Protection Agency, Office for Water; Washington.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology** 51: 495-523.
- Böhner, J.; Rawer-Jost, C. & Armin, Z. 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. **Hydrobiologia** 516: 215-228.
- Bossche, J.P.V. & Usseglio-Polatera, P. 2005. Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. **Hydrobiologia** 551: 253-271.
- Brinck, K.W. 2002. **Comparing methods for inferring site biological condition from a sample of site biota**. Master Thesis. University of Washington, Washington. 110pp.

- Bueno, A.P.; Bond-Buckup, G. & Ferreira, B.D.P. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 115-125.
- Buffagni, A.; Erba, S.; Cazzola, M. & Kemp, J.L. 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean. **Hydrobiologia** 516: 313-329.
- 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.; Ferreira, W.R.; Moreno, P.; Goulart, M. & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia** 14: 91-98.
- Capítulo, A.R.; Tangorra, M. & Ocón, C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology** 35: 109-119.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Stream fish and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66: 681-696.
- Chessman, B.C. & McEvoy, P.K. 1998. Towards diagnostics biotic indices for river macroinvertebrates. **Hydrobiologia** 364: 169-182.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** 199: 1302-1309.
- Cummins, K.W.; Merritt, 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: 69-89.
- Egler, M. 2002. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. Dissertação de Mestrado. Fiocruz, Rio de Janeiro. 147pp.
- Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. **Biota Neotropica** vol. 6, no. 3 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006> ISSN1676-0603.

- 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 & Management** 3: 545-552.
- Harper, D.M.; Kemp, J.L.; Vogel, B. & Newson, M.D. 2000. Towards the assessment of 'ecological integrity' in running waters of the United Kingdom. **Hydrobiologia** 422/423: 133-142.
- Hering, D.; Moog, O.; Sandin, L. & Verdonshot, P.F.M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. **Hydrobiologia** 516: 1-20.
- Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L. & Dorvillé, L.F.M. 2003. Feeding habitats of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63: 269-281.
- Hill, B.H.; Herlihy, A.T.; Kaufmann, P.R.; DeCelles, S.J. & Vander Borgh, M.A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. **Ecological Indicators** 2: 325-338.
- Jansen, W.; Kappus, B.; Beiter, T.; Breitingen, B. & Hock, C. 2000. Benthic invertebrate and fish communities as indicators of morphological integrity in the Enz River (south-west Germany). **Hydrobiologia** 422/423: 331-342.
- 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 Limnologica Brasiliensia** 10:125-135.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries** 6: 21-30.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications** 1: 66-84.
- Kerans, B.L. & Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**. 4: 768-785.
- Lyons, J.; Navarro-Pérez, S.; Cochran, P.A.; Santana, E.C. & Guzmán-Arroyo, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. **Conservation Biology** 9: 569-584.
- Lazaridou-Dimitriatou, M.; Artemiadou, V.; Yfantis, G.; Mourelatos, S. & Mylopoulos, Y. 2000. Contribution to the ecological quality of Aliakmon river (Macedonia, Greece): a multivariate approach. **Hydrobiologia** 410: 47-58.
- Margalef, R. 1983. **Limnología**. Omega, Barcelona. 1010pp.

- Marques, M.G.S.M.; Ferreira, R.L. & Barbosa, F.A.R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 203-210.
- Melo, A.S. & Froehlich, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal of the North American Benthological Society** 20: 1-16.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, p.74-86. *In*: Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds.) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Kendall-Hunt, Dubuque. 862pp.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution** 60: 101-139.
- Moog, O. & Chovanec, A. 2000. Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. **Hydrobiologia** 422/423: 99-109.
- Morley, S.A & Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. **Conservation Biology** 16: 1498-1509.
- Navas-Pereira, D. & Henrique, R.M. 1996. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Biologia**. 56: 441-450.
- Norris, R.H. & Thoms, M.C. 1999. What is river health? **Freshwater Biology** 41: 197-209.
- Petersen Jr., R.C. 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology** 27: 295-306.
- Pontasch, K. & Brusven, M.A. 1988. Diversity and community comparison indices: assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill. **Water Research** 22: 619-626.
- Rabeni, C.F. & Wang, N. 2001. Bioassessment of stream using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? **Environmental Monitoring and Assessment** 71: 177-185.
- Rapport, D.J.; Gaudet, C.; Karr, J.R.; Baron, J.S.; Bohlen, C.; Jackson, W.; Jones, B.; Naiman, R.J.; Norton, B. & Pollock, M.M. 1998. Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. **Journal of Environmental Management** 53: 1-15.
- Roque, F.O.; Corbi, J.J. & Trivinho-Strixino, S. 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.

- Silveira, M.P.; Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L. & Egler M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment** 101: 117-128.
- Simić, V. & Simić, S. 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. **Hydrobiologia** 416: 51-64.
- Snyder, C.D.; Young, J.A.; Villeda, R. & Lemarié, D.P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns of stream biotic integrity. **Landscape Ecology** 18: 647-664.
- Strieder, M.N.; Ronchi, L.H.; Stenert, C.; Scherer, R.T. & Neiss, U.G. 2006. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtiúmes no sul do Brasil. **Acta Biológica Leopondensia** 28: 17-24.
- Vannote, R.L.; Minshall, W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37: 130-137.
- Woodiwiss, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by Trent River Board. **Chemistry and Industry** 11: 443-447.
- Zar, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. 3rded. Prentice-Hall, New Jersey. 662pp.
- Zagatto, P.A.; Lorenzetti, M.L.; Lamparelli, M.C.; Salvador, M.E.P.; Menegon Jr., N. & Bertolotti, E. 1999. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. **Acta Limnologica Brasiliensia** 11: 111-126.

Conclusões Gerais

Conclusões Gerais

A qualidade da água na bacia do rio São Bartolomeu está grandemente alterada devido a influência antrópica. Os principais agentes estressores identificados foram a destruição da vegetação ripária, o descarte de efluente de esgoto tratado, a construção de barragens para abastecimento de água, o crescimento de áreas urbanas e agrícolas. A sub-bacia do ribeirão Mestre D'Armas apresentou variações na qualidade da água mais discrepantes entre as sub-bacias do Pipiripau e Sobradinho, devido à presença de áreas de preservação ambiental (estação Ecológica de Águas Emendadas) contrapondo-se às áreas de uso urbano intenso e descarte de efluente de esgoto tratado. A qualidade da água no Ribeirão Pipiripau, de modo geral, varia entre boa e excelente no período de seca. Mas uma queda na qualidade da água é verificada no período de chuva, principalmente nas áreas com atividade mais intensa de cultivo de soja, hortifrutigranjeiros e pela proximidade de assentamentos urbanos, ricos em amônio. No entanto, nos dois períodos de coleta houve um aumento na concentração de nitrogênio, sob a forma de amônio na chuva e sob a forma de nitrato na seca. A concentração de ortofosfato foi menos significativa na variação da qualidade da água no período de chuva, mostrando-se mais prejudicial ao sistema na época de seca, juntamente com o nitrogênio na forma de nitrato. A concentração de sólidos dissolvidos na água também permaneceu elevada nos dois períodos de estudo, mesmo nos ambientes que apresentaram uma melhor qualidade da água, portanto esta pode ser uma característica natural das águas desta sub-bacia. De modo geral, verificou-se uma alta correlação entre o uso da terra e a qualidade da água e do habitat ao longo da bacia do rio São Bartolomeu. As variáveis físicas e químicas da água como condutividade elétrica, alcalinidade, TDS, pH e a concentração de nitrato, de amônia e de ortofosfato foram satisfatórias para identificar variações na qualidade da água decorrentes da influência antrópica, demonstrando aumento significativo nas áreas de maior impacto. Enquanto a concentração de oxigênio dissolvido sofreu marcada redução nas áreas com aporte orgânico direto devido ao descarte de efluentes de estações de tratamento de esgoto.

O sedimento também sofreu marcada alteração tanto na granulometria, com o acúmulo de grãos de granulometria fina (argila e areia fina), como no teor de matéria orgânica retida no sedimento e nas concentrações de nitrogênio e fósforo total, os quais aumentaram nas áreas de uso da terra intenso, principalmente nas áreas agrícolas e receptoras de efluentes de ETEs.

A comunidade bentônica na bacia do rio São Bartolomeu apresentou baixa diversidade, baixa abundância relativa, resultando em muitos táxons raros e poucos dominantes. As larvas de Plecoptera foram mais sensíveis às alterações na qualidade da água e do habitat que larvas de Trichoptera e Ephemeroptera, consideradas sensíveis à poluição. As larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) foram dominantes na maioria dos pontos amostrados. Os fatores mais importante relacionados à alteração da estrutura da comunidade bentônica nesta bacia foram a redução da vegetação marginal, a entrada de sedimento de granulometria fina, a proximidade de áreas agrícolas com uso intenso da terra e a entrada de nutrientes de origem orgânica. De modo geral, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou alterações na composição, riqueza e abundância de táxons devido à pressão antrópica.

Poucos ambientes na bacia do rio São Bartolomeu foram considerados de referência devido às alterações decorrentes do intenso uso da terra, que provocou inúmeras modificações no fluxo e na qualidade da água, nas características físicas do habitat, alterando a entrada de sedimentos finos, a preservação da mata, a qualidade e a quantidade de alimento disponível para a comunidade bentônica. Deste modo, foi muito difícil caracterizar a comunidade de invertebrados bentônicos presentes nas áreas de referência, sendo indispensável um aumento no número de amostragens tanto espacial, para ampliar áreas de referência, como temporal para melhor compreensão da estrutura da comunidade bentônica.

No entanto, foi possível propor um Índice de Integridade Biológica para a bacia do rio São Bartolomeu a partir da análise da comunidade bentônica, que respondeu aos diferentes tipos e intensidades de impacto antrópico ao longo deste sistema aquático. O Índice de Integridade Biológica de Bentos proposto foi útil para distinguir quatro tipos de ambientes de acordo com a qualidade do habitat: ambiente impactado, degradado, bom e muito bom. Este índice foi sensível para diferenciar áreas de referência de degradadas, identificando inclusive alterações temporais na qualidade do meio, mas necessita de ajustes para identificar ambientes fortemente impactados.

A proposta de avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos lóticos através da utilização do Índice de Integridade Biológica requer uma análise integrada das condições da paisagem, integridade do habitat, qualidade da água e estrutura da comunidade biológica. A vantagem desse índice em relação aos demais índices de biomonitoramento é que este avalia o sistema como um todo e não apenas aspectos isolados partindo de uma condição mais próxima de um ambiente livre de impacto ou minimamente degradado. Outro aspecto importante é que a

maioria dos índices de avaliação que utilizam organismos vivos apresentam limitações de uso devido à distribuição restrita de muitas espécies, enquanto que para se aplicar o índice de integridade biológica é utilizada a comunidade local de áreas de referência, gerando informações sobre a estrutura e o funcionamento de ambientes de baixo impacto que podem ser usados para a recuperação e a restauração dos ambientes mais degradados à sua condição natural. Neste índice é possível também identificar os principais agentes estressores do sistema, possibilitando uma visão mais ampla do impacto, e desse modo facilitar a elaboração de medidas que minimizem os problemas gerados pela ação antrópica nos ecossistemas aquáticos.