

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na
Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas
Agrícolas.



MARIANA EGLER

Dissertação de Mestrado apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública com
vistas à obtenção de título de mestre em Ciências na área de Saúde Pública

Rio de Janeiro, outubro de 2002

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação
da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas.

MARIANA EGLER

Orientadores:

JOSINO COSTA MOREIRA
DARCÍLIO FERNANDES BAPTISTA

Rio de Janeiro, outubro de 2002

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação
da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas

MARIANA EGLER

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre

Banca Examinadora:

Josino Costa Moreira

Darcílio Fernandes Baptista

Jorge Luiz Nessimian

Maria Luiza Schutze

Rio de Janeiro, 09 de outubro de 2002

EGLER, Mariana

Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação Ambiental de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. RJ, Brasil.

xviii, 147p

Dissertação de mestrado em Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública., FIOCRUZ.

1. Pesticidas. 2. Águas. 3. Macroinvertebrados. 4. Dissertação. I Fundação Oswaldo Cruz. II Título.

Esta dissertação foi desenvolvida no LAPSA - Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental – Departamento de Biologia – Instituto Oswaldo Cruz – Fundação Oswaldo Cruz. E teve o apoio do Laboratório de Ecotoxicologia – Departamento de Biologia Celular e Genética - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e do Laboratório de Entomologia – Instituto de Biologia – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Durante a realização dessa dissertação a autora foi bolsista do CNPQ .

Dedico essa tese à memória de Walter Alberto Egler. Começando pela geografia e terminando pela botânica, Egler foi um grande cientista que dedicou sua vida ao estudo da natureza e sua relação conflituosa com a sociedade. Seus primeiros trabalhos revelaram um pesquisador preocupado com o desgaste e o mal uso dos recursos naturais, que se espantava com avanço das queimadas sobre a mata verde no interior do país. Foi provavelmente atraído pelo verde abundante e ainda protegido da Amazônia, que meu avô aceitou a proposta de ser o diretor Museu Goeldi. Ali trabalhou como Botânico se dedicando não apenas a sistemática mas também ao estudo da ecologia da floresta.

Infelizmente essa grande paixão também foi a causa de sua morte. Meu avô morreu prematuramente numa das expedições científicas do Museu Goeldi. Eu não o conheci pessoalmente, e reconstruo sua imagem através das lembranças e memórias da família. Sua vida influenciou toda a trajetória da família: meu pai Cláudio Antonio Gonçalves Egler se tornou geógrafo e sua irmã Silvia Egler bióloga. Eu também sou parte dessa história, que começou quando eu ainda era pequena e me entretinha nos livros de Historia Natural, procurando o nome de Walter Egler nos créditos. Ela se consolidou mais tarde quando optei pelo curso de Ciências Biológicas, me especializando na área de Ecologia. Apesar do tempo que separa as nossas histórias a preocupação do meu avô era válida. Quase 50 anos depois de seus primeiros trabalhos, eu reproduzo o mesmo espanto e indignação com a forma com que continuamos a desrespeitar a natureza e ameaçar a sua preservação e uso sustentável.

AGRADECIMENTOS

O trabalho de escrever uma tese é longo e conflituoso. O desafio de preencher as folhas em branco, produzindo conhecimento que seja relevante, somado aos prazos e às tantas exigências na forma e conteúdo, tornam esse processo cansativo e angustiante. A colaboração de algumas pessoas foi essencial para que eu tivesse sucesso nessa empreitada, e merecem então o meu agradecimento.

À Darcílio Fernandes Baptista pela orientação, amizade, estímulo e apoio. Pela sua generosidade e acolhimento no LAPSA - Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, que resultou no trabalho dessa tese e onde eu aprendi a ser cientista. Pela sua paciência nas horas em que eu não conseguia avançar, que eram compensadas por uma grande euforia a cada nova etapa da tese concluída e um estímulo imenso para continuar escrevendo até o seu fim.

Ao Prof. Josino Costa Moreira que aceitou a orientação desse trabalho, apoiando-o e incentivando-o. Agradeço também ao seu voto de confiança de que eu seria capaz de realizar um bom trabalho.

À Daniel Forsin Buss que me deu a oportunidade de ser apresentada ao LAPSA. Daniel foi quem me apresentou os insetos aquáticos, dedicando-se inicialmente a me ensinar taxonomia, e depois contribuindo para o meu amadurecimento teórico e conceitual, através de discussões acaloradas no laboratório. Agradeço suas enormes contribuições no desenvolvimento experimental e na discussão dos resultados. Além das contribuições nas análises estatísticas sem as quais eu não terminaria essa tese.

Ao professor Jorge Luiz Nessimian cuja leitura minuciosa e atenta da tese foi fundamental nas correções e versão final da dissertação. Agradeço também pela acolhida no Laboratório de Entomologia (UFRJ), que desenvolve um trabalho de referência no estudo das comunidades de insetos aquáticos do estado do Rio de Janeiro e onde esse trabalho de fato começou.

À minha mãe Tamara Tania Cohen Egler, que foi leitora e interlocutora incansável dessa tese. Professora na área das Ciências Humanas, ela se superou como mãe aceitando o desafio de me ajudar numa área completamente diferente da sua. Ao final estava tão íntima dos macroinvertebrados que eu me espantava. Mãe obrigada pela sua disponibilidade incondicional e sua paciência nas horas difíceis.

Ao meu pai Claudio Antônio Gonçalves Egler que foi fundamental na escolha pelo curso da Saúde Pública. Ele já sabia da inclinação de sua filha para os estudos da sociedade e foi incisivo na sua orientação para que eu escolhesse esse caminho na minha formação.

À minha irmã Gabriela, cuja cumplicidade e afeto foram fundamentais ao longo da tese. Sua coragem e força em momentos difíceis, foram fonte de orgulho e inspiração e sua companhia essencial nas tantas horas de reclusão.

À minha avó Eugênia Gonçalves Egler, pelo grande carinho e generosidade, pelo incentivo acadêmico e pela sua inegável contribuição na viabilização dessa tese.

À minha tia Silvia Egler, uma bióloga corajosa, pela qual eu tenho uma grande admiração. Agradeço sua participação na leitura e correção da tese, suas críticas e sugestões.

À Mariana Silveira, minha companheira de bancada. As tantas horas passadas em frente à lupa acabaram resultando numa amizade e cumplicidade verdadeira.

À Sergio Alves cujo trabalho anterior ao meu foi fundamental no desenvolvimento do desenho amostral dessa tese e na compreensão dos processos de contaminação da água por pesticidas na localidade de São Lourenço.

À equipe do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental: Marisa, Magali, César, Geovanelli, Denise, Valim e Rodolfo, agradeço não só as contribuições e auxílio no desenvolvimento desse trabalho, mas também a amizade e o convívio que foram fundamentais para eu me sentir parte do Laboratório. Geovanelli obrigada também pela sua participação na elaboração da apresentação da tese.

Aos amigos do Laboratório de Entomologia (UFRJ) e do Laboratório de Insetos Aquáticos (UNIRIO) pela participação nas coletas e na identificação taxonômica de parte do material: César, Ana Huamantico, Raquel, Inês, Ana Lúcia, Fred, Juliana e Cristiane. Aos amigos do LAPSA: Marcelo, Lucimar, Márcia e Luciana, pela ajuda e amizade

À equipe do Laboratório de Ecotoxicologia que viabilizou a realização das análises de pesticidas, oferecendo instalações, material e pessoal para tanto. Agradeço especialmente à Claudinha que disponibilizou tempo e atenção nesse processo.

À banca examinadora, pelo aceite ao convite e pela compreensão em relação aos prazos de entrega dos pareceres e agendamento da defesa dessa tese.

Às amigas Tais Rabetti, Maria Vibranovisk e Yvaga Poty Penido pela amizade e cumplicidade. Vocês sabem o quanto foram e continuam sendo importantes nessa caminhada.

RESUMO

Nesse estudo a fauna de macroinvertebrados aquáticos foi utilizada na avaliação da degradação ambiental de ecossistemas de rios decorrente do uso de pesticidas em cultivos olerícolas. O estudo foi desenvolvido numa pequena localidade chamada São Lourenço, no município de Nova Friburgo, RJ, que representa uma dos principais produtores de legumes e hortaliças consumidas na região metropolitana do estado Rio de Janeiro. Nessa localidade observa-se uma ocupação intensiva do solo e o uso abusivo de pesticidas, tendo sido observado um consumo médio de 56 kg/trabalhador/ano. Considerando-se o fator de risco que a contaminação dos recursos hídricos por pesticidas representa para saúde humana e ambiental, este projeto buscou avaliar, através da fauna de macroinvertebrados bentônicos, o impacto ambiental sobre os rios locais. Além disso buscou-se também contribuir para o entendimento da resposta da fauna de macroinvertebrados aquáticos ao uso combinado de diferentes formulações de pesticidas; testar a possibilidade de usar medidas bioindicadoras baseadas na comunidade macrobentônica para avaliação da qualidade da água. O desenho experimental foi desenvolvido baseado no fato de que sistemas agrícolas são impactados tanto pelo desmatamento e assoreamento, quanto pelo uso de pesticidas. Assim tentou-se individualizar o efeito do uso de pesticidas, dos demais impactos associados ao desmatamento e assoreamento. Para tanto o estudo foi feito comparando-se duas microbacias hidrográficas, uma inteiramente ocupada por lavouras, a bacia do rio São Lourenço, e outra caracterizada apenas pelo desmatamento e ocupação humana, bacia do rio Varginha. Foram realizadas amostragens em dois segmentos de rio íntegros; dois trechos impactados por pasto e outros dois trechos em áreas de cultivo. As amostras foram feitas em: agosto/2000 (estação seca/ colheita de inverno); fevereiro de 2001 (estação chuvosa/ colheita de verão). Os resultados das análises ambientais revelaram um gradiente de degradação, com as áreas florestadas sendo classificadas como de maior integridade, as áreas desmatadas como de integridade intermediária e as áreas de cultivo como de integridade pobre. As análises de pesticidas anticolinesterásicos baseados em ensaios enzimáticos não detectaram contaminação nas áreas cultivadas. Já os resultados das análises biológicas revelaram que a fauna das áreas de cultivo foram distintamente mais afetadas que a das áreas desmatadas. Nas áreas desmatadas observou-se uma redução na abundância de espécies, com a manutenção na riqueza de táxons. Já nas áreas de cultivo observou-se além da perda na abundância de espécies uma redução em 50%

da riqueza de táxons. O contraste entre os resultados negativos das análises laboratoriais de pesticidas e a redução na riqueza de táxons foi um resultado inesperado, mas que demonstra as dificuldades de se realizar um monitoramento eficiente da contaminação por pesticidas utilizando apenas metodologias laboratoriais e constata a importância da realização de análises biológicas como medida complementar para avaliação do impacto ambiental em áreas agrícolas.

ABSTRACT

In this study benthic macroinvertebrate community was used to evaluate environmental disturbances associated with olericultures in the municipality of Nova Friburgo, RJ. This region is an important producer of vegetables consumed in the metropolitan area of Rio de Janeiro city, and is also characterized by an abusive use of pesticides. Our study was developed in a small river valley called São Lourenço, characterized by intensive land occupation and abusive pesticide use, with the local use of pesticides estimated in 56 Kg/worker/year. Considering the risk that contaminated water poses to the human and environmental health, this work attempted to evaluate the use of macroinvertebrate community as a tool for water quality monitoring. The aim of the study was: (1) contribute to the understanding of macroinvertebrate community responses to the combined use of pesticides formulations, (2) test the possibility of using macroinvertebrate as biological indicators of water quality in agricultural areas. The study design was developed based on the fact that agricultural systems are impacted both by land use practices and water contamination. Considering that we tried to determinate the relative contribution of each impact to the response of the community. Two rivers basins in the same area were compared, one was completely occupied by cultures and was impacted both by deforestation, sedimentation and pesticides use, São Lourenço river, and the other one was characterized only by deforestation and sedimentation due to pastures, Varginha river. Six stream sections were studied: two sites represented forested and well preserved areas, two sites represented deforested areas (pastures), and two others sites represented agricultural disturbed areas. Macroinvertebrate and water sampling was performed on two occasions: dry season (winter crop - August 2000) and wet season (summer crop - February 2001). Environmental assessments showed a perturbation gradient between forested, pastures and cultivated areas, with the forested areas presenting higher environmental integrity, pastures presenting intermediate environmental integrity, and agricultural areas presenting poor environmental quality. Anticholinesterasic enzymatic essays didn't detect pesticide contamination on the cultivated areas. On the other side, macroinvertebrate community analysis showed that cultivated areas were distinctly more impacted than pasture lands. It was observed that land use disturbances (deforestation) affected only fauna abundance, while the impact of cultures affected both fauna abundance and richness. In the cultivated areas we detected a decrease of 50% of the species richness, that was not observed in the pasture lands, and that we believe to be a signal of pesticide contamination. Water quality compromising by

chemical residues is commonly associated with *taxa* reduction and is one of the few impacts possible to be acting on the area. The contradictory results of pesticide evaluation and biological analysis, is nevertheless, an useful result of this study, as it shows the difficulty of making an efficient contamination monitoring program based only on laboratorial analysis, and evidenciates the importance of using biological assessments as complementary measures of water quality analysis in agricultural areas.

Sumário

Capítulo 1 - Água, Saúde e Meio Ambiente

1.1 – Introdução	1
1.2 - Fontes de contaminação dos ecossistemas aquáticos.	2
1.3 - Pesticidas e a saúde humana	7
1.4 - Pesticidas e meio ambiente	13
1.5 - O monitoramento da qualidade das águas	18
1.6 - O monitoramento biológico	20
1.7 - Aplicabilidade das metodologias de monitoramento biológico	23

Capítulo 2 – A Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos e o Impacto do Estabelecimento de Sistemas Agrícolas

2.1 – Introdução	26
2.1.2 - Variáveis Ambientais	27
2.1.2.1 - Variação Temporal	31
2.1.3 - Impactos de sistemas agrícolas sobre a macrofauna bentônica	32
2.1.3.1 – Desmatamento	32
2.1.3.2 - Erosão e Assoreamento	32
2.1.3.3 – Contaminação da Água	34
2.1.3.4 - Pesticidas e Macroinvertebrados	36
2.2 – Objetivos	39
2.3 - Material e Métodos	39
2.3.1 -Área de estudo	39
2.3.2 - Caracterização das Localidades Amostrais	41

2.3.3 - Período Amostral	48
2.3.4 - Coleta e identificação da fauna	48
2.3.5 - Medidas Ambientais	49
2.4 - Análise dos dados	51
2.4.1 - Organização temporal da comunidade: Análise Multivariada – Teste de Mantel	51
2.4.2 - Organização espacial da comunidade: Análise de Agrupamento	51
2.4.3 - Microdistribuição de insetos aquáticos por tipo de substrato	52
2.5 – Resultados	54
2.5.1 - Caracterização ambiental das áreas avaliadas	54
2.5.1.1 – Precipitação	54
2.5.1.2 – Medidas Hidrológicas	56
2.5.1.3 – Índice de Integridade Ambiental de Rios – IIA	57
2.5.1.4 – Medidas de qualidade da água	59
2.5.2 - Caracterização da comunidade de macroinvertebrados aquáticos.	64
2.5.2.1 - Distribuição da comunidade de macroinvertebrados por época de coleta	64
2.5.2.2 - Distribuição da fauna por localidade amostral	67
2.5.2.3 - Distribuição das ordens por localidade	72
2.5.2.4 - Distribuição da fauna por substrato	80
2.5.2.5 - Distribuição das ordens macroinvertebrados aquáticos por tipo de substrato em relação as diferentes condições de integridade ambiental.	82
2.6 – Discussão	98
2.7 - Conclusão	104

Capítulo 3 – Aplicação de Técnicas de Biomonitoramento na Avaliação da Qualidade de Águas Superficiais em Áreas Sujeitas à Contaminação por Pesticidas

3.1 – Introdução	105
3.1.2 – Justificativa	107
3.1.3 – Abordagem	107
3.2 – Metodologia	111
3.3 – Resultados	112
3.4 – Discussão	117
3.5 – Conclusão	120
Anexo 1 - Tabela comparando a toxicidade de diferentes formulações de agrotóxicos em várias espécies de invertebrados aquáticos	121
Anexo 2 - Protocolo para obtenção do índice de integridade ambiental de rios - “RCE”	123
Anexo 3 - Valores de frequência dos organismos coletados no mês de agosto nas seis localidades avaliadas.	124
Anexo 4 - Relação dos táxons que ocorreram de forma exclusiva ou tiveram uma distribuição preferencial em relação aos substratos avaliados.	132
Bibliografia	133
Bibliografia na internet	146

Índice de Figuras

Figura 1- Mapas representando as bacias dos rios São Lourenço e rio Varginha, e seus respectivos pontos de coleta.	44
Figura 2 – Vista parcial do Ponto S1 localizado na área florestada do rio São Lourenço.	45
Figura 3 – Vista parcial do Ponto S2 localizado na área desmatada do rio São Lourenço, à montante dos cultivos	45
Figura 4 – Vista parcial do ponto S3 localizado em meio à área de cultivo no rio São Lourenço.	46
Figura 5 - Vista parcial do ponto S4 localizado à jusante do ponto S3. Este trecho é influenciado tanto por cultivos, quanto pelo pequeno núcleo urbano de São Lourenço.	46
Figura 6 – Vista parcial do ponto V1 que representa a área florestada do rio Varginha.	46
Figura 7 – Vista parcial do ponto S2 que representa a área desmatada do rio Varginha, com destaque para o grau avançado de assoreamento do leito e formação de barrancos nas margens.	47
Figura 8 - Precipitação mensal na localidade de São Lourenço, medida na Estação Meteorológica da Fazenda Mendes.	55
Figura 9 - Análise de Agrupamento das localidades estudadas utilizando o método de ordenação UPGMA e o índice de distância de Bray-Curtis, baseado nos valores de frequência de macroinvertebrados nessas localidades.	71
Figura 10 - Abundância e riqueza médias das ordens: Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental.	91
Figura 11 - Abundância e riqueza médias das ordens: Coleoptera, Díptera e Hemiptera nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental.	92
Figura 12 - Abundância e riqueza médias da ordem Odonata nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental.	93
Figura 14 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental. (Riqueza de táxons, Riqueza de EPT, Shannon Weaver, Pielou, BMWP e BMWP-ASPT).	114

Figura 15 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental (%EPT, % chironomidae, EPT/Chironomidae, Baetidae/ Ephemeroptera, %Raspador, Raspador/Coletor). 115

Figura 16 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental (% de Coletores, Leptophlebiidae/ Ephemeroptera). 116

Lista de Tabelas e Quadros:

Tabela 1 – Principais efeitos agudos e crônicos dos agrotóxicos, de acordo com a praga que controlam e o grupo químico a que pertencem.	9
Tabela 2 – Classificação de toxicidade dos agrotóxicos de acordo com a sua DL ₅₀ e respectivas recomendações de uso.	13
Tabela 3 - Características gerais da matéria orgânica bentônica que serve de alimento para os invertebrados de rios.	30
Tabela 4 - Medidas de largura (m), profundidade (m), velocidade média (m/s) e vazão (m ³ /s) nos locais de coleta dos rios São Lourenço (S1, S2, S3 e S4) e rio Varginha (V1 e V2), nos dois meses avaliados (agosto 2000 e fevereiro/2001).	56
Tabela 5 -Valores do Índice de Integridade Ambiental e classificação quanto ao grau de perturbação ambiental nas seis localidades avaliadas. Pontos S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e pontos V1 e V2 no rio Varginha.	58
Tabela 6 – Resultados das análises de qualidade da água nas seis localidades avaliadas e dois meses de coleta.	59
Tabela 7 – Resultados médios das análises de qualidade da água nas seis localidades avaliadas. Pontos S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e V1, V2 no rio Varginha.	60
Tabela 8 - Riqueza de táxons e número total de espécies nas seis localidades avaliadas em cada uma das épocas de coleta.	64
Tabela 9 - Frequência dos táxons que ocorreram em apenas um dos dois meses de coleta.	66
Tabela 10 - Número total indivíduos e riqueza de táxons nas seis localidades avaliadas	67
Tabela 11 - Número de táxons das principais ordens de macroinvertebrados coletados nas seis localidades amostradas e nos dois períodos de coleta agrupados.	72
Tabela 12 - Número de organismos dos principais táxons de macroinvertebrados observados nas seis localidades avaliadas.	74
Tabela 13 - Número de indivíduos encontrados em cada substrato e riqueza de táxons por substrato e mês de coleta.	81
Tabela 14 - Riqueza total de táxons por substrato e localidades amostrais.	94

Tabela15 – Medidas bioindicadoras avaliadas e a resposta esperada com o aumento da perturbação ou poluição.	110
Tabela 16 – Valores das medidas bioindicadoras testadas e comparação com os resultados esperados em relação ao gradiente de impacto. Resultados relativos aos dois meses de coleta:	112
Quadro 1- Escala de organização biológica e respostas a contaminantes químicos.	36

CAPÍTULO 1 - ÁGUA, SAÚDE E MEIO AMBIENTE

Escassez e mau uso da água doce representam sérios e crescentes problemas que ameaçam o desenvolvimento sustentável e a proteção do ambiente. Saúde humana e bem estar, produção segura de comida, desenvolvimento industrial e ecossistemas dos quais estes dependem, estão todos ameaçados a menos que os recursos de água doce e solo sejam utilizados de forma mais eficiente nas próximas décadas, e muito mais do que tem sido até agora.

Conferência Internacional de Água e Desenvolvimento Sustentável
Dublin, Irlanda 1992

1.1 - INTRODUÇÃO

As últimas décadas foram marcadas por um aumento da preocupação com os problemas ambientais, resultantes do processo contínuo de degradação e mau uso de recursos naturais. Se num primeiro momento essa preocupação recaiu sobre os efeitos negativos da degradação ambiental nos ecossistemas e sua biodiversidade; mais recentemente as atenções têm se voltado para a crescente ameaça que o atual nível de desgaste ecológico começa a impor sobre as perspectivas futuras de crescimento e desenvolvimento sócio-econômico (CMMDA, 1988).

Neste contexto as preocupações com a questão da água são de particular importância, considerando seu papel fundamental na sobrevivência e saúde das populações humanas. O consumo de água praticamente triplicou nos últimos 30 anos, associado com crescimento populacional e com o aumento da demanda em virtude dos altos padrões de consumo da vida moderna. Por outro lado a qualidade das águas doces – rios, lagos e represas - vêm sendo degradada de maneira alarmante, num processo que logo pode se tornar irreversível, sobretudo nas áreas mais densamente povoadas dos países periféricos como o Brasil (REBOUÇAS *et al.*, 1999).

A agricultura é a atividade que mais consome água doce no mundo. Estima-se que cerca de 70% da utilização de água no globo é destinada as atividades agrícolas, enquanto 23% é utilizado na indústria e 7% destina-se ao uso residencial (WORLD RESOURCE INTITUTE, 1990). O principal emprego da água é na irrigação dos cultivos e dessedentação de animais, representando um elemento fundamental na produção de

alimentos. Diante desse quadro, o comprometimento da qualidade das águas ameaça não apenas o abastecimento de água potável e de qualidade para as populações humanas, como também a produção de alimentos seguros, representando um dos maiores desafios para as políticas de saúde pública.

1.2 - FONTES DE CONTAMINAÇÃO DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

As principais fontes de poluição dos recursos hídricos são os rejeitos domésticos, e os resíduos químicos das atividades industriais e agrícolas. A contaminação por esgotos domésticos é mais comum nos países em desenvolvimento, onde a infra-estrutura de saneamento e tratamento de água ainda é deficitária. Segundo dados da Organização Mundial de Saúde (OMS, 1989), apenas 34% da população dos países da América Latina é atendida por sistemas de esgotos e desse total, estima-se que cerca de 90% dos esgotos sejam despejados diretamente nos cursos d'água sem qualquer tratamento. A água contaminada é a principal causa de doenças diarreicas, verminoses, e esquistossomoses, que afetam cerca de dois bilhões de pessoas em todo o mundo (OPAS, 1993), e no Brasil atingem principalmente as crianças, representando a causa de 25% dos óbitos infantis na faixa de 1 a 5 anos (MINAYO, 1988).

Apesar da gravidade desses problemas, a tecnologia empregada nas estações de tratamento de esgotos é relativamente simples, e amplamente difundida na maioria dos países em desenvolvimento. Diante desse quadro a falta de vontade política e iniciativa institucional, são consideradas como as principais responsáveis pela ausência de práticas de saneamento e tratamento de esgotos (REBOUÇAS, 1999).

A contaminação da água por resíduos químicos atinge, por sua vez, tanto países desenvolvidos quanto nações em desenvolvimento. É um problema relativamente recente, já que o crescimento da indústria química se deu principalmente após a Segunda Guerra Mundial, quando desde então a produção e comercialização de substâncias sintéticas vêm aumentando. Estima-se que existam cerca de 100 mil agentes químicos circulando pelo ambiente, e que a cada ano cerca de 1 a 2 mil novos produtos químicos entram no mercado, sem que seus efeitos tenham sido testados ou avaliados (CMMDA, 1989). Como resultado,

observamos a introdução de milhares de compostos sintéticos no ambiente e nos corpos d'água, cujos efeitos adversos sobre a saúde das populações humanas são pouco, ou quase nada conhecidos.

Os principais contaminantes encontrados em águas doces são: (1) os metais pesados (Hg, Pb, Co, Fe, Cd e Ar) que são resíduos de diversas atividades industriais, refinarias, metalurgias, fundições, minas e beneficiamento de minérios, (2) os fertilizantes químicos resultantes da agricultura; e (3) os compostos orgânicos sintéticos. Estes últimos representam a maior diversidade e quantidade de poluentes e englobam os pesticidas; os PCB's - "*Polychlorinated Biphenyls*" ou bifenilas policloradas – cuja forma comercial mais comum é óleo ascarel; as dioxinas e furanos, que são extremamente tóxicos para seres humanos e espécies selvagens; os PAH's - "*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*" ou hidrocarbonetos aromáticos policíclicos – são os principais componentes do creosoto; e os hidrocarbonetos orgânicos voláteis (tetracloroeto de carbono, tricloroetano, dicloroetileno) que são usados como solventes e compostos intermediários da indústria química, sendo freqüentemente encontrados na água potável (HESPANHOL, 1999).

Grande parte destes compostos é extremamente persistente, resistindo à degradação fotolítica, química e biológica, o que lhes confere a capacidade de persistir no ambiente sem perder sua conformação e atividade (USEPA, 2002). Eles ocorrem principalmente na forma de micromoléculas, o que torna praticamente impossível a sua detecção e remoção em patamares de custo aceitáveis. A maioria têm comprovada atividade tóxica sobre os sistemas biológicos, estando associados ao aparecimento de câncer e outras doenças crônicas. Além disso, eles são altamente lipofílicos, o que resulta na sua acumulação nos tecidos dos organismos vivos.

Uma avaliação efetuada pela Academia Nacional de Ciências dos EUA e publicada em 1980 evidenciou os elevados riscos associados à presença de micropoluentes orgânicos na água, como também a quase absoluta ineficácia dos sistemas de monitoramento utilizados para garantir a sua potabilidade. Pelas análises da Academia, apenas 10% em peso dos compostos orgânicos presentes na água potável haviam sido identificados até

aquele momento e, entre esses, apenas alguns tiveram suas características toxicológicas determinadas (HESPANHOL, 1999).

Os diversos efeitos adversos que podem ser causados pela presença de pequenas doses destes compostos na água podem ser resumidos em: (HESPANHOL, 1999; e USEPA, 2002)

- tóxicos – causando efeitos danosos a quaisquer sistemas biológicos, órgãos ou tecidos
- neurotóxicos – exercendo um efeito destrutivo ou tóxico no tecido nervoso
- carcinogênicos – causando ou induzindo a formação de tumores malignos
- mutagênicos – causando alterações hereditárias do material genético das células
- teratogênicos – causando deformações congênitas não hereditárias em fetos
- imunotóxicos – reduzindo a resposta imune e a capacidade do corpo de se defender de infecções
- problemas reprodutivos e redução da fertilidade
- problemas endócrinos – alguns compostos entram no corpo e “imitam” hormônios naturais, interferindo no equilíbrio e funcionamento dos processos naturais do corpo

Os primeiros alertas sobre os riscos da contaminação química de águas superficiais e subterrâneas, surgiram no início da década de 1960, quando HUEPER *apud* HESPANHOL (1960) chamou a atenção para o fato de que: *“É obvio que com o rápido aumento da urbanização e industrialização, e a crescente demanda dos recursos hídricos disponíveis em lagos, rios e águas subterrâneas, os riscos de câncer oriundos do consumo de água contaminada, crescerão consideravelmente num futuro próximo”*. Dois anos depois Rachel Carlson (1962) publicou o livro *Primavera Silenciosa*, em que destacava a presença de compostos orgânicos sintéticos, em especial pesticidas organoclorados, nos mananciais de água potável. Seu trabalho evidenciou os efeitos devastadores da contaminação ambiental por DDT sobre a vida selvagem, chamando atenção para a enorme mortandade de peixes e aves e para a capacidade de acumulação e persistência dos organoclorados nos sistemas biológicos.

No final da década de 1960, devido às pressões da sociedade, os países desenvolvidos começaram a ampliar o controle sobre as fontes poluidoras na forma de legislação e monitoramento rigorosos. Nos EUA, os primeiros padrões para a presença de substâncias sintéticas e metais pesados na água foram estabelecidos em 1975 e, desde então, são periodicamente atualizados toda vez que evidências científicas ou estudos epidemiológicos específicos se tornam disponíveis em relação a uma determinada substância (HESPANHOL, 1999).

Em muitos países, os resultados desta iniciativa têm sido a redução nos níveis de poluição pontual das águas superficiais. Na maioria dos grandes rios europeus, as maiores taxas de poluição ocorreram nos anos de 1960 e 1970, que corresponderam também ao maior declínio das populações aquáticas. Atualmente observamos uma melhoria da qualidade das águas interiores nos países da Europa e EUA, principalmente em função das restrições governamentais e da pressão da opinião pública sobre as indústrias.

Entretanto, se por um lado as maiores fontes poluidoras foram controladas, com a redução da concentração de substâncias mais tóxicas, o problema continua na forma da poluição difusa por uma série de contaminantes. Muitos micropoluentes orgânicos ainda persistem nos grandes rios, provenientes de fontes não pontuais e da deposição de partículas em suspensão no ar (VAN DER GEEST, 2001).

A atividade agrícola é atualmente a maior fonte de contaminação não-pontual de águas nos Estados Unidos e Canadá (WHILES *et al.*, 2000; PARRIS, 2000). Nesses países houve um avanço no monitoramento da poluição pontual, associada às descargas de fábricas, distritos industriais e áreas urbanas, entretanto ainda não foi possível estabelecer metodologias eficientes para o controle da poluição em áreas agrícolas. As dificuldades residem no fato de que a agricultura é uma atividade de maior amplitude espacial, que produz uma grande variabilidade de poluentes, cuja dinâmica de utilização é intermitente, sendo praticamente impossível o seu monitoramento permanente (WATZIN & MACINTOSH, 1999).

Nos países periféricos a ausência de pesquisas sistemáticas sobre os problemas de contaminação de águas interiores, não permite que sejam feitas análises confiáveis sobre as fontes de poluição química e sua contribuição relativa para a degradação dos ecossistemas. Nesses países acredita-se que o problema da contaminação é complexo e vem aumentando na medida em que os países vêm se desenvolvendo, e que muitas indústrias químicas começaram a se instalar “fugindo” das restrições impostas nos países desenvolvidos. Um indicativo importante, entretanto é o aumento das taxas de consumo de pesticidas nos países em desenvolvimento, demonstrando que esta também representa uma fonte considerável de contaminação ambiental nestes países.

No Brasil houve um crescimento de aproximadamente 40 vezes no gasto com defensivos agrícolas nos últimos 40 anos (PERES, 1999). O país ocupa hoje o posto de maior consumidor individual de pesticidas entre todos países em desenvolvimento, sendo responsável por cerca 35% desse mercado (WHO, 1990). O agravante é que no Brasil, assim como em outros países em desenvolvimento, o crescimento na utilização de pesticidas não vem sendo acompanhado por programas de controle da produção, venda e utilização destes produtos. Também não existem políticas de amparo técnico para os agricultores, que tenham o objetivo de informar sobre o uso correto de defensivos agrícolas, acompanhando os indicadores de saúde dos trabalhadores e moradores das áreas rurais. Pelo contrário, observa-se entre os agricultores um enorme despreparo e um baixo nível educacional, que os incapacita de compreender os rótulos, as advertências e as instruções de segurança. Diante deste quadro as chances de contaminação ambiental e intoxicação das populações humanas são elevadas, transformando a questão do uso indiscriminado de pesticidas em um importante desafio para a saúde pública (PERES, 1999).

1.3 - PESTICIDAS E A SAÚDE HUMANA

Segundo a FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations - Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação), os pesticidas são definidos como: *“qualquer substância, ou mistura de substâncias, usadas para prevenir, destruir ou controlar qualquer praga – incluindo vetores de doenças humanas e animais, espécies indesejadas de plantas e de animais, causadoras de danos durante a produção, processamento, estocagem, transporte ou distribuição de alimentos, produtos agrícolas, madeira, e derivados – ou então que possam ser administradas em animais para o controle de insetos, aracnídeos e outras pestes que acometem os corpos dos animais de criação”*.

Os principais usos de pesticidas são: (1) na agricultura, para o controle de pragas, ervas daninhas e doenças de plantas; (2) na criação de animais, para o controle de insetos e ácaros; (3) na Saúde Pública, para o combate de vetores de doenças como Malária, Febre Amarela e Esquistossomose; (4) no ambiente doméstico para o combate de insetos e ratos.

O grande problema da contaminação ambiental e da exposição humana aos pesticidas está associado ao fato de que esses compostos são formulados e introduzidos no ambiente com o objetivo de intoxicar e levar à morte seus organismos alvo. Como a maioria deles age sobre sistemas biológicos vitais, e não tem atividade específica, também acabam se tornando potencialmente tóxicos para os seres humanos e demais espécies selvagens.

Estimativas da Organização Mundial de Saúde (WHO,1990) apontam para a ocorrência de 3 milhões de casos de intoxicação aguda por pesticidas em todo o mundo. Destes, cerca de 1 milhão resultam de exposição não intencional, que é responsável pelo maior número de intoxicações severas sem morte. O principal grupo afetado são os trabalhadores das áreas agrícolas e a população que habita próximo às lavouras (70% dos casos - 700.000 pessoas), o que caracteriza exposição ocupacional e direta. No restante dos casos a contaminação se dá de forma indireta, através da ingestão de água e alimentos contaminados, o que pode atingir tanto as populações rurais quanto urbanas (WHO,1990).

Não existem estatísticas confiáveis em relação aos casos de contaminação crônica e ao tamanho da população exposta. Os estudos existentes se baseiam na proporção da população que desenvolve atividades agrícolas e ou vive nas áreas rurais. Segundo esta abordagem a maior parte da população exposta estaria nos países em desenvolvimento, e seria equivalente a cerca de 5 a 10 % dos trabalhadores e moradores rurais desses países, ou seja, quase 100 milhões de pessoas (WHO,1990). No Brasil, 18 milhões de pessoas trabalham no campo, e aproximadamente 3 milhões utilizam agrotóxicos regularmente, o que resulta em aproximadamente 150.000 casos de envenenamentos por ano (IBGE, 1996).

A contaminação por meio de alimentos e água também é pouco conhecida, dada a dificuldade de se estabelecer relações de causa e efeito entre a exposição humana e o aparecimento de efeitos adversos, além da impossibilidade de a maioria dos países manterem um programa de análise rotineira de água e alimentos destinados ao consumo humano. A maioria dos casos citados na literatura são relativos à acidentes e eventos de contaminação em massa, como no Iraque em 1972, em que cerca de 6.000 pessoas foram intoxicadas, e mais de 400 morreram pela ingestão de sementes tratadas com fungicida (OPAS, 1993, WHO, 1990). As fontes de contaminação mais comuns são os pesticidas usados na conservação de grãos e trigo, o consumo de peixes e mariscos provenientes de áreas poluídas, o consumo de carne e leite de animais criados próximos à campos agrícolas e ou que tenham sido recentemente tratados contra vetores e parasitas e o uso de água contaminada no abastecimento humano.

A exposição crônica prolongada a pesticidas vem sendo associada à diversas doenças como desordens comportamentais, respiratórias e neurológicas, problemas reprodutivos, neuropatias periféricas, supressão do sistema imune e câncer. A tabela 1 apresenta um resumo dos principais sintomas de intoxicação aguda e crônica causados por pesticidas comumente utilizados em atividades agrícolas, de acordo com a praga controlada e o grupo químico ao qual pertencem.

Tabela 1 – Principais efeitos agudos e crônicos dos agrotóxicos, de acordo com a praga que controlam e o grupo químico a que pertencem.

PRAGA CONTROLADA	GRUPO QUÍMICO	SINTOMAS DE INTOXICAÇÃO AGUDA	SINTOMAS DE INTOXICAÇÃO CRÔNICA
Inseticidas	Organoclorados	Náuseas, vômitos e convulsões	Desordens psicológicas como insônia, ansiedade e irritabilidade
		Cansaço e dor de cabeça	Arritmia cardíaca
		Contrações musculares involuntárias	Dificuldades de locomoção Lesões hepáticas Problemas na espermatogênese Dermatites de contato, cloroacne
	Organofosforados e éster carbâmicos	Fraqueza muscular, tremores e espasmos musculares, miose	Reflexos anormais, síndrome da atividade motora permanente
		Náuseas, diarreia, desconforto abdominal	Desordens psicológicas – depressão, ansiedade, distúrbios do sono, perda de memória, confusão mental
		Aumento da sudorese, salivação	Efeitos neurotóxicos retardados
Piretróides Sintéticos	Dor de cabeça, letargia, dificuldades de concentração	Alterações cromossômicas Dermatites de contato Problemas oculares	
	Hiperatividade, excitação, convulsões	Alergias Asma brônquica	
	Irritação da pele e das conjuntivas, sensação de queimadura	Irritação nas mucosas	
Herbicidas	Compostos do tipo Clorofenoxiacéticos	Náusea, vômitos, dores de cabeça, palpitações, perda da consciência	Hipersensibilidade
		Dor de cabeça, náuseas, vertigens, Enjôo, vômitos	Cloroacnes
		Dificuldade de respirar	Efeitos teratogênicos e carcinogênicos (produzidos por dioxinas, formadas como subprodutos durante o processo de fabricação)
	Dipiridilos	Dores musculares, fraqueza	
		Dores abdominais e diarreia	
		Hipertermia, redução da pressão sanguínea	
Fentalamidas	Distúrbios respiratórios	Fibrose e hemorragia pulmonar	
	Irritações oculares	Sintomas gastrointestinais	
	Letargia, taquicardia, convulsões	Lesões hepáticas e renais	
Fungicidas	Organomercuriais	Problemas gastrointestinais e hepáticos	Teratogênese, indução de tumores
	Ditiocarbamatos	Tonteiras, vômitos, dor de cabeça	Efeitos sobre o SNC
		Tremores musculares	Teratogênese, embriotoxicidade
		Perda de consciência, desorientação	Tumores pulmonares Problemas reprodutivos Mal de Parkinson

Fonte: Adaptado de ECOBICHON, 1991 e PERES, 1999

A maior parte dos produtos de ação inseticida são neurotóxicos e agem por meio de intoxicação do sistema nervoso. Considerando que estes compostos não têm atividade seletiva e afetam outras espécies além dos organismos alvo, não é surpreendente que os seus efeitos adversos estejam relacionados com alterações no sistema nervoso dos indivíduos contaminados. O mecanismo tóxico de ação e o sistema afetado é similar em todas as espécies e apenas a dose (grau de exposição e duração) determina a intensidade do efeito biológico (ECOBICHON,1991).

Os organoclorados como o DDT, por exemplo, agem sobre o mecanismos de despolarização e repolarização das células nervosas. Isto resulta numa estimulação repetitiva dos nervos, causando tremores pelo corpo e convulsões, que são os efeitos mais visíveis da intoxicação aguda. Eles atuam sobre a membrana do axônio alterando o transporte de íons, o que afeta então a transmissão do impulso elétrico. Existem pelo menos quatro mecanismos pelos quais o DDT pode alterar o mecanismo de transporte de íons: (1) redução do transporte de potássio através dos poros, (2) inativação do fechamento dos canais de sódio, (3) inibição da Na^+ , K^+ , Ca^{+2} ATPase e (4) inibição da calmodulina que é um mediador do transporte de cálcio.

Os piretróides agem de maneira similar aos organoclorados, com a distinção de que alguns compostos (piretróides do tipo II) estendem o tempo de atividade, causando uma despolarização persistente e uma excitação repetitiva dos órgãos sensoriais e fibras musculares. Esta despolarização persistente tem um efeito importante sobre o sistema nervoso sensorial, pois estes neurônios tendem a sofrer descargas quando despolarizados, o que é a causa de sintomas como a sensação de queimadura e grande irritação da pele, quando esta entra em contato com o pesticida (ECOBICHON,1991).

Já os organofosforados e os carbamatos atuam no sistema nervoso inibindo as enzimas colinesterases. As colinesterases atuam na degradação da acetilcolina um neurotransmissor responsável pela transmissão de impulsos do sistema nervoso (central e periférico). Uma vez inibida a enzima não consegue degradar a acetilcolina, ocasionando um estado de excitação permanente que é chamada de síndrome colinérgica. Esta é

responsável pelos sintomas de intoxicação aguda como espasmos, convulsões, aumento da sudorese e ativação das glândulas secretoras, entre outros (ECOBICHON,1991).

O estabelecimento de uma relação de causa e efeito entre a exposição a alguns destes compostos e o aparecimento de câncer ainda está sob investigação epidemiológica (WHO,1990). No caso dos organoclorados, entretanto já foi demonstrado que a exposição ao DDT ou aos seus metabólitos, pode causar problemas reprodutivos na fauna selvagem, dada a semelhança destes com hormônios naturais. E como alguns tipos de câncer (ex. próstata, testículos e seios) tem uma etiologia relacionada ao sistema endócrino, os estudos mais recentes vem dando ênfase a pesquisa nesta direção (PAUMGARTEEN, 1998).

Os herbicidas tem como principal rota de contaminação a via dérmica, e em geral resultam em sintomas de intoxicação como irritações, erupções e inflamações da pele e dos olhos. Os compostos clorofenoxiacéticos, por exemplo, são associados ao aparecimento de cloroacne em trabalhadores de indústrias químicas e agricultores com histórico de exposição prolongada a este composto. Alguns clorofenoxiacéticos também têm atividade carcinogênica e teratogênica, o que se descobriu estar associada à presença de dioxinas nestes compostos. As dioxinas são extremamente tóxicas (LD_{50} 0,0006 - 0,283 mg/Kg no porquinho da índia, que é o organismo mais susceptível), e ocorrem como “impurezas” formadas durante o processo de fabricação destes compostos, quando em condições de temperatura irregulares. O alto potencial carcinogênico destes compostos foi comprovado através dos casos de veteranos da guerra do Vietnã que apresentaram alta incidência de câncer, após terem sido expostos ao chamado “agente laranja” (mistura de dois compostos fenoxiacéticos - 2,4D e 2,4T), usado como desfoliante para abrir clareiras nas selvas do Vietnã (ECOBICHON,1991).

Os herbicidas dipiridilos (Paraquat e Diquat), por sua vez, são tóxicos para o sistema respiratório. Nos quadros de intoxicação com morte conhecidos, os efeitos não são imediatos e demoram 3 a 4 semanas para aparecerem. Há uma irritação inicial da boca e garganta, que evolui para a sensação de queimadura e é seguida por necrose da mucosa oral, inflamações gástricas e lesões no estômago. Os sintomas pulmonares aparecem depois: anoxia, opacidade dos pulmões, coma e morte. A necrópsia revela hemorragia

pulmonar, hemorragia intraalveolar, fibrose e congestão pulmonar, necrose hepática e necrose dos túbulos renais. Estudos bioquímicos demonstram que o Paraquat é ativamente captado por células alveolares, e por essa razão o pulmão é o principal órgão alvo deste composto. O Paraquat passa por um processo de redução dependente de NADPH, e se transforma num radical livre capaz de reagir com o oxigênio molecular. Esta reação resulta na formação de um ânion superóxido (O_2^-) e que é convertido em peróxido de hidrogênio pela enzima superóxido dismutase. O peróxido de hidrogênio e o ânion superóxido formados podem atacar os lipídios poliinsaturados presentes nas membranas celulares, ocasionando sérios danos a membrana celular. A redução da integridade funcional da célula afeta então a eficiência no transporte e trocas de gases, comprometendo a atividade respiratória. Devido ao grande número de casos de intoxicação com morte, muitos países baniram ou restringiram severamente o uso de paraquat, que é considerado como um pesticida bastante perigoso à saúde humana. (ECOBICHON, 1991).

Por fim os fungicidas ditiocarbamatos apresentam uma baixa toxicidade aguda, (a DL_{50} oral em ratos é ordem de 6000), mas são apontados como potenciais agentes carcinogênicos, principalmente no que diz respeito ao surgimento de tumores no aparelho respiratório. Outros estudos indicam ainda uma relação entre a exposição prolongada a alguns ditiocarbamatos e a ocorrência de problemas reprodutivos como produção de espermatozoides defeituosos (exposição à mancozeb), embriotoxicidade, redução no número de filhotes da prole, mudanças nas taxas de fertilização e problemas de desenvolvimento fetal (exposição a maneb) (ECOBICHON, 1991).

A toxicidade aguda dos pesticidas é um dos principais fatores utilizados na classificação, controle e uso destes produtos. Atualmente os pesticidas são divididos em 4 classes de toxicidade (I, II, III e IV) de acordo com a relação entre a dose do produto e os efeitos produzidos. A medida mais utilizada para determinar estas classes é a DL_{50} , ou seja, a dose letal capaz de matar 50% de uma população de animais num teste de laboratório. A tabela 1.2 apresenta um resumo da classificação dos agrotóxicos relacionando a sua DL_{50} ao grau de toxicidade destes compostos.

Tabela 2 – Classificação de toxicidade dos agrotóxicos de acordo com a sua DL₅₀ e respectivas recomendações de uso.

		DL50 - ratos – mg/Kg de peso corporal				
		Oral		Dérmica		
Classe toxicológica	Toxicidade	Sólido	Líquido	Sólido	Líquido	Disponibilidade de uso
I	Extremamente tóxica	≤ 5	≤ 20	≤ 10	≤ 40	Uso restrito
II	Altamente tóxica	5 - 50	20 – 200	10 – 100	40 - 400	Uso restrito
II	Medianamente tóxica	50 – 500	200 – 2.000	100 – 1.000	400 – 4.000	Uso supervisionado
IV	Pouco tóxica	500 - 5.000	Acima de 2.000	1.000 – 5.000	Acima de 4.000	Uso por trabalhadores treinados
	Muito pouco tóxica	Acima de 5.000	-----	Acima de 5.000	-----	Uso geral observando-se as instruções de segurança.

Fonte – Adaptado de WHO,1990

Esta classificação é comumente utilizada na formulação de leis e mecanismos regulatórios em diversos países, o que é interessante pois cria critérios internacionais de segurança, que tem fundamento científico, e que podem ser apropriados por países que não teriam condições financeiras de custear estudos desta natureza. Além disso esta classificação também é utilizada para informar aos trabalhadores rurais sobre o grau de periculosidade de alguns produtos, sendo em geral acompanhada por símbolos de perigo e tarjas coloridas, que alertam para a possibilidade de danos à saúde e bem estar do trabalhador.

1.4 - PESTICIDAS E MEIO AMBIENTE

A contaminação ambiental por pesticidas representa a principal fonte de poluição da água em diversos países e uma ameaça constante a biodiversidade e equilíbrio dos ecossistemas afetados. A agricultura é a principal atividade responsável pela utilização de pesticidas, e desta maneira, pela sua liberação no ambiente. O problema é agravado dada a grande extensão de terras ocupadas para atividades agrícolas, o que amplia consideravelmente as chances de espécies não-alvo (inclusive as populações humanas) serem afetadas.

Uma vez lançados no ambiente, os pesticidas podem percorrer diversas rotas, se movimentando através de diferentes compartimentos ambientais. Os pesticidas que são diretamente aplicados sobre os campos de cultivo, podem ser carregados - pela água da chuva ou da irrigação - para corpos d'água próximos, e contaminar rios, lagos e mares, ou então percolar através do solo e atingir o lençol freático. Além disso pesticidas que são aplicados por meio de pulverizações, podem ser transportados através das correntes aéreas, e se depositarem no solo e na água de regiões remotas e distantes das áreas onde foram originalmente aplicados. O transporte atmosférico também pode ocorrer por volatilização dos compostos aplicados nos cultivos e pela formação de poeira do solo contaminado (COOPER, 1991; EXTOWNET, 1993).

As propriedades físicas e químicas, dos pesticidas são fatores fundamentais na estimativa do potencial de contaminação ambiental. A estrutura química determina a estabilidade, a persistência, a lipofilidade, a solubilidade e a volatilidade dos pesticidas, e que por sua vez determinam o comportamento destes no ambiente. Nem todos os pesticidas são capazes de se movimentar entre os compartimentos ambientais ou contaminar as águas subterrâneas. Para compreender quais compostos são os que representam maiores riscos, é necessário analisar todas estas características, conhecendo também as condições ambientais da área afetada.

Ao serem aplicados nas áreas de cultivo os pesticidas podem ser rapidamente degradados pela ação da luz, água e microorganismos (como fungos e bactérias), levando a formação de subprodutos e resíduos menos tóxicos e de menor risco ambiental; ou então podem resistir ao processo de degradação permanecendo estáveis no ambiente. Segundo KEARNEY (1969 *apud* COOPER 1991), os pesticidas podem ser agrupados em três categorias de acordo sua persistência no ambiente. Se demorarem de 1 a 12 semanas para serem degradados têm baixa persistência (ex. piretróides modernos, hormônios sintéticos); 1-18 meses são moderadamente persistentes (ex. carbamatos e organofosforados), e se demoram 2-5 anos são considerados persistentes (ex. organoclorados).

Geralmente os produtos mais persistentes são os organoclorados, que se caracterizam por uma alta resistência aos processos de degradação, e pela capacidade de

conservarem sua fórmula e atividade biocida por longos períodos de tempo após terem sido lançados no ambiente. Por esta razão eles são considerados compostos de alto risco ambiental, cuja presença no ambiente pode facilmente resultar na contaminação de espécies selvagens e populações humanas. Outra característica dos pesticidas persistentes é sua capacidade de acumulação nas células gordurosas dos organismos. A bioacumulação pode resultar em uma série de danos à saúde dos indivíduos afetados, devido ao tempo em que os pesticidas permanecem ativos no corpo do indivíduo, além de resultar na incorporação destes compostos às cadeias tróficas, dando origem ao processo conhecido por biomagnificação.

No processo de biomagnificação ocorre um aumento da concentração corporal de substâncias químicas, à medida que se eleva a posição ocupada pelo organismo na cadeia trófica. Isto ocorre pois ao se alimentar de um animal ou planta contaminado, o consumidor acaba incorporando as substâncias que estavam presentes neste, determinando um aumento progressivo da concentração de poluentes na direção do topo da cadeia trófica. O potencial de biocumulação varia em função do pesticida, da sua disponibilidade ambiental, dos hábitos de vida e alimentares dos organismos. Em muitos casos os seres humanos são os principais consumidores finais da cadeia trófica e podem estar expostos à concentrações elevadas de pesticidas. através do consumo de alimentos de origem animal como carne bovina e derivados de leite, peixes, crustáceos, e moluscos (em especial ostras e mexilhões, que tem hábitos filtradores e acumulam poluentes presentes na coluna d'água).

Por todas estas razões, os pesticidas organoclorados tiveram seu uso interrompido na maioria dos países desenvolvidos no início da década de 70, e mais recentemente no Brasil (Brasil, 1985) onde somente são permitidos nas campanhas de Saúde Pública (PAUMGARTTEN, 1998).

A biodisponibilidade dos pesticidas é outra característica importante na avaliação do potencial de contaminação. Os pesticidas de maior lipofilidade, por exemplo, apesar de serem facilmente bioacumulados, são pouco solúveis em água e uma vez lançados nos ecossistemas aquáticos tendem a ser adsorvidos ao sedimento. O processo de adsorção varia de acordo com a quantidade de matéria orgânica presente no solo e com o grau de

particulação do mesmo. Em solos mais argilosos e ricos em matéria orgânica, a adsorção ao sedimento pode representar a principal via de estabilização destes compostos, o que contribui para a sua redução na coluna d'água, e diminuição da biodisponibilidade destes contaminantes para as espécies aquáticas (COOPER, 1991).

Os pesticidas mais lipofílicos também apresentam uma menor tendência de se moverem através do solo em direção às águas subterrâneas, pois, uma vez lançados no solo ligam-se às partículas de matéria orgânica presentes no sedimento e dificilmente são remobilizados. Por outro lado é o transporte destas partículas, através da ação da chuva e do vento, que leva à contaminação de corpos d'água e dispersão de pesticidas até áreas remotas.

O potencial de contaminar águas subterrâneas está associado, entre outras características, à solubilidade dos pesticidas. Contrariando as expectativas, alguns pesticidas de menor persistência, mas que têm alta solubilidade, são atualmente os principais responsáveis pela contaminação de lençóis freáticos. Eles são facilmente carregados pela água das chuvas e irrigação, e se aplicados em áreas onde as condições de clima e solo seja propícias ao seu movimento, podem facilmente percolar em direção às águas subterrâneas. Além disso, à medida que o pesticida se afasta da superfície, ele fica menos exposto aos agentes responsáveis pela degradação como luz, calor e microorganismos, o que aumenta as chances de este chegar intacto até os mananciais subterrâneos.

Alguns pesticidas de meia vida curta como aldicarb (pesticida sistêmico do tipo carbamato) e atrazine (herbicida do tipo triazine), já são comumente encontrados em águas subterrâneas de grande parte dos Estados Unidos. O composto atrazine, foi recentemente reclassificado como um pesticida de uso restrito naquele país (Classe I), pois apesar de ser um produto levemente tóxico (Classe III), pode facilmente contaminar águas subterrâneas, resultando em riscos de exposição para as populações humanas. Em condições de baixa temperatura, o atrazine se torna bastante estável, e tem um baixo potencial de adsorção, o que lhe permite de movimentar-se rapidamente através do solo. Na última Pesquisa Nacional de Pesticidas em águas destinadas ao consumo humano nos Estados Unidos, o

pesticida atrazine foi o composto mais comumente encontrado e ocorreu em quase 1% de todas as amostras de água analisadas naquele país (EXTOXNET, 1996).

A contaminação de recursos hídricos por pesticidas é uma preocupação constante das agências ambientais e de saúde pública, já que corresponde à principal fonte ampliada de riscos resultantes do uso de agrotóxicos na agricultura (PERES, 1999). Devido à natureza integrada das redes hidrográficas, e ao fluxo constante que caracteriza rios e córregos, a contaminação de corpos d'água pode ser sentida à vários quilômetros de distância das áreas fonte; o que afeta não apenas as regiões de plantio, mas também a integridade de todos os ecossistemas ao longo do seu percurso. Mesmo conhecendo os diversos riscos provenientes da exposição crônica a pesticidas, tais quais mutagenicidade, alterações no sistema reprodutivo e endócrino, comprometimento do sistema imune, entre outros (ECOBICHON, 1991; PAUMGARTTEN, 1998; REPETTO & BALIGA, 1996), o controle e monitoramento da poluição por agrotóxicos ainda são um desafio, pois a dinâmica de contaminação é intermitente e difusa, e em geral resultante da utilização de mais de um produto simultaneamente.

Diante deste quadro muitos países, entre os quais o Brasil, vêm elaborando diretrizes conservadoras para as concentrações máximas permitidas em águas de abastecimento, situadas entre 0,1 e 0,5 µg/l. Poucos, entretanto, conseguem manter um programa abrangente de controle da qualidade das águas que garanta a segurança destes recursos. Mesmo nos Estados Unidos que se caracteriza pelo eficiente sistema de análise da qualidade das águas, um estudo recente desenvolvido pelo centro de pesquisas geológicas dos EUA (“USGS - United States Geological Survey”) abrangendo mais de 58 rios e 46 tipos de pesticidas, falhou em detectar concentrações expressivas de pesticidas em algumas bacias hidrográficas, já que estas haviam sido contaminadas por tipos de agrotóxicos diferentes daqueles avaliados na pesquisa (USGS, 1999).

1.5 - O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

Tradicionalmente a avaliação da contaminação das águas é feita através de métodos laboratoriais analíticos, que se baseiam nas características físicas e químicas da água. No caso da poluição por pesticidas, as técnicas mais utilizadas são a cromatografia gasosa (CG), a cromatografia líquida de alta performance (HPLC), ou espectrometria de massa (MS) (SHERMA, 1997). As técnicas cromatográficas são especialmente úteis para avaliação qualitativa e quantitativa do grau de contaminação, indicando se a água consumida está dentro dos padrões de segurança e potabilidade, e se estão sendo tomadas as medidas corretas no uso de contaminantes e despejo de efluentes (ALVES, 1999). Por outro lado, são técnicas que exigem recursos humanos especializados, e têm alto custo de investimento, dependendo de equipamentos sofisticados e complexas instalações laboratoriais. A maior parte destas metodologias necessita de tratamento prévio das amostras e etapas exaustivas de extração anteriores a análise (ALVES, 1999). Além disso, o custo econômico por amostra pode aumentar de acordo com o tipo de composto analisado, e com a complexidade das amostras (KENDALL, 1996). Por estas razões, são técnicas que dificilmente podem ser desenvolvidas nos laboratórios de áreas rurais em países em desenvolvimento, que são as principais áreas afetadas, e onde as populações humanas e ecossistemas estão mais expostos à contaminação.

Como alternativa às técnicas analíticas cromatográficas, observa-se o crescimento do uso de biomarcadores. Os biomarcadores são definidos como componentes biológicos: células, processos bioquímicos, estruturas e funções biológicas, que se alteram quando em contato com compostos xenobióticos, e cujas alterações podem ser medidas e quantificadas (National Academy of Sciences *apud* KENDALL *et al.*, 1996). Um exemplo é o desenvolvimento de imunoensaios baseados na inibição da enzima acetilcolinesterase que vêm sendo utilizados com sucesso para a análise da contaminação da água por agentes anticolinesterásicos - organofosforados e carbamatos (CUNHA BASTOS *et al.*, 1991). Além de representar uma técnica rápida e de menor custo, esses métodos de análise exigem um aparato laboratorial mais simples podendo ser avaliadas através de espectrofotometria, voltametria e potenciometria (ALVES, 1999).

Tanto as técnicas cromatográficas quanto as baseadas no uso de imunoenaios têm, entretanto, uma limitação importante quando consideramos que elas têm uma natureza instantânea e só refletem as condições de qualidade da água no momento da amostragem. (METCALF,1989). Elas dificilmente conseguem detectar poluição intermitente, ou baixas concentrações de contaminantes na água, sendo pouco adequadas para o controle de fontes não pontuais de poluição. Como resultado, observa-se. uma redução nos resultados positivos das amostras, bem como a necessidade de um maior número de amostragens para o acompanhamento da contaminação.

As técnicas analíticas laboratoriais também não incorporam um importante elemento da discussão sobre o monitoramento da qualidade das águas que é a dimensão biológica dos ecossistemas e sua importância na estabilidade e funcionamento dos sistemas aquáticos. Segundo o documento Agenda 21, produzido durante a “Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento” (CNUMAD, 1992), o monitoramento ambiental deve garantir, além do suprimento de água potável, a proteção à vida aquática, sendo necessário orientar o planejamento e o manejo dos recursos hídricos tanto para as necessidades humanas quanto a proteção dos ecossistemas.

“O manejo integrado de recursos hídricos baseia-se na percepção da água como uma parte integrante do ecossistema, um recurso natural e bem econômico e social cujas quantidade e qualidade determinam a natureza de sua utilização. Com esse objetivo, os recursos hídricos devem ser protegidos levando-se em conta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e a perenidade do recurso, a fim de satisfazer e conciliar as necessidades de água nas atividades humana. Ao desenvolver e usar os recursos hídricos, deve-se dar a prioridade à satisfação das necessidades básicas e à proteção dos ecossistemas” (CNUMAD, 1992).

1.6 – O MONITORAMENTO BIOLÓGICO

Para um manejo integrado dos recursos hídricos, o monitoramento ambiental deve incluir além das medidas físico-químicas, as medidas biológicas e ambientais, a fim de obter um espectro amplo de informações sobre o ecossistema (METCALF, 1989).

O uso de medidas biológicas baseia-se na resposta dos organismos vivos às mudanças ambientais promovidas pela ação humana. Como a maior parte dos ecossistemas aquáticos estão sujeitos à distúrbios ambientais, que podem vir a interferir nos processos físicos, químicos ou biológicos associados a manutenção da vida aquática, é muito provável que os organismos da biota sejam afetados, apresentando então mudanças no seu comportamento, estrutura e organização (KARR, 1991).

Existem duas abordagens que orientam o uso de medidas biológicas para análise da degradação ambiental. Uma delas é a abordagem “top-down” ou topo-base que analisa diretamente as mudanças no ambiente, e em geral consiste em avaliações ecológicas no nível de comunidades ou ecossistemas, com subsequente diagnose do problema e determinação do agente causador. A outra é a abordagem “bottom-up” ou base-topo que utiliza dados de laboratório, obtidos em simulações simples dos sistemas, para prever mudanças em sistemas naturais complexos (CAIRNS *et al.*, 1993).

As metodologias base-topo são geralmente desenvolvidas na forma de testes toxicológicos que têm como objetivo: (1) avaliar os efeitos negativos de um determinado contaminante sobre diferentes organismos da biota aquática, (2) testar a qualidade química de corpos d’água. Há uma grande variedade de testes direcionados para propostas específicas. Dentre eles destacam-se os bioensaios de reação aguda, que duram de 24 a 96 horas, e são utilizados na determinação da concentração letal (CL_{50}) de contaminantes. Em geral consistem de experimentos que utilizam apenas uma espécie, exposta a um ou mais poluentes em concentrações conhecidas, e que tem como principal objetivo classificar estes poluentes de acordo com a sua toxicidade, e avaliar a sensibilidade de diferentes organismos em relação aquele(s) composto(s). Além dos testes agudos, também são realizados bioensaios crônicos, que buscam avaliar efeitos sub-letais, tais como mudanças

comportamentais, deformidades biológicas, problemas na metamorfose, redução da fertilidade, problemas reprodutivos, teratogenicidade e mutagenicidade (BUIKEMA & VOSHELL, 1993, BAPTISTA et al. 2002).

Segundo CAIRNS *et al.* (1993), os procedimentos laboratoriais do tipo base-topo são metodologias limitadas quando se pretende prever ou avaliar os efeitos de distúrbios ambientais nos ecossistemas naturais. Para o autor, os testes laboratoriais apresentam os seguintes problemas: (1) são simples em sua natureza, pois utilizam apenas uma espécie e não podem ser utilizados para prever efeitos em sistemas relativamente mais complexos (ecossistemas naturais); (2) consideram os distúrbios de forma independente, quando na verdade eles ocorrem de forma conjunta e cumulativa no ambiente; (3) dificilmente poderiam ser usados para testar todas as combinações de substâncias químicas e prever seus efeitos nos organismos vivos.

Para uma análise fiel das condições de perturbação do ambiente, o autor defende que o ideal é realizar medidas diretas da saúde das comunidades biológicas, o que permite tanto validar as previsões de impacto obtidas através das metodologias base-topo, como desenvolver mecanismos para implementação de ações corretivas em planos de manejo (CAIRNS *et al.* 1993). Este processo interativo é conhecido como monitoramento biológico, e se baseia na análise sistemática das respostas das comunidades biológicas e sua comparação com comunidades de áreas preservadas, com o objetivo de avaliar intensidade das mudanças ocorridas no ambiente.

Os estudos que avaliam a biota aquática em seu habitat natural apresentam ainda a vantagem de os organismos integrarem as condições ambientais por longos períodos de tempo, o que permite detectar perturbações ambientais que ocorreram em momentos anteriores à amostragem, e também o fato de a biota aquática poder ser afetada pela poluição mesmo quando distante das áreas fonte, o que permite identificar áreas sujeitas a contaminação difusa e ou oriunda de fontes não identificadas (METCALF, 1989).

Virtualmente qualquer grupo de organismos aquáticos poderia ser usado em um programa de monitoramento biológico. Segundo HELLAWELL, 1986 *apud*

ROSEMBERG & RESH, 1993 e KARR, 1981, os grupos mais indicados são algas (perifiton e macrófitas), peixes e macroinvertebrados. Entretanto, os macroinvertebrados bentônicos são de longe o grupo mais utilizado. A definição para macroinvertebrados bentônicos é de “organismos que habitam os substratos de fundo (sedimento, pedras, depósitos de folhas, macrófitas, algas filamentosas) em ambientes de água doce, por pelo menos um período do seu ciclo de vida. Em geral são visíveis a olho nu e coletados em redes de 200 a 500 μm (micrômetros)” (ROSEMBERG & RESH, 1993). Os macroinvertebrados bentônicos incluem larvas de insetos, anelídeos, oligoquetas, crustáceos e moluscos, sendo que em geral as larvas de inseto tendem a ser o grupo mais abundante.

De acordo com ROSEMBERG & RESH (1993) e METCALF (1989) esta comunidade apresenta uma série de características biológicas e ecológicas que justificam a sua ampla utilização em estudos de biomonitoramento: (1) são ubíquos e abundantes, sendo assim podem ser afetados por perturbações em vários locais, (2) sua natureza basicamente sedentária leva a uma eficiente análise espacial dos poluentes e efeitos nas populações existentes; (3) os macroinvertebrados são diferentemente sensíveis a impactos de vários tipos e reagem a eles rapidamente, apresentando um espectro variável de respostas; (4) a comunidade de macroinvertebrados é muito heterogênea possuindo representantes de vários filos, assim a probabilidade de que pelo menos alguns destes organismos serão afetados por alguma mudança ambiental é alta; (5) possuem vida longa o suficiente para testemunhar as variações na qualidade ambiental; (7) apresentam metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente; (8) são relativamente fáceis de identificar segundo metodologias existentes; e por fim (9) a fauna de macroinvertebrados pode ser extremamente rica em rios de pequenas dimensões, enquanto que a fauna de peixes pode não ser suportada (BUSS, 2001).

1.7 – APLICABILIDADE DAS METODOLOGIAS DE MONITORAMENTO BIOLÓGICO

Atualmente duas linhas de abordagens baseadas em medidas da comunidade têm se destacado. Uma delas é o modelo europeu, que é baseado no conceito de espécies indicadoras, e foi desenvolvido a partir do índice de Saprobidade surgido na Alemanha em 1909. Este índice representou o primeiro esforço em tentar classificar o estado de integridade dos corpos d'água com base na sua biota. O termo “sapróbio” significa a dependência de um organismo na decomposição de substâncias orgânicas como um recurso alimentar (PERSOONE & DE PAUW, 1979 *apud* METCALF, 1989). O Sistema Sapróbico é baseado principalmente na presença de microorganismos indicadores (bactérias, algas, protozoários e rotíferos) que recebem valores baseados em sua tolerância a poluição.

A partir deste enfoque surgiram então os índices bióticos, que por sua vez se baseiam na atribuição de valores de tolerância para os organismos da comunidade de macroinvertebrados. A elaboração dos índices bióticos exige um exaustivo trabalho de coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados, tendo em vista a necessidade de se avaliar áreas com diferentes graus de integridade ambiental e sujeitas a diferentes tipos de perturbações, a fim de se estabelecer valores de tolerância, que de fato correspondam as limitações fisiológicas dos organismos avaliados. Ao se estabelecer valores de tolerância para um determinado táxon é necessário que haja uma avaliação precisa dos aspectos bioecológicos do mesmo. Além de serem específicos para um tipo de poluição, os valores de tolerância usados em índices bióticos são também específicos para a área geográfica na qual se desenvolveram. A extrapolação de um índice para outras regiões obrigatoriamente requer ajustes em seus valores de acordo com as diferentes condições climáticas e ambientais da nova região (SILVEIRA, 2001).

A maioria dos países europeus desenvolveram índices próprios, que diferem entre si principalmente quanto à resolução taxonômica ser utilizada, critérios de pontuação ou pela abordagem utilizada (se é qualitativa: baseada em dados de presença ou ausência de espécies de espécies, ou quantitativa: considerando as frequências e o número de taxa). (BAPTISTA *et al*, 2002)

A outra abordagem comumente utilizada, é o modelo de monitoramento usado nos Estados Unidos, que se baseia na utilização de métodos quantitativos, com destaque para o uso de índices de diversidade, similaridade de comunidades e estatística multivariada, baseadas primeiramente em uma classificação a partir de parâmetros físicos e químicos da água. Segundo CAIRNS & PRATT (1993), a preferência por métodos quantitativos na América do Norte deveu-se principalmente ao fato de que os maiores problemas de poluição eram causados por toxicidade de efluentes, ao contrário da Europa, onde os índices bióticos haviam sido desenvolvidos para análises de contaminação orgânica.

Na última década, entretanto, os pesquisadores norte-americanos vêm optando por utilizar estratégias qualitativas de monitoramento biológico (provavelmente para reduzir o alto custo e lentidão das pesquisas quantitativas), conhecidas como Protocolos de Avaliação Rápida (PAR). Os protocolos de avaliação rápida baseiam-se na comparação da resposta da comunidade de macroinvertebrados em relação à condições de referência, (áreas preservadas, dados históricos e dados obtidos por modelagem); ou então em relação à áreas degradadas, através da comparação com a macrofauna de áreas sabidamente impactadas e ou de contaminação experimental (BARBOUR *et al.*, 1999).

De acordo com RESH & JACKSON (1993), esses protocolos seriam análogos ao uso de termômetro na avaliação da saúde humana, onde valores da “saúde” da comunidade, facilmente obtidos, são comparados com padrões de referência, dentro de um limite do que se considera normal. Na verdade, segundo os autores o principal desafio é determinar quais parâmetros da população ou da comunidade seriam biologicamente e ecologicamente relevantes; quais os limites deveriam ser considerados normais e quanto do desvio da normalidade seria considerado um sinal de distúrbio ou “doença”.

O futuro das técnicas de biomonitoramento apontam para o investimento em metodologias que resultem, não apenas no diagnóstico da integridade ambiental, como também permitam estimar a probabilidade de ocorrência da fauna de macroinvertebrados em um dado local, a partir da mensuração de poucas variáveis ambientais. O primeiro modelo preditivo desenvolvido foi o RIVPACS (“River Invertebrate Prediction and Classification System - Sistema de Previsão e Classificação de Invertebrados de Rios” -

Inglaterra 1993), e se baseou no trabalho de ARMITAGE *et al.* 1983, que avaliou 268 pontos de coleta em 41 rios, com o objetivo de estabelecer uma relação entre variáveis ambientais, e a distribuição de espécies da macrofauna bentônica. Para tanto, os autores aplicaram um índice biológico, o BMWP - ASPT (“Biological Monitoring Working Party - Average Score per *Taxa*” – Grupo de Trabalho de Monitoramento Biológico - Pontuação Média por Táxon “; ver METCALF, 1989), comparando-o através de regressão múltipla com parâmetros físicos e químicos das localidades”. Os resultados obtidos demonstraram que a capacidade de prever os resultados do índice foi relativamente alta com cerca de 65% da variabilidade da distribuição de espécies sendo explicada pelos dados físicos, químicos e físico-químicos.

As vantagens da abordagem preditiva é que ela permite por exemplo, prever como seriam as comunidades de rios poluídos, se estes tivessem sido preservados. Essa informação pode ser usada em programas de recuperação, servindo como base para projeção de como seria a comunidade local na ausência da contaminação. Isto permitiria, avaliar a eficiência de medidas redutoras da poluição, ou então orientar os pesquisadores em relação aos objetivos a serem perseguidos num programa de recuperação ambiental (SILVEIRA, 2001).

CAPÍTULO 2 - A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E O IMPACTO DO ESTABELECIMENTO DE SISTEMAS AGRÍCOLAS

2.1 - INTRODUÇÃO

Um dos principais desafios para a utilização das técnicas de biomonitoramento em estudos de impacto ambiental é a distinção entre as respostas da fauna às variações dos sistemas naturais, daquelas associadas aos impactos antrópicos. Em geral, o padrão de organização das comunidades resulta de um delicado equilíbrio entre as condições ambientais e as interações bióticas, bem como do número e complexidade de fatores envolvidos nesta relação, o que, muitas vezes torna difícil o estabelecimento de uma relação direta de causa e efeito.

Entretanto, o avanço dos estudos sobre o funcionamento dos ecossistemas hídricos (HYNES, 1970; WHITTON, 1975; VANNOTE *et al.* 1980; WALLACE & WEBSTER, 1996), aliado a trabalhos realizados avaliando os efeitos adversos de atividades humanas nesses ecossistemas (HELLAWELL, 1986; HILSENHOFF, 1987; CRAWFORD & LENAT, 1991; GHETTI & SALMORAGHI 1994; WALLACE *et al.*, 1996; THORNE & WILLIAMS, 1997; GRUMIEAUX *et al.*, 1998; WATZIN & MACINTOSH, 1999) vêm demonstrando, que é possível utilizar informações biológicas para detectar os impactos antrópicos. Tais estudos consideram que as comunidades aquáticas respondem de maneira previsível às variações ambientais (VANNOTE *et al.*, 1980, ARMITAGE *et al.*, 1983) e que os impactos de origem humana, por representarem elementos externos ao sistema, afetam este equilíbrio dinâmico, resultando em alterações nos padrões esperados. Quando os impactos são severos o suficiente para afetar a resiliência da comunidade (capacidade de retorno à conformação original), é possível afirmar que está ocorrendo um processo de degradação ambiental (GUETTI & SALMORAGHI, 1994).

2.1.2 -Variáveis Ambientais

A distribuição de organismos aquáticos é principalmente determinada pelo tipo e pela diversidade de habitats disponíveis para a comunidade. O termo habitat é usado para descrever o entorno físico em que vivem os organismos, e constituído pelos componentes físico, químico e biológico do rio, que fornecem o ambiente propício para o desenvolvimento da biota. Há evidências, de que tanto a qualidade, quanto a quantidade dos habitats disponíveis afetam a estrutura e a composição das comunidades biológicas residentes (CALOW & PETTS, 1994).

As condições que caracterizam o habitat dos macroinvertebrados aquáticos são resultados da interação entre a velocidade da correnteza, o tipo de substrato e as condições físicas e químicas da água (HAWKINS, 1981). Além destes, destaca-se também a importância da qualidade e da quantidade de recursos alimentares disponíveis (MERRIT & CUMMINS, 1984).

Estes fatores interagem entre si ao longo das seções transversais e longitudinais do rio, criando um mosaico de microhabitats que abrigam comunidades biológicas distintas, definidas por adaptações morfológicas, hábitos alimentares, modos de locomoção e exigências fisiológicas.

Segundo BROWN & BRUSSOCK (1991), a interação entre a correnteza e o tipo de substrato disponível são os principais elementos estruturadores da comunidade aquática na escala local. A partir da observação de que a geometria do canal de um rio preservado é meândrica, ou seja, é formada pela sucessão contínua entre áreas de remoção (fluxo rápido) e deposição (fluxo lento), os autores constataram que as áreas de correnteza e remanso poderiam ser identificadas como habitats distintos abrigando espécies com adaptações e características fisiológicas específicas.

O substrato é o meio físico sobre o qual os invertebrados aquáticos se movem, descansam, procuram alimento, encontram abrigo e proteção da corrente e de predadores. Nos ambientes aquáticos, o substrato é freqüentemente composto de vários materiais que

apresentam tamanhos e partículas diferentes, arrançadas em mosaico. Esses materiais podem ser de origem orgânica como folhas, galhos, algas e hidrófitas; ou inorgânicas como pedras, seixos e material sedimentado (areia e silte). No caso de o substrato ser orgânico ele pode ainda servir como alimento, atraindo organismos de acordo com seus hábitos alimentares (KIKUCHI & UIEDA, 1996).

Nas áreas de correnteza, onde se observa maior atividade erosiva, predominam os substratos menos particulados, como pedras grandes e pequenas, seixos e cascalho grosso. O material orgânico disponível é composto por folhas e galhos, que ficam retidos nas frestas de pedras e em troncos caídos, próximos à superfície da água e sob intensa atividade do fluxo. Já nas áreas de remanso (áreas de deposição), observamos o predomínio de substratos mais particulados como cascalho fino, areia e silte. O material orgânico disponível nesta área é formado pelo depósito de folhas e galhos no fundo, em geral associados ao sedimento. Normalmente este material é distinto daquele presente nas áreas de correnteza, pois a maior estabilidade propicia a colonização por microorganismos detritívoros, como fungos e bactérias, que aceleram o processo de fragmentação e aumentam a particulação do material e a presença de nutrientes.

A variação na ocorrência de espécies nos habitats de remanso ou correnteza pode estar tanto associada as diferenças na velocidade do fluxo, quanto ao tipo, particulação e estabilidade dos substratos, assim como a qualidade dos alimentos disponibilizados.

A preferência por áreas de correnteza ou remanso também pode ocorrer devido às exigências fisiológicas da fauna. Muitos grupos de macroinvertebrados têm uma necessidade essencial do efeito da correnteza, seja por que precisam dela para alimentação ou por exigências respiratórias (KIKUCHI & UIEDA, 1996). Em geral, as áreas de correnteza apresentam uma maior concentração de oxigênio dissolvido, atraindo grupos da fauna mais sensíveis, como as ordens de insetos Ephemeroptera e Plecoptera que respiram por meio de brânquias dependendo, portanto, de uma maior proporção de oxigênio dissolvido na água. Outro grupo favorecido pela correnteza é o das espécies filtradoras e coletoras, que se alimentam do material orgânico particulado em suspensão dependendo, portanto, da circulação de água para a captura do alimento e funcionamento de suas

estruturas alimentares, como pêlos e cerdas que retêm as partículas de alimento através do movimento da água.

De acordo com PETERSEN (1992), um dos fatores responsáveis pela manutenção do equilíbrio dinâmico entre fluxo da correnteza e disposição dos habitats é o estado de preservação da vegetação marginal. Ela representa a principal fonte do material alóctone, que é utilizado como substrato e alimento pelas espécies da fauna (KIKUCHI, 1996). Sua presença é crucial para a manutenção da morfologia do rio, já que ela reduz o carreamento de sedimentos, impedindo assim o aumento dos processos erosivos (SILVEIRA, 2001). Ela influencia na capacidade do rio de manter o fluxo sob equilíbrio, diminuindo as variações promovidas pelas chuvas intensas (WATZIN & MCINTOSH, 1999). Além disso, a preservação da vegetação marginal protege a calha do rio contra a entrada de nutrientes e poluentes, diminuindo assim o impacto das diversas atividades humanas (BUSS, 2001).

Segundo o Conceito de Continuidade de Rios (CCR), desenvolvido por VANNOTE *et al.* (1980) as comunidades aquáticas também se distribuiriam de forma previsível ao longo do gradiente longitudinal do rio, ou seja, da sua cabeceira até a foz. Segundo o autor, fatores como: interação com a vegetação marginal, velocidade de corrente, substrato, alimento, temperatura e oxigênio dissolvido variariam de forma progressiva ao longo dos rios, influenciando a organização estrutural das comunidades. A biota aquática se organizaria de forma a alcançar um equilíbrio na utilização da energia, e este comportamento seria definido pelo ajuste entre a composição de espécies e o recurso alimentar disponível. Os organismos da comunidade seriam selecionados de acordo com seus hábitos alimentares, de maneira que pudessem utilizar o material orgânico com a menor perda de energia possível. Conforme demonstra a tabela 3, os macroinvertebrados podem ser divididos, independentes da sua posição taxonômica, dentro de grupos que utilizam a mesma classe de recursos alimentares, formando o que se convencionou chamar de grupamentos de alimentação funcional (BAPTISTA, 1998).

Tabela 3. Características gerais da matéria orgânica bentônica que serve de alimento para os invertebrados de rios (adaptado de BAPTISTA, 1998).

CATEGORIA ALIMENTAR	TAMANHO DA PARTÍCULA	DESCRIÇÃO DO ALIMENTO	CATEGORIAS FUNCIONAIS TRÓFICAS
MOPB (matéria orgânica particulada bruta)	> 1mm	Folhas, flores, frutos, gravetos, raízes, ramos, caules, hidrófitas.	-Fragmentadores
MOPF (matéria orgânica particulada fina)	> 50 μm < 1mm	-Fragmentos de partes vegetais (originários da fragmentação da MPOB) -Perifiton (algas e microorganismos) -Matéria orgânica amorfa (fezes, restos de animais)	- Coletores (se alimentam da MPOF depositada nos substratos) -Filtradores (se alimentam da MPOF em suspensão na coluna d'água) -Raspadores (se alimentam do perifiton que se desenvolve na superfície dos substratos)
MOUF (matéria orgânica ultrafina)	> 0,5 μm < 50 μm	-Partículas fragmentadas da MPOF -Material floculado da MOD (matéria orgânica dissolvida < 0,5 μm) -Partículas de silte com filme orgânico absorvido.	- Coletores (material depositado) - Filtradores (material em suspensão)

De acordo com o Conceito de Continuidade de Rios, cada trecho do gradiente longitudinal apresentaria uma proporção esperada de grupamentos de alimentação funcional, de acordo com o principal tipo de alimento disponível. Nas seções de cabeceira, por exemplo, que são caracterizadas por uma forte influência da vegetação marginal, o leito é intensamente sombreado e não há uma produtividade primária significativa (algas e hidrófitas). Nesses trechos, a principal fonte de alimento para a fauna seria o material alóctone, proveniente da vegetação marginal. A fauna apresentaria, então, uma maior participação de organismos com hábitos fragmentadores, que iniciam o processamento da matéria orgânica particulada bruta (MPOB), e de coletores que se alimentam desses fragmentos vegetais. A medida que o tamanho do rio fosse aumentando, haveria uma redução do sombreamento, permitindo então o aumento da produtividade primária de algas.

O processamento da matéria orgânica nas áreas de cabeceira e a maior produtividade de bactérias e microorganismos, promoveria um aumento da matéria orgânica particulada fina (MPOF). Nesse caso, a fauna passaria então a ser representada principalmente por organismos raspadores, adaptados a remover o filme de algas e das superfícies; e organismos coletores, adaptados a utilizar o material orgânico mais particulado. Por fim, têm-se os trechos inferiores, que caracterizam-se por uma redução da

produtividade primária, em resposta ao aumento da turbidez e da instabilidade dos substratos. O principal recurso alimentar presente nessa área é representado pelo material orgânico particulado fino e ultrafino, resultante dos processos de degradação da matéria orgânica à montante. A comunidade bentônica seria então composta por espécies coletoras e filtradoras adaptadas a utilizar a matéria orgânica particulada fina (BAPTISTA, 1998; SILVEIRA, 2001, OLIVEIRA, 2001).

2.1.2.1 -Variação Temporal

As comunidades aquáticas também são influenciadas pela variação temporal ao longo do ano. Nas regiões de clima temperado o principal fator na distribuição temporal é a variação na temperatura da água, definida pelas diferentes estações, que controla o ciclo de vida das espécies e, por consequência, a estrutura das comunidades (WARD & STANFORD, 1982). Já no caso das regiões de clima tropical, o regime anual de chuvas representa o principal fator temporal a influenciar a distribuição da macrofauna bentônica.

A variação na pluviosidade controla a velocidade e a vazão da água, além da entrada de nutrientes na calha do rio, afetando diretamente a ocorrência e abundância de espécies (BISPO & OLIVEIRA, 1996). Nas épocas chuvosas, em geral observa-se um aumento na vazão, que resulta no deslocamento de substratos e carreamento das espécies da fauna (BISPO & OLIVEIRA, 1996; KIKUCHI & UIEDA, 1996). Por outro lado, na época seca observa-se uma maior estabilidade do fluxo e dos substratos, o que promove então um aumento na riqueza de espécies.

A variação na vazão também é um fator que controla a diferenciação entre os habitats de correnteza e remanso. Em períodos de grande descarga – as chamadas épocas de cheia – praticamente não há distinção entre áreas de remanso e de correnteza, com pouca retenção de água. Por outro lado quando a vazão é pequena – nas chamadas épocas secas – a heterogeneidade do leito do rio é maior, apresentando nítidas seções de retenção e de correnteza. (HORWITZ 1978 *apud* SILVEIRA, 2001).

2.1.3 - IMPACTOS DE SISTEMAS AGRÍCOLAS SOBRE A MACROFAUNA BENTÔNICA

Conforme discutido anteriormente a distribuição dos organismos aquáticos varia de forma previsível nos ecossistemas hídricos preservados. Nestes ambientes as principais características físicas associadas à distribuição das espécies, são espacial e temporalmente preservadas, garantindo assim uma estabilidade nos padrões de organização da fauna, que ao longo da escala temporal alcançam um estado de equilíbrio e auto-regulação.

As atividades humanas caracterizadas como impactantes são aquelas que promovem distúrbios neste equilíbrio dinâmico, sendo capazes de afetar em alguma escala o funcionamento dos ecossistemas. A magnitude de um impacto é proporcional a sua frequência, extensão espacial e duração temporal. Os maiores impactos são aqueles que afetam a resiliência dos sistemas, impedindo o restabelecimento da condição ambiental e biológica anterior (CLEMENTS, 2000).

Os sistemas agrícolas são apontados como um dos principais responsáveis por distúrbios nos ecossistemas hídricos (PARRIS, 2002). Entre os principais impactos associados a esta atividade destacam-se o desmatamento, a conseqüente erosão dos solos, e a contaminação não pontual das águas por resíduos de fertilizantes e pesticidas (ONGLEY, 1997).

2.1.3.1 - Desmatamento

O desmatamento é o impacto mais visível de um sistema agrícola. A retirada da vegetação marginal afeta a disponibilidade de substratos orgânicos para a fauna, promove um aumento na incidência luminosa e, por conseqüência, o aumento da temperatura da água e da produtividade de algas e hidrófitas (GARMAN & MORING, 1991). A perda da função de proteção das margens leva à formação de barrancos nas áreas marginais, aumenta a velocidade dos processos erosivos e facilita a contaminação das águas, que ocorre tanto pela entrada direta de pesticidas, quanto pelo carreamento de solo contaminado para dentro do rio. Devido à grande importância da vegetação ripária como fonte de alimento, para a conservação dos habitats aquáticos e na prevenção da contaminação da água, o

desmatamento afeta diretamente a biota aquática, podendo alterar a abundância, a diversidade e a distribuição de espécies (LENAT *et al.*, 1979).

2.1.3.2 - Erosão e Assoreamento

A erosão do solo pode ser definida como um “processo acelerado de desagregação, transporte e deposição das partículas de solo pela ação da água, do vento ou do gelo, que é fortemente influenciado pela ação do homem”.

WALLING (1990) afirma que a substituição da cobertura natural da área de uma bacia hidrográfica por cultivos agrícolas pode aumentar, em cerca de uma ordem de grandeza ou mais, as taxas de remoção e deposição de sedimentos nos rios. As partículas de sedimento originam-se tanto do transporte superficial do solo pela água das chuvas, quanto pela erosão das margens, que com a retirada da vegetação marginal, transformam-se em barrancos instáveis, sendo facilmente mobilizados pela atividade hidrodinâmica. Os principais efeitos do assoreamento nos ecossistemas de rios são a ocorrência de mudanças na morfologia dos rios, e o comprometimento da qualidade química da água pela entrada de sedimentos contaminados.

As alterações na morfologia dos rios merecem especial importância, pois afetam diretamente a disposição dos habitats aquáticos utilizados pelas comunidades bentônicas (ROSGEN, 1996). O acúmulo progressivo de sedimentos no leito dos rios promove, ao longo do tempo, uma uniformização do fundo, pelo preenchimento de reentrâncias e perda da diferenciação entre áreas de remanso e de correnteza (FONGERS & FULCHER, 2001). Pedras, seixos e cascalho passam a ser recobertas por sedimento; as zonas mais profundas e pequenas piscinas passam a ser preenchidas por areia e silte, levando a uma uniformização dos substratos de fundo e redução na heterogeneidade de *microhabitats*. Outros resultados são: o aumento da velocidade média do fluxo e uma maior susceptibilidade a enchentes.

Com a perda de *microhabitats* e alterações ambientais muitas espécies deixam de ocorrer, enquanto outras sofrem alterações na sua abundância e distribuição (LENAT, 1984). O aumento da carga na coluna d'água provoca, também, o aumento de sua turbidez da água, comprometendo a eficiência respiratória de algumas espécies, como ocorre para as

ordens de inseto Ephemeroptera e Plecoptera (LEMLY,1982), além de causar uma redução na produtividade primária de algas e hidrófitas, afetando diretamente a cadeia alimentar.

2.1.3.3 - Contaminação da água

Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e pesticidas. As vias de contaminação podem ser tanto diretas, que ocorrem no momento da sua aplicação nos cultivos, e na lavagem de embalagens¹, como indiretas, através da erosão de sedimentos contaminados, carreamento de resíduos pelas chuvas e movimento de drenagem da bacia (COOPER, 1991). O estado de preservação da vegetação marginal e a distância dos cultivos à calha do rio são fatores fundamentais para esse processo de contaminação, podendo interromper ou amplificar a entrada de pesticidas.

Segundo dados do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, (“USDA 1997, - United States Department of Agriculture”) as atividades agrícolas representam atualmente a principal fonte de contaminação não pontual dos ecossistemas hídricos. Esta denominação é utilizada para definir a situação, onde a entrada de contaminantes num curso de água ocorre de maneira difusa, em geral associada a práticas humanas que alteram o uso da terra, e que são de difícil controle e monitoramento (ONGLEY, 1997). Segundo dados da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (PARRIS, 2002) nos Estados Unidos a agricultura é a fonte de mais de 80% da contaminação da água por nitratos e fosfatos, além disso, ela responde pela presença de pesticidas em mais de 80% das amostras de água e de peixes.

¹ A lavagem das embalagens de fertilizantes e agrotóxicos nos rios não configura nas estatísticas oficiais, mas é muito comum no meio rural brasileiro, tendo sido observada por diversos pesquisadores (PERES, 1999 e ALVES, 2000). Esta prática também é capaz de levar à contaminação da água, e demonstra o nível de desinformação das populações rurais com o manejo e uso racional de pesticidas, que poderia ser melhorado com o desenvolvimento de programas de educação ambiental e assistência técnica no campo.

a) Fertilizantes

O principal efeito da contaminação da água por fertilizantes orgânicos e inorgânicos é o aumento da concentração de compostos nitrogenados e fosfatados na água, levando a um crescimento imediato da produtividade primária e da biomassa de algas e hidrófitas. Dependendo do tipo de ambiente e da quantidade de nutrientes despejados, é possível observar efeitos como eutrofização dos rios, desoxigenação da água, obstrução dos canais, produção de toxinas por determinadas algas e modificações nas características físico-químicas dos habitats aquáticos.

O impacto sobre a fauna pode variar sendo observado desde pequenas modificações na comunidade, como por exemplo, a substituição de espécies que se alimentam de matéria orgânica bruta proveniente da entrada de folhas, por espécies raspadoras que se alimentam de algas, até uma redução generalizada da ocorrência de espécies, em resposta à diminuição nos níveis de oxigênio dissolvido.

b) Pesticidas

O principal problema do processo de contaminação da água por pesticidas é a complexidade e a dificuldade de seu monitoramento da contaminação. Somente no Brasil estima-se o que são usados cerca 397 princípios ativos em pesticidas, que se apresentam em cerca de 1854 produtos comerciais (AGROFIT, 1998). Em geral, diferentes classes de produtos são aplicadas num mesmo cultivo, gerando uma mistura complexa de poluentes, que podem atuar de forma individual ou combinada, por meio de sinergismo, e promovendo efeitos diversos sobre a fauna.

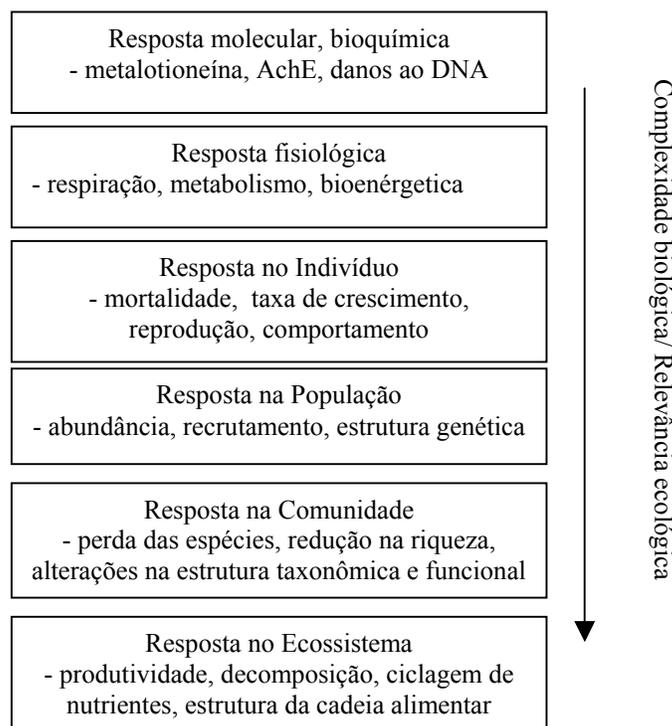
Segundo WATZIN & GRUESSNER (1996), a contaminação das águas por pesticidas varia de acordo com a intensidade do uso da terra, com os tipos de cultivos e com o regime de chuvas da região. Rios que percorrem áreas intensamente cultivadas tendem a apresentar maior concentração de pesticidas. Áreas cultivadas com legumes, hortaliças e frutas, apresentam em geral uma maior contaminação (BARTON, 1996), pois estas culturas são mais sensíveis ao ataque de pragas, exigindo aplicações mais frequentes de biocidas. A contaminação da água também tende a aumentar na época chuvosa, pois o escoamento superficial carrega os pesticidas diretamente para os corpos d'água.

2.1.3.4 - Pesticidas e Macroinvertebrados

Os impactos da contaminação por pesticidas nos macroinvertebrados variam de acordo com os tipos de substâncias empregadas, com a sua toxicidade, e com a estabilidade nos ambientes aquáticos. Os efeitos sobre a fauna incluem desde alterações fisiológicas em alguns organismos, até a morte maciça de populações, afetando toda a estrutura da comunidade (CLEMENTS, 2000).

Em geral, quanto maior a concentração de pesticidas e mais longo o tempo de exposição, maiores as chances dos impactos negativos atingirem níveis superiores de organização biológica, como as comunidades e ecossistemas. Segundo CAIRNS & PRATT (1993), se um impacto dura o tempo suficiente para levar à morte uma população de organismos, afetando as taxas de crescimento e de reprodução e impedindo o recrutamento de novas espécies, ela é então capaz de alterar a estrutura da comunidade. O quadro 1 apresenta um diagrama da escala de organização biológica e das respostas que podem ser medidas nestes diferentes níveis de organização.

Quadro 1. Escala de organização biológica e respostas a contaminantes químicos



Fonte: Clements, 2000

A maior parte dos macroinvertebrados aquáticos é afetada pela ação inespecífica dos pesticidas, pois são grupos intimamente relacionados aos organismos alvo destes compostos (inseticidas, acaricidas, moluscicidas). Assim, dependendo da especificidade de ação destas substâncias, das concentrações encontradas e das condições de exposição para fauna, inevitavelmente observaremos a ocorrência de danos sobre as comunidades aquáticas (MAUND *et al.*, 1997). Determinar quais espécies estão sendo atingidas, qual o efeito observado sobre elas e qual o número de indivíduos afetados, pode ajudar a quantificar e qualificar a intensidade dos danos causados sobre um sistema hídrico, servindo como uma ferramenta de monitoramento e controle da poluição e de seus impactos.

Grande parte do conhecimento sobre os impactos de pesticidas nos macroinvertebrados provém dos estudos em laboratório, que em geral se concentram na análise de uma substância ou sedimento contaminado, sobre um determinado organismo. Apesar desses estudos terem uma natureza simplista e não reproduzirem as condições de reais de exposição encontradas no ambiente, eles representam um ponto de partida para a compreensão dos efeitos de contaminantes na natureza.

Com base na bibliografia disponível, foi realizado um levantamento preliminar com o objetivo de produzir um panorama dos efeitos letais (CL_{50}) de algumas classes de pesticidas em vários grupos de invertebrados aquáticos. O resultado pode ser visto na tabela apresentada como anexo (Anexo 1).

Nessa tabela, nota-se que a toxicidade dos biocidas sobre as comunidades aquáticas, varia principalmente de acordo com organismo alvo da substância. A toxicidade dos inseticidas foi em geral bem mais alta que a toxicidade de herbicidas, independente da formulação utilizada. Para a maioria dos organismos, os valores da CL_{50} de inseticidas variavam entre 0,1 e 100 $\mu\text{g/l}$ (havendo poucas exceções); enquanto os valores da CL_{50} de herbicidas eram quase sempre maiores que 10.000 $\mu\text{g/l}$. Segundo BUIKEMA & VOSHELL (1993), a frequência de distribuições da toxicidade aguda para os macroinvertebrados aquáticos, segue de fato um modelo bimodal, apresentando dois picos de toxicidade, o

primeiro em $<100 \mu\text{g/l}$ para inseticidas, e o segundo $>1.000 \mu\text{g/l}$ para herbicidas, fungicidas e outras substâncias químicas industriais.

A tabela também revela que, as respostas da fauna variam, não só de acordo com o mecanismo de ação dos compostos, como também com a sensibilidade particular de cada grupo. A espécie *Chironomus tentans*, da família Chironomidae (Diptera), e o microcrustáceo *Daphnia magna* parecem ser os organismos mais sensíveis aos contaminantes avaliados. Entretanto, na literatura encontramos também outros resultados. MEYER & ELLERSIECK (1986, *apud* ROSENBERG & RESH, 1993), compararam a toxicidade de três inseticidas - DDT, malation e endrin - em seis famílias de invertebrados e seis famílias de vertebrados aquáticos. O estudo revelou que os insetos são o grupo mais sensível dentre todos os invertebrados testados, destacando-se as ordens Plecoptera e Ephemeroptera, que apresentaram alterações de comportamento e letalidade em concentrações bem menores que para os demais insetos analisados. Os autores afirmam que este resultado é bastante consistente com os estudos de campo, pois Plecoptera e Ephemeroptera são apontados justamente como as espécies mais intolerantes à contaminação dos ambientes aquáticos.

De acordo com BUIKEMA & VOSHELL (1993), a dificuldade de se estabelecer um consenso sobre os efeitos de pesticidas nas diferentes espécies de macroinvertebrados aquáticos, demonstra a necessidade de estudos mais aprofundados sobre os impactos destas substâncias, tanto em laboratório quanto em campo. WATZIN & MACINTOSH (1999) chamam a atenção para o pequeno número de estudos avaliando os impactos do uso de pesticidas sobre a comunidade macrobentônica, além de destacarem a comprovada utilidade deste grupos como ferramentas de monitoramento ambiental. Apontam também a importância do desenvolvimento de índices biológicos específicos para áreas agrícolas, que poderiam ser elaborados a partir do cruzamento das informações obtidas em estudos de campo, com os resultados encontrados em laboratório.

2.2 - OBJETIVOS

Coerente com esta orientação, o presente trabalho tem como objetivo contribuir para a compreensão dos efeitos de cultivos agrícolas nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos em uma pequena bacia hidrográfica localizada na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. Essa área se caracteriza pela produção intensiva de legumes e hortaliças, que constitui uma de suas principais atividades econômicas, e vêm sendo praticada nos moldes da agricultura moderna, com o uso intensivo de agrotóxicos e fertilizantes, como estratégia para o aumento da produção.

2.3 - MATERIAL E MÉTODOS

O desenho experimental desenvolvido buscou diferenciar os efeitos do uso de pesticidas e fertilizantes dos demais impactos associados à agricultura como o desmatamento e o assoreamento dos rios. Para tanto, o estudo foi desenvolvido comparando-se duas microbacias hidrográficas distintas: uma inteiramente ocupada por lavouras, drenada pelo do rio São Lourenço; e a outra caracterizada pelo desmatamento e estabelecimento de pastagens sem o uso agrícola, a bacia do rio Varginha.

2.3.1 - Área de estudo

O rio São Lourenço (22° 20' S, 42° 40' W) representa um dos principais mananciais do município de Nova Friburgo- RJ. A localidade de São Lourenço se caracteriza por uma ocupação intensiva por olericulturas, onde são produzidos diversos legumes e hortaliças que abastecem o mercado local e a região metropolitana do Rio de Janeiro. O calendário agrícola é definido pela sazonalidade; sendo que no inverno são produzidos couve-flor, alface e abobrinha, e no verão tomate, pimentão e jiló (ALVES, 2000).

Com o objetivo de controlar pragas, mais de 100 formulações diferentes de pesticidas são usados, em geral sem qualquer supervisão ou aconselhamento técnico (ALVES, 2000). Os principais pesticidas usados na área são metamidofós e mancozeb (organofosforados), esfenvelerato e deltametrina (piretróides) e paraquat (dipiridilo) (LIMA *et al.* 1999). Um estudo realizado pelo Laboratório de Toxicologia - CESTE/FOCRUZ -

com o qual esse trabalho foi desenvolvido em parceria, detectou níveis expressivos de contaminação por agentes anticolinesterásicos nas águas do rio São Lourenço (ALVES, 2000), revelando também que cerca de 11% da população adulta e 17% das crianças apresentaram baixa atividade colinesterásica (medida através da butiril e acetilcolinesterase sanguínea), evidenciando a contaminação humana (MOREIRA *et al.*, 2000).

Nesse mesmo estudo PERES (1999) detectou que a região apresentava níveis alarmantes de consumo de agrotóxicos. O cálculo, feito a partir da relação entre o gasto total com pesticidas e o preço médio dos principais produtos comercializados, revelou um consumo de cerca de 56,6 kg por trabalhador ao ano. Considerando que o Censo Agropecuário de 1985, indicou que a maior taxa de consumo do país foi de 32 kg de agrotóxico/trabalhador ao ano no Estado de São Paulo (IBGE, 1985), tem-se uma idéia da magnitude que este valor representa.

A área da bacia do rio Varginha (42° 53' S, 22° 25' W), ao contrário do rio São Lourenço, não apresenta estabelecimento de cultivos, sendo ocupada basicamente por pastagens e casas de veraneio. O rio Varginha localiza-se no bairro de Albuquerque, município de Teresópolis, e fica a aproximadamente 30 Km de distância da bacia do rio São Lourenço, considerando o acesso pela RJ-130 que liga Teresópolis à Nova Friburgo.

A bacia do rio Varginha foi escolhida para representar uma área controle ao impacto do estabelecimento de cultivos agrícolas. Ela se caracteriza por apresentar os trechos de maior altitude preservados e com excelentes condições de integridade ambiental; e as áreas de menor altitude e mais fácil acesso ocupadas por pastos e construções. As duas bacias localizam-se na mesma ecorregião, e os trechos dos rios estudados apresentam altitudes, características fisiográficas, e geologia semelhantes.

Ambas as bacias encontram-se na Serra do Mar, em uma área onde predominam vales de média altitude (600-1200 m). A região era originalmente coberta por Mata Atlântica, mas atualmente apresenta apenas algumas manchas de floresta preservadas nas áreas de maior altitude e nas galerias pluviais. O clima da região é classificado como mesotérmico sempre úmido, com cerca de 1500 a 2000 mm de precipitação anual, sendo os

meses de dezembro e janeiro os mais chuvosos; e julho e agosto os mais secos. A temperatura média anual é de 18° C; sendo 13° C a temperatura média de inverno e 24° C a de verão (EMATER, 1996).

2.3.2 - Caracterização das Localidades Amostrais

No total foram selecionados seis pontos amostrais, quatro deles na bacia do rio São Lourenço (S1, S2, S3 e S4) e dois deles na bacia do rio Varginha (V1 e V2) – figura 1. O desenho experimental foi desenvolvido de forma a distinguir as respostas da comunidade macrobentônica aos efeitos do estabelecimento dos cultivos, com ênfase na contaminação da água por pesticidas, daqueles associados ao desmatamento e assoreamento do rio.

Os pontos foram selecionados de acordo com o gradiente de ocupação humana e condições de integridade ambiental: áreas bem conservadas foram escolhidas como locais de referência para a distribuição da fauna; áreas apenas desmatadas foram escolhidas como indicadoras do efeito do desmatamento e assoreamento; e áreas ocupadas por cultivos, representando as áreas sujeitas à contaminação da água por pesticidas. Os locais também foram escolhidos visando diminuir a variação por fatores naturais como altitude, ordem de rio, e variáveis fisiográficas.

Um local de referência foi escolhido em cada uma das bacias. Na bacia do rio São Lourenço este correspondeu ao ponto S1 (1.200 m), e na bacia do rio Varginha ao ponto V1 (1.000 m). Ambos os locais apresentavam uma extensa faixa de vegetação marginal, composta por árvores maduras e arbustos, que se estendiam por pelo menos 50 m de distância além das margens. O leito dos rios era formado por pedras de vários tamanhos, cascalho e areia, e as margens eram consolidadas e estáveis, demonstrando uma alta preservação da calha principal. A fisionomia geral dos pontos era caracterizada por curtos intervalos entre as distintas zonas de remanso e de correnteza, pelo pequeno porte do rio (trechos em 2º ordem) e pela estreita associação da vegetação marginal com a calha do rio. Ambos localizavam-se à montante das áreas de ocupação humana, representando áreas de difícil acesso (figuras 2 e 6).

Em cada uma das bacias também foi selecionado um local intensamente desmatado. No rio São Lourenço este correspondeu ao ponto S2, e no rio Varginha ao ponto V2. Ambos caracterizavam-se, pelo desmatamento intenso e pela ausência de áreas de cultivo, encontrando-se em trechos de 2º ordem. Apresentavam, entretanto, algumas diferenças entre si, não possuindo a mesma similaridade observada entre S1 e V1.

O ponto S2 (1.180 m) localizava-se em uma área de desmatamento recente, muito próximo da área florestada, distanciando-se apenas 300 m do ponto S1. Dessa maneira, recebia um constante aporte de matéria orgânica proveniente das áreas íntegras à montante. Além disso, não apresentava assoreamento severo, o que permitiu preservar a fisionomia e heterogeneidade dos microhabitats de fundo (figura 3).

O ponto V2 (820 m), por sua vez, apresentava um processo de desmatamento mais antigo e uma maior distância do local de referência (3 km). Alterações tais quais assoreamento do leito do rio e a formação de barrancos nas margens já estavam consolidadas. O substrato original do fundo estava coberto por sedimento e as pedras provavelmente haviam sido retiradas ou soterradas. Estes processos levaram a uma uniformização do leito e à menor diferenciação entre as zonas de correnteza e remanso. A calha do rio passou a apresentar uma velocidade de correnteza constante, e a redução dos dispositivos de retenção (pedras, troncos e galhos caídos) levou à menor ocorrência de áreas de deposição. No geral, observou-se uma redução na variabilidade e na disponibilidade dos substratos para a fauna, e maior semelhança em relação às áreas de cultivo, representando, portanto, uma localidade chave para a avaliação dos efeitos do assoreamento e desmatamento (figura 7).

Os dois locais restantes S3 (1.060 m) e S4 (1.030m), representavam as áreas ocupadas por cultivos localizados na bacia do rio São Lourenço. Foram escolhidos com base no estudo de ALVES (2000) que, aplicando metodologia enzimática, detectou os maiores índices de contaminação por pesticidas anticolinesterásicos nesses dois pontos. O local S3 apresentou maior concentração de pesticidas com cerca de 76,80 ug/ L (\pm 10,89) equivalentes de metil-paration, enquanto o local S4 apresentou 37,16 ug/L (\pm 1,60) equivalentes de metil-paration. Os dois pontos estavam localizados em trechos de 5ª ordem

fluvial. A vegetação havia sido substituída pelos cultivos e a fisionomia do rio nesses trechos encontrava-se bastante alterada. Com a retirada da vegetação marginal as margens deram lugar à formação de barrancos. A calha do rio fora transformada em um canal de escoamento das águas, com a perda de mecanismos de retenção (galhos, pedras e troncos) e aumento da velocidade média da correnteza, que resultou na perda da diferenciação entre áreas de remanso e de correnteza. O fundo apresentava-se bastante assoreado e as maiores pedras, ainda não soterradas pelo sedimento, apresentavam uma extensa cobertura de hidrófitas, em função da entrada de resíduos dos fertilizantes utilizados na lavoura. Os dois locais assemelhavam-se ao ponto V2, apresentando uma perda significativa da heterogeneidade de microhabitats e a descaracterização da calha original. O quadro de degradação ambiental nesses trechos era ainda maior devido à ocupação das margens pelos plantios e ao bombeamento da água para irrigação, que reduzia a vazão de água no leito do rio (figuras 4 e 5).

É importante considerar que o curso do rio São Lourenço é parte de uma extensa rede fluvial que drena outras localidades ocupadas por plantios de hortaliças e legumes. A reunião desses rios e córregos forma o rio Grande, que é usado, poucos quilômetros à jusante, para a captação de água para a cidade de Nova Friburgo. Segundo a resolução CONAMA nº 20/86, as águas destinadas ao abastecimento doméstico da Classe 1 (após tratamento simplificado) e Classe 2 (após tratamento primário e secundário) devem apresentar no máximo 10,0 µg/L. de compostos Organofosforados e Carbamatos totais. As medições realizadas revelam que o grau de contaminação da água na região ultrapassa os limites máximos permitidos pela resolução e pode representar um sério risco a saúde da população (ALVES, 2000).

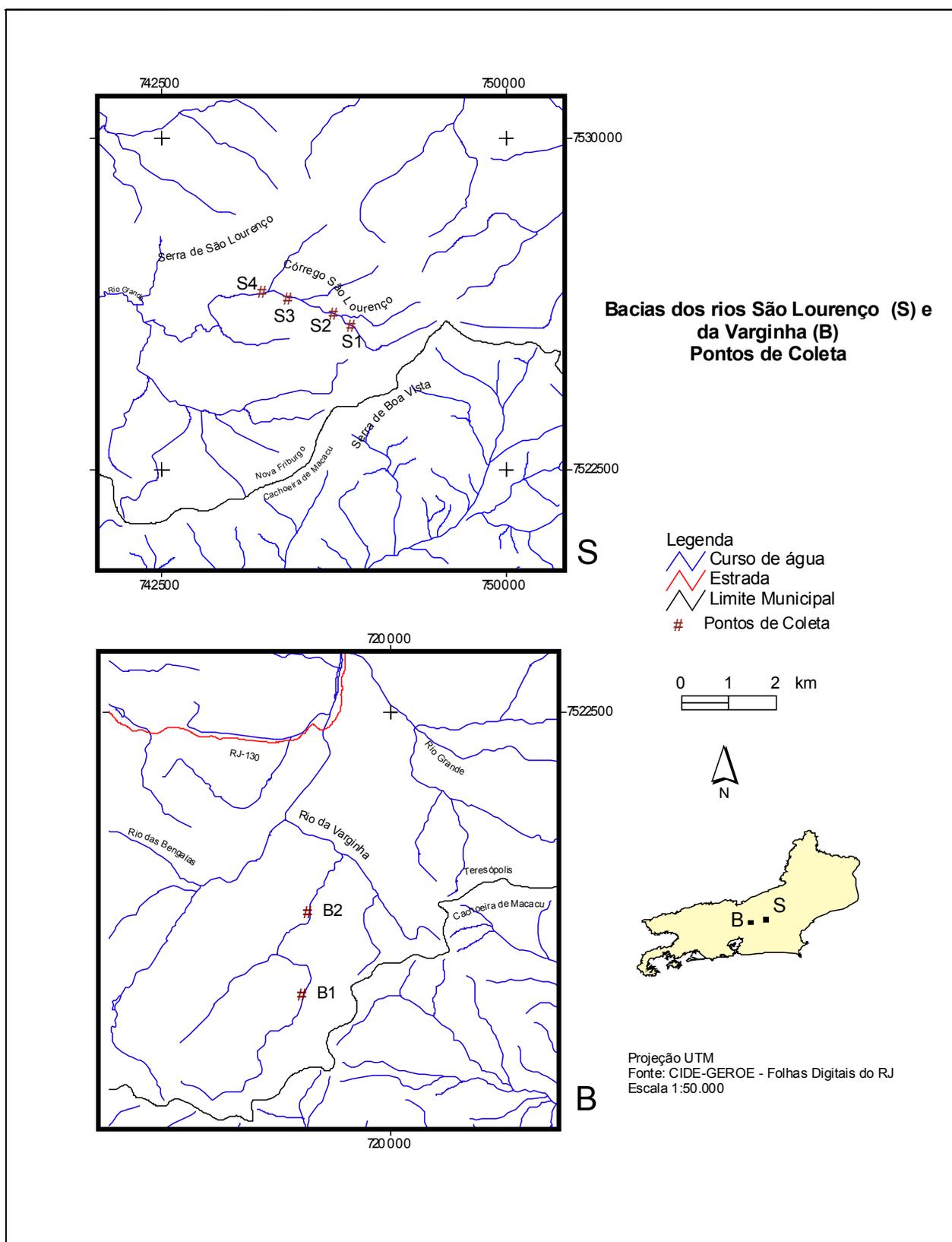


Figura 1 – Mapas representando as bacias dos rios São Lourenço e Varginha, e seus respectivos pontos de coleta.



Figura 2 – Vista parcial do Ponto S1 localizado na área florestada do rio São Lourenço.



Figura 3 – Vista parcial do Ponto S2 localizado na áreas desmatada do rio São Lourenço, à montante dos cultivos.



Figura 4 – Vista parcial do ponto S3 localizado em meio a área de cultivo no rio São Lourenço.



Figura 5 - Vista parcial do ponto S4 localizado a jusante do ponto S3. Este trecho é influenciado tanto por cultivos, quanto pelo pequeno núcleo urbano de São Lourenço.



Figura 6 – Vista parcial do ponto V1 que representa a área florestada do rio Varginha.



Figura 7 – Vista parcial do ponto S2 que representa a área desmatada do rio Varginha, com destaque para o grau avançado de assoreamento do leito e formação de barrancos nas margens.

2.3.3 - Período Amostral

Foram realizadas duas campanhas de coleta de fauna macrobentônica, determinadas a partir do calendário agrícola regional. Uma coleta foi realizada no mês de agosto de 2000, correspondendo à principal época de colheita das lavouras de inverno (couve-flor), quando foram identificados os maiores níveis de contaminação da água (ALVES, 2000). Outra coleta foi realizada no início do mês de fevereiro 2001, correspondendo à época de colheita da lavoura de verão. Nessa época, o uso de pesticidas é maior devido à alta pluviosidade e a maior sensibilidade ao ataque de pragas do principal cultivo: o tomate. Dados da APROSOL (Associação de Pequenos Produtores Rurais de São Lourenço), indicam que no ano de 1999 foram aplicadas cerca 2,5 t de pesticidas na lavoura de inverno, e 5,7 t de pesticidas na lavoura de verão, evidenciando assim o maior consumo destes pesticidas no período úmido (ALVES, 2000).

2.3.4 - Coleta e identificação da fauna

Para a amostragem empregou-se um coletor do tipo “Surber”, que é amplamente utilizado em coletas da fauna bentônica de ambientes lóticos (RESH & MCELRAVY, 1993). A malha utilizada foi de 125 µm, e os substratos coletados foram: sedimento, folhas e galhos retidos em áreas de correnteza (folhiço de correnteza), folhas e material orgânico depositado no fundo (folhiço de fundo) e pedra. Cada substrato foi três vezes amostrado, constituindo um total de 12 amostras por ponto de coleta.

Os substratos foram escolhidos de maneira a representar os microhabitats disponíveis para a fauna, e as réplicas de modo a avaliar pequenas diferenças entre estas, particulação do sedimento (areia fina, grossa e cascalho), tempo de decomposição dos depósitos de matéria orgânica (material antigo e novo) e tamanho das pedras (pedras grandes, pequenas e médias). Sempre que possível os substratos de sedimentos e folhiço de fundo eram coletados em áreas de remanso e os folhiço de correnteza e pedra, em áreas de correnteza. Todo esse cuidado permitiu avaliar a influência do tipo de substrato sobre a distribuição da fauna, assim como obter informações biológicas que representassem a diversidade de organismos existentes no local.

No campo, após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e fixadas em álcool a 70%. Em laboratório, o material de cada amostra foi lavado, retirando-se os maiores detritos. O restante do material foi acondicionado em vidros, preenchidos com álcool à 70%.

O material foi triado e identificado através de um microscópio estereoscópico marca Hund, com o aumento de até 450 vezes. A identificação taxonômica foi feita a partir de chaves de identificação: ANGRISANO (1995), MERRIT & CUMMINS (1996), NIESER & MELO (1997), CARVALHO & CALIL (2000); e com o auxílio de especialistas do Laboratório de Entomologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e do Laboratório de Insetos Aquáticos da Universidade do Rio de Janeiro (Uni-Rio). A maioria dos organismos foi identificada no nível de gênero, com alguns indivíduos identificados no nível de classe, família e subfamília. A família Chironomidae (ordem Diptera) foi identificada como Tanypodinae e não Tanypodinae. Nas análises estatísticas, foi utilizado o sistema de Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO's) que, independente do nível de identificação, considera os diferentes organismos como um táxon.

2.3.5 - Medidas Ambientais

Considerando a importância das medidas ambientais para a compreensão dos processos associados à distribuição da fauna macrobentônica, foram registrados alguns parâmetros para a caracterização fisiográfica e a integridade dos locais amostrados.

a) Hidrologia

Em cada um dos pontos avaliados foram amostradas as seguintes medidas hidrológicas da calha do rio: largura média, profundidade média, velocidade média da correnteza e vazão média. O cálculo da velocidade média foi realizado pelo método do flutuador. Foram realizadas 10 medições em cada ponto e calculada sua média aritmética. A Vazão foi calculada pela multiplicação da largura média (L méd), pela profundidade média (P méd) e pela velocidade média da correnteza (V méd), com todas as medidas padronizadas.

b) Integridade Ambiental

Muitas vezes a simples observação do estado de conservação de um ecossistema, e seus elementos estruturais, já permite identificar os principais problemas ambientais e possíveis fatores de instabilidade que atuam naquele local. Entretanto, informações geradas dessa maneira acabam tendo uma forte conotação subjetiva, e dificilmente podem ser transformadas em dados quantitativos. É necessário que a análise ambiental tenha um caráter comparativo e mensurável e que todas as variáveis sejam simultaneamente avaliadas. Dessa maneira, a análise ambiental foi realizada através da aplicação do índice conhecido por Índice de Integridade Ambiental de Rios - (“Riparian, Channel and Environmental Inventory – RCE”; PETERSEN, 1992). O índice baseia-se na análise de aspectos físicos e ambientais associados à integridade dos rios tais como: condição da vegetação marginal, características físicas e hidrológicas do leito e padrão de uso da terra na área em entorno. Cada parâmetro é avaliado e recebe uma pontuação, de acordo com seu estado de conservação. Quanto mais conservado maior o valor atribuído. A soma dos valores encontrados resulta no índice final, e permite discriminar cinco Classes de Integridade Ambiental - Excelente, Muito Bom, Bom, Regular e Pobre.

O RCE foi desenvolvido para rios de avaliação de áreas agricultáveis da Europa e sofreu pequenas modificações para ser aplicado neste estudo (BUSS, 2000). Três dos 16 parâmetros originais foram retirados, o primeiro referente a estrutura do canal (relação largura/profundidade), e os outros dois relativos a fauna de peixes e de macroinvertebrados.

c) Medidas de qualidade da água

Em cada uma das coletas da fauna de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas também avaliações da qualidade da água por meio de medidas físicas, químicas, físico-químicas e bacteriológicas. Algumas medidas foram feitas em campo como: pH - com o auxílio de um pHmetro CORNING PS-15; temperatura do ar e da água (° C) através de um termômetro de mercúrio; e oxigênio dissolvido (mg/l O₂) através de um oxímetro LaMotte. Outras análises foram realizadas em laboratório: alcalinidade total (mg/l CaCO₃), cloretos (mg/l Cl⁻), dureza total (mg/l Ca e mg/l Mg), amônia (mg/l NH₄⁺), nitritos (mg/l

NO_2^-); nitratos (mg/l NO_3^{2-}), ortofosfatos (mg/l PO_4^{3-}); coliformes totais e fecais e concentração de pesticidas anticolinesterásicos.

As análises de cloretos, alcalinidade, dureza e nitritos foram realizadas no Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, através das seguintes metodologias: método de Mahr (cloretos), método Titulométrico com EDTA (dureza), Titulométricos com tituladores (alcalinidade) e método de diazotação (nitritos). As análises de amônia, nitrato e ortofosfatos foram realizadas com o auxílio de um colorímetro de campo Smart Colorímetro Lamotte. As análises de coliformes fecais e totais foram realizadas no laboratório do programa de Avaliação Bio-Aquática (PABA) da UFRJ através da técnica de Tubos Múltiplos, cujos resultados são expressos pela tabela do Número Mais Provável (NMP). Foram realizadas também amostragens da concentração de pesticidas anticolinesterásicos pelo método da Inibição da Acetilcolinesterase (CUNHA & BASTOS, 1991) com um limite de detecção de 5 ppb, no laboratório Enzitox do Instituto de Biologia da UERJ (Universidade Estadual do Rio de Janeiro).

2.4 - ANÁLISE DOS DADOS

2.4.1 - Organização temporal da comunidade: Análise Multivariada – Teste de Mantel

A análise da variação estacional da distribuição da fauna entre os dois meses de coleta foi feita através da comparação de matrizes de Mantel. Este teste avalia a hipótese nula de que não há relação entre matrizes ($p < 0,05$) e considera a variação significativa quando $p > 0,05$. As matrizes foram compostas pelos dados quantitativos, qualitativos e de grupamentos alimentares funcionais (número total de indivíduos em cada grupamento) por cada mês de coleta. As análises foram realizadas com o auxílio do programa PCORD (MCCUNE & MEFFORD, 1997).

2.4.2 - Organização espacial da comunidade: Análise Multivariada – Agrupamento

Os dados de abundância dos diferentes táxons em cada mês de coleta foram somados, e submetidos a uma Análise de Agrupamento (“Cluster Analysis”), pelo método de associação média (UPGMA), usando o índice de distância de Bray-Curtis. Para esta análise os dados foram previamente transformados pelo $\log_{10}(x+1)$, de forma a aproximar a

distribuição de espécies de uma condição de normalidade. A análise de Agrupamento é um recurso estatístico que permite a visualização de padrões de similaridade entre as amostras, baseando-se no reconhecimento de semelhanças na ocorrência de espécies entre estas amostras. Por ser apresentado em uma forma gráfica ele é facilmente compreendido, o que torna esta análise bastante útil em estudos ecológicos. A análise foi feita com o auxílio do programa MVSP (“Multivariate Statistical Package”) (Kovack Computing Systems, 1998).

2.4.3 - Microdistribuição de insetos aquáticos por tipo de substrato

Nesta última análise buscou-se avaliar quais os substratos preferencialmente ocupados pelas ordens de macroinvertebrados, e a influência do impacto do desmatamento e do estabelecimento de cultivos sobre o padrão de distribuição de espécies nos substratos. Para tanto os locais foram agrupados de acordo com seu grau de integridade, e os dados de abundância e riqueza das principais ordens foram somados e divididos pelo número de locais em cada condição de integridade. Por exemplo: o grupo das áreas integras foi formado pelos pontos S1, V1 e S2, e o cálculo da abundância média foi feito dividindo-se por três o somatório da abundância e da riqueza de espécies em cada substrato. As áreas desmatadas foram representadas pelo ponto V2, que contribuiu com os números brutos de riqueza e abundância. O ponto S2, apesar de desmatado, não foi incluído neste grupo, pois conforme constatado, esse local apresentou os maiores valores de riquezas e abundância de espécies, configurando uma maior semelhança com as áreas de referência do que com o ponto V2. Finalmente, temos o grupo das áreas impactadas pelos cultivos, formado pelos pontos S3 e S4, que tiveram seus valores brutos de abundância e riqueza de táxons somados e divididos por dois. Para facilitar a compreensão dos padrões de distribuição os resultados foram apresentados na forma gráfica, com ênfase na distribuição de cada ordem, em relação a cada condição ambiental.

Foi realizada ainda uma Análise de Agrupamento (Cluster Analysis), pelo método de associação média (UPGMA), usando o índice de distância de Morisita. Nesta análise foram considerados os dados de distribuição da fauna por substrato e por localidade, o que resultou numa matriz (100 táxons X 24). Para a realização deste teste os dados foram previamente transformados pelo $\log(x+1)$, de forma a aproximar a distribuição de espécies

à uma condição de normalidade. A análise foi feita com o auxílio do Programa MVSP (Kovack Computing Systems, 1998).

2.5 – RESULTADOS

Considerando a influência dos fatores ambientais na ocorrência e distribuição das espécies aquáticas e a importância de se distinguir as respostas da fauna relativas às variações naturais dos sistemas, daquelas relacionadas com atividades antrópicas, optou-se por apresentar em primeiro lugar os resultados da caracterização ambiental e, em seguida, os resultados de distribuição de espécies, realizando uma correlação entre os dois dados sempre que possível.

2.5.1 - CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DAS ÁREAS AVALIADAS

2.5.1.1 - Precipitação

O regime de chuvas é um fator ambiental importante na dinâmica de organização e estrutura das comunidades aquáticas. Ele afeta alguns dos principais parâmetros associados à distribuição de espécies como vazão, entrada de matéria orgânica nos corpos d'água, estabilidade e disponibilidade de microhabitats. Além disso, altera os processos de contaminação da água por pesticidas e fertilizantes, promovendo aumento ou redução na entrada de contaminantes nos corpos d'água, o que invariavelmente afeta as comunidades aquáticas.

A caracterização do regime de chuvas na região foi feita comparando-se os dados de precipitação encontrados no período avaliado (julho/2000 à junho/2001), em relação aos dados da precipitação média encontrados nos últimos 50 anos. A comparação entre as duas escalas temporais é necessária, pois as regiões de clima tropical são caracterizadas por uma certa instabilidade na dinâmica das chuvas, o que pode ocasionar mudanças ambientais importantes e afetar o comportamento da fauna esperado.

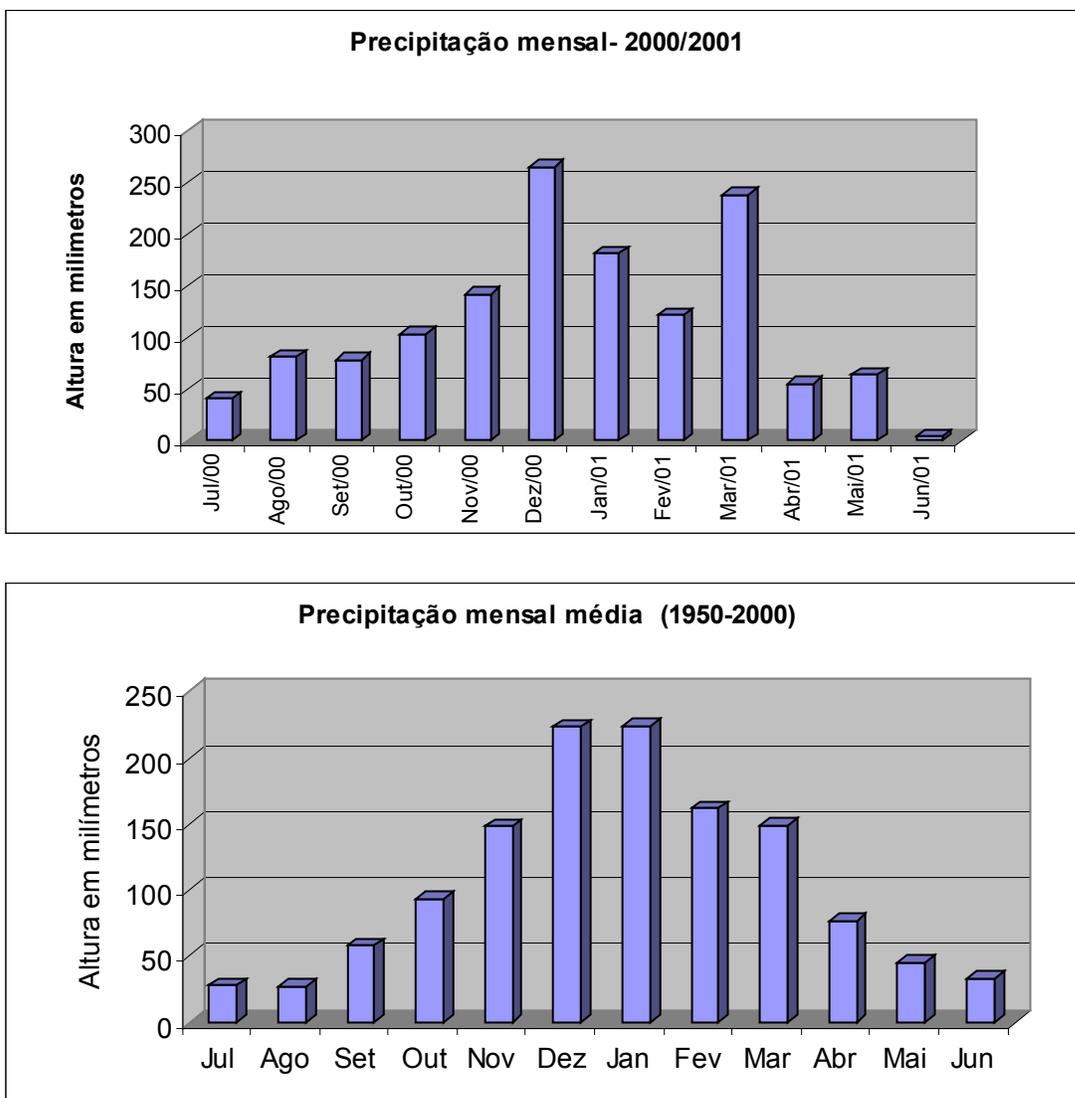


Figura 8. Precipitação mensal na localidade de São Lourenço, medida na Estação Meteorológica da Fazenda Mendes. No primeiro gráfico observa-se a precipitação referente ao período estudado (2000 - 2001) e no segundo gráfico a média mensal nos últimos 50 anos (1951 – 2001). Valores expressos pela altura em milímetros. Fonte: Banco de dados HidroWeb - Agência Nacional de Águas (ANA). Estação Meteorológica da Fazenda Mendes – código 2242022 . Microbacia do Rio Grande, originado a partir do Rio São Lourenço. Nova Friburgo / RJ.

A análise dos diagramas revela, que no período estudado os meses de janeiro e fevereiro foram relativamente mais secos do que nas séries temporais dos últimos 50 anos. No verão de 2000/2001 a maior parte das chuvas se concentraram nos meses de dezembro e março, e foram menores nos meses de janeiro e fevereiro, em contraste com o padrão sinoidal observado no diagrama das séries temporais em que os meses mais chuvosos foram dezembro e janeiro, seguidos de fevereiro e novembro. Notamos ainda que o mês de Junho foi extremamente seco, enquanto o mês de agosto apresentou uma pluviosidade relativamente alta para o período de inverno, demonstrando novamente um desequilíbrio na distribuição das chuvas. Estas alterações podem vir a afetar os resultados encontrados, já que esperávamos uma maior distribuição da pluviosidade nos meses estudados. Entretanto, elas não invalidam o esforço de análise, pois os dois períodos ainda guardam grandes diferenças quanto à pluviosidade e à dinâmica de aplicação de pesticidas a qual obedece a sazonalidade dos cultivos e costuma ser maior no verão.

2.5.1.2 – Medidas Hidrológicas

As medidas hidrológicas avaliadas neste estudo foram largura, profundidade, velocidade da correnteza, e vazão. Os resultados encontrados estão resumidos na tabela 4.

Tabela 4. Medidas de largura (m), profundidade (m), velocidade média (m/s) e vazão (m³/s) nos locais de coleta dos rios São Lourenço (S1, S2, S3 e S4) e rio Varginha (V1 e V2), nos dois meses avaliados (agosto 2000 e fevereiro/2001).

	<i>Rio São Lourenço</i>				Rio Varginha	
Agosto 2000	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Largura média (m)	5,0	6,0	9,0	10,0	4,0	5,0
Profundidade média (m)	0,17	0,28	0,60	0,45	0,43	0,19
Velocidade média. (m/s)	0,58	0,65	0,57	0,50	0,30	0,47
Vazão (m ³ /s)	0,49	1,09	3,11	2,25	0,52	0,45
Fevereiro 2001	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Largura média (m)	4,3	4,75	8,0	9,25	5,00	5,5
Profundidade média (m)	0,31	0,24	0,54	0,82	0,33	0,33
Velocidade média. (m/s)	0,49	0,39	0,42	0,33	0,41	0,32
Vazão (m ³ /s)	0,65	0,43	1,80	2,55	0,68	0,59

De um modo geral, não foram constatadas variações bruscas nas características hidrológicas das diferentes localidades e meses de coleta. Os pontos que mais se diferenciaram foram S3 e S4, os quais apresentaram valores de vazão relativamente mais altos que as demais localidades. Os dois pontos tinham maior largura e profundidade, e se situavam em trechos de maior grandeza de rio, o que explicaria então este aumento. As medidas de velocidade de correnteza foram as únicas que apresentaram variação temporal, e conforme demonstra a tabela 4 foram relativamente mais altas no mês de agosto (época seca), no mês de fevereiro (época chuvosa). Entretanto, esta variação não chegou a alterar os valores de vazão, o qual não apresentou nenhum padrão de variação temporal consistente.

2.5.1.3 – Índice de Integridade Ambiental de Rios - IIA

Os resultados do Índice de Integridade Ambiental de rios permitiram dividir as localidades em quatro classes de integridade. Os locais S1 e V1, que representavam as duas áreas florestadas das bacias estudadas, foram classificados como de integridade Excelente - Classe 1. O local S2, que representava a área desmatada do rio São Lourenço foi classificado como de integridade Boa - Classe 3. O local V2 que representava a área desmatada do rio Varginha, apresentou uma integridade Regular – Classe 4. Os locais S3 e S4, que representavam as duas áreas impactadas por cultivos no rio São Lourenço, foram classificados como de integridade Pobre - Classe 5. Não houveram variações nestes valores ao longo do período estudado, e os resultados encontrados estão dispostos na tabela 5.

Tabela 5. Valores do Índice de Integridade Ambiental e classificação quanto ao grau de perturbação ambiental nas seis localidades avaliadas. Pontos S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e pontos V1 e V2 no rio Varginha.

	Rio São Lourenço				Rio Varginha	
	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Locais						
Índice de Integridade	280	175	39	44	300	87
Qualidade	Excelente	Bom	Pobre	Pobre	Excelente	Regular
Classificação	Classe 1	Classe 3	Classe 5	Classe 5	Classe 1	Classe 4

Os resultados demonstram a ocorrência de um gradiente ambiental que variou de acordo com a presença humana e o tipo de atividade desenvolvida na área. As áreas florestadas de ambas as bacias, apresentaram os maiores valores de integridade, demonstrando também um grau similar de preservação ambiental. Já as áreas desmatadas apresentaram graus de integridade intermediários e distintos entre si. O ponto S2 no rio São Lourenço foi melhor qualificado apresentando uma integridade Boa, enquanto o ponto V2 no rio Varginha apresentou uma integridade Regular. Esta variação demonstra que um mesmo impacto pode ter intensidades diferentes e que o índice foi sensível o suficiente para detectar as diferenças entre as duas áreas. Por fim têm-se os locais S3 e S4 que representavam as duas áreas impactadas pelos cultivos e apresentaram o menor índice de integridade ambiental sendo classificados como de integridade Pobre.

Destaca-se o fato de que o local V2 foi o que mais se assemelhou ambientalmente aos trechos cultivados, sendo que os três locais apresentavam um elevado grau de desmatamento e assoreamento, e a completa descaracterização do leito (associada à perda da diferenciação entre áreas correnteza e remanso, à redução da diversidade de substratos, à formação de barrancos nas margens, entre outros) e que por sua vez, resultaram numa redução geral da integridade. Já as diferenças entre as três localidades estavam associadas ao estabelecimento dos cultivos nos locais S3 e S4. Nesses locais, a ocupação das margens e para agricultura, amplificou os efeitos da erosão e assoreamento, acelerando o processo de degradação ambiental. Além disso, a própria dinâmica de uso e interação dos agricultores com o rio é mais intensa, o que também aumenta a intensidade dos processos de degradação.

De um modo geral nota-se que algumas variáveis de qualidade da água foram mais alteradas que outras, ao longo do gradiente ambiental e de ocupação humana. As medidas de pH, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e nitritos, foram relativamente similares entre as diferentes localidades, enquanto as medidas de dureza, amônia, nitratos e fosfatos, coliformes totais e fecais, apresentaram um aumento progressivo de acordo com a intensidade da presença humana. Os maiores valores dessas medidas foram observados nas localidades S3 e S4, que representam as duas áreas impactadas pelos cultivos. O aumento de amônia, nitratos e fosfatos nestes locais é um reflexo direto da entrada de fertilizantes usados nas lavouras, que são facilmente carregados para dentro dos corpos d'água, em virtude da retirada da vegetação marginal. O aumento de coliformes totais também pode estar associado ao uso de fertilizantes orgânicos na região (esterco), e foi nitidamente maior no local S3, onde observamos uma proximidade das lavouras com os corpos d'água. Por fim tem-se o aumento de coliformes fecais que está associada à contaminação da água por esgotos domésticos, e reflete a ausência de uma rede adequada de esgotamento sanitário na localidade de São Lourenço.

A contaminação por coliformes fecais também variou entre as duas bacias analisadas. Nos pontos V1 e V2, do rio Varginha, as medidas de coliformes fecais foram relativamente mais altas do que nos locais S1 e S2, que representavam as áreas não cultivadas da bacia do rio São Lourenço, demonstrando então uma maior influência humana nas duas localidades do rio Varginha.

Segundo a resolução CONAMA nº 20 (1986) que classifica os usos dos corpos d'água doce e salina de acordo suas características físicas, químicas, físico-químicas e bacteriológicas os trechos de rios analisados seriam classificados em três classes de qualidade. Classe 1 – Pontos V1, S1 e S2 . Classe 2 – Ponto V2. Classe 3 – pontos S3 e S4. As classes 1 e 2 são consideradas adequadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à **proteção da vida aquática**, à aquicultura, e à irrigação de cultivos - sendo que para hortaliças e frutas ingeridas cruas não deve haver a presença de coliformes fecais. Já as águas de classe 3 não são indicadas para a proteção da vida aquática, nem para a irrigação e aquicultura, demonstrando um estado de degradação que pode comprometer a saúde humana e a manutenção da biodiversidade.

Um resultado que deve ser destacado entretanto, é o fato de não ter havido uma grande variação nos valores de oxigênio dissolvido entre as seis localidades avaliadas. Em geral os ecossistemas aquáticos impactados pela entrada de nutrientes e esgotos, apresentam um aumento na produtividade de algas e plantas aquáticas, o que ocasiona um aumento no consumo de oxigênio dissolvido, e em consequência a redução na concentração do mesmo na água. Este processo de desoxigenação é o principal fator que limita a ocorrência de espécies em áreas degradadas, e desta maneira é importante ressaltar que, apesar das variações em algumas medidas, as seis localidades avaliadas apresentavam boas condições de oxigenação da água.

Os únicos dados surpreendentes foram as análises de pesticidas anticolinesterásicos, que não indicaram a presença de concentrações efetivas em nenhuma das localidades avaliadas. ALVES (2000), num estudo sobre a contaminação da água por pesticidas anticolinesterásicos na região de São Lourenço, observou que a capacidade de detecção de pesticidas esteve diretamente relacionada à dinâmica das chuvas e de aplicação desses produtos nos momentos anteriores à data de coleta. Ao realizar amostragens mensais da contaminação da água durante um ano, o autor somente encontrou resultados positivos em dois meses de coleta: agosto 1998 e abril 1999. Os dois meses foram caracterizados por baixos índices pluviométricos, e por altas taxas de consumo de pesticidas, o que possibilitou um aumento na capacidade de detecção devido à maior concentração dos poluentes em um menor volume de água.

No nosso caso a análise das medidas pluviométricas entre os anos de 2000 e 2001, revelam, por exemplo, que o mês de agosto apresentou uma pluviosidade relativamente mais alta do que seria esperada para a época de inverno, e que o mês de fevereiro apesar de ter sido mais seco do que nas séries temporais, continuou apresentando uma pluviosidade típica do verão. Além disso, a avaliação da distribuição diária das chuvas nos dois meses revelou que as datas de amostragem foram antecedidas por dias chuvosos, sobretudo no mês de fevereiro, onde o dia mais chuvoso do mês foi 5 de fevereiro e a coleta havia sido realizada no dia 11 de fevereiro.

O fato de ter sido feito apenas uma amostragem de água em cada um dos meses de coleta, também pode ter contribuído para a baixa positividade das análises. A poluição das águas por pesticidas caracteriza-se por uma dinâmica de contaminação não-pontual e difusa, em que as substâncias ocorrem em baixas concentrações, e num curto espaço de tempo. Estas condições dificultam a detecção de resíduos, e implicam na necessidade de um maior número de amostras, para ampliar as chances de encontrar resultados positivos de contaminação. Essa constatação é importante para esse estudo, a medida que implica em novas exigências metodológicas a serem observadas em avaliações futuras.

2.5.2 - CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.

Foram coletados 74.811 indivíduos da comunidade de macroinvertebrados aquáticos distribuídos entre as seis localidades avaliadas, e duas épocas de coleta. Um total de 100 táxons foi identificado; sendo 78 em nível de gênero, 18 em nível de família e 4 em nível de classe. A classe Insecta foi a que ocorreu em maior número de indivíduos e táxons representando o principal grupo presente nas amostras.

A estrutura da fauna seguiu o padrão geral de organização das comunidades de macroinvertebrados com a ocorrência de muitas espécies raras e algumas poucas espécies abundantes. Nove táxons tiveram uma abundância entre 1 e 4 % do total da fauna. Dois táxons representaram 64 % da fauna, sendo 54 % da família Chironomidae (excetuando-se a subfamília Tanypodinae), e 10 % da família Simuliidae. Os 89 táxons restantes constituíram apenas 13 % da fauna.

2.5.2.1 - Distribuição da comunidade de macroinvertebrados por época de coleta

Os dados de riqueza e abundância da fauna entre os 2 meses de coleta, e seis localidades avaliadas está disposta na tabela 8.

Tabela 8 - Riqueza de táxons e número total de espécies nas seis localidades avaliadas em cada uma das épocas de coleta (Agosto 2000 e Fevereiro 2001). Os locais S1 e V1 correspondem às áreas florestadas. Os locais S2 e V2 correspondem às áreas desmatadas e os locais S3 e S4 correspondem às áreas de cultivo.

Medida	Época	Rio São Lourenço				Rio Varginha		Total
		S1	S2	S3	S4	V1	V2	
Abundância de espécies	Agosto	5.533	2.930	1.173	2.326	5.361	4.129	21.458
	Fevereiro	10.215	14.459	6.773	8.710	10.067	3.129	53.353
Riqueza de táxons	Agosto	62	58	18	25	65	48	87
	Fevereiro	65	71	34	33	67	58	89

Nessa tabela é possível constatar que o mês de fevereiro (“período chuvoso”) foi o que apresentou maior abundância de espécimes com 53.353 indivíduos coletados, que representaram 71% do total da fauna, enquanto o mês de agosto (“período seco”) contribuiu com apenas 29% da fauna, apresentando um total de 21.458 indivíduos. O principal grupo responsável por esta variação foi a ordem Diptera, em especial a família Chironomidae, que passou de 9.647 indivíduos coletados no mês de agosto, para 31.350 indivíduos coletados no mês de fevereiro, e a família Simuliidae que passou de 2.103 indivíduos, para 5.955 organismos.

No restante dos grupos o aumento do número de organismos foi menor, apresentando um percentual médio de 1,5%, o que garantiu uma maior similaridade entre os dois meses de coleta. De um modo geral, o aumento do número de indivíduos no mês de fevereiro foi um resultado surpreendente, considerando que nesta época do ano era esperada uma menor abundância, em virtude do aumento na pluviosidade. Este resultado pode, entretanto, estar associado ao fato de a dinâmica de chuvas no ano de estudo ter sido um pouco atípica, com uma maior concentração das chuvas nos meses de dezembro e março e redução da pluviosidade nos meses de janeiro e fevereiro. A época das chuvas é acompanhada também de um grande aporte de matéria orgânica no rio, o que representa aumento na disponibilidade de habitat e alimento para a fauna. Como houve uma concentração das chuvas no mês de dezembro e diminuição da pluviosidade nos meses de janeiro e fevereiro, estes recursos podem ter permanecido mais estáveis para a fauna, ocasionando então um aumento na abundância de espécies.

Em relação à composição da fauna, observa-se que as localidades também apresentaram uma maior riqueza de táxons no mês de fevereiro, com destaque para os locais S2, V2 (áreas desmatadas) e S3 (área de plantio) que tiveram as maiores diferenças entre os dois meses. Analisando, porém, os dados das localidades somadas a variação qualitativa entre os dois meses diminuiu. Foi observado que dos 100 táxons coletados, 76 ocorreram nos dois meses de coleta e 24 táxons ocorreram em apenas um mês, sendo 11 no mês de agosto e 13 no mês de fevereiro. A maioria das espécies exclusiva do mês de agosto era típicas de áreas de remanso, o que era esperado para a época seca, quando então as zonas de remanso se diferenciam melhor das áreas de correnteza.

Na tabela 9 observamos os valores de frequência dos organismos que apresentaram uma distribuição exclusiva, ocorrendo em apenas um dos dois meses coletados. No mês de agosto, os táxons de ocorrência exclusiva somaram um total de 25 indivíduos, com destaque para os gêneros da ordem Odonata - Corduliidae, *Erpetogomphus* e *Progomphus* (dois indivíduos cada), que se caracterizam pelo maior volume corporal e pelo hábito alimentar do tipo predador, preferindo as áreas de remanso tanto pela proteção contra a deriva, quanto pela maior facilidade na captura de presas. Além destes destacam-se também alguns Coleópteros adultos como *Caenelmis* (Elmidae dois ind.), *Berosus* (oito ind.) e *Tropsternum* (um ind.) (Hydrophilidae), os quais são nadadores ativos, e vivem principalmente em pequenas piscinas e poças formadas entre os intervalos de duas zonas de correnteza (zonas rápidas) (MERRIT & CUMMINS, 1994).

Em relação aos grupos que ocorreram apenas no mês de fevereiro (época chuvosa), destacam-se os coletores da ordem de Trichoptera como *Macrostenum* (Hydropsychidae - 85 ind.) e *Protophila* (Glossosomatidae - 17 ind.), que se alimentam da matéria orgânica em suspensão (MERRIT & CUMMINS, 1994), e são favorecidos pelo aumento na quantidade de material transportado nas épocas de maior vazão (BISPO & OLIVEIRA, 1996). Além desses, observa-se também coletores que vivem associados a depósitos de matéria orgânica, como espécies aquáticas de Collembola (30 ind.), e o camarão de água doce Paleomonidae (seis ind.).

Tabela 9. Frequência dos táxons que ocorreram em apenas um dos dois meses de coleta.

Táxons exclusivos do mês de agosto 2000			Táxons exclusivos do mês de fevereiro 2001		
Família	Gênero		Família	Gênero	
Elmidae	<i>Caenelmis</i>	2	Dryopidae	Dryopidae	5
Elmidae	<i>Neocyloopus</i>	1	Hydrophilidae	Hydrophilidae sp.1	12
Gyrinidae	<i>Gyretes</i>	1	Baetidae	<i>Zeluzia</i>	3
Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	8	Leptophlebiidae	Leptophlebiidae sp. 1	4
Hydrophilidae	<i>Tropsternum</i>	2	Belastomatidae	<i>Belastoma</i>	1
Hydrophilidae	Hydrophilidae sp.2	2	Libellulidae	<i>Elasmothermis</i>	3
Scirtidae	Scirtidae	2	Glossosomatidae	<i>Protophila</i>	17
Corduliidae	Corduliidae	2	Hydropsychidae	<i>Diplectrona</i>	1
Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>	2	Hydropsychidae	<i>Macrostenum</i>	85
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	2	Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	3
Grypopterygidae	Grypopterygidae sp.1	1	Aranae	Aranae	4
			Paleomonidae	Paleomonidae	6
			Collembola	Collembola	30

Para avaliar se as diferenças encontradas na abundância e composição de espécies eram significativas, o teste estatístico de Mantel foi então aplicado. Este teste avalia a hipótese nula de relação entre matrizes ($p < 0,05$), e indicou que as duas estações de coleta não apresentaram uma diferenciação significativa, tanto em relação à abundância de espécimes ($p=0,0056$), quanto em relação à composição da fauna ($p = 0,002$). Os resultados indicam a ocorrência de uma alta estabilidade temporal na estrutura das comunidades bentônicas avaliadas, o que também foi observado por outros trabalhos realizados em rios da região sudeste (BAPTISTA *et al.*, 1998; BUSS, 2001), demonstrando que este parece ser um padrão comum para a região. É importante comentar que este padrão se contrapõe ao observado nos rios temperados, onde ocorre uma substituição temporal das espécies ao longo das estações, que deve ser considerada na análise, a fim de evitar interpretações errôneas nos estudos de biomonitoramento.

2.5.2.2 - Distribuição da fauna por localidade amostral

Considerando que não houve diferença significativa na estrutura e composição da fauna entre os dois meses de coleta, optou-se por apresentar os resultados da variação da estrutura da comunidade a partir dos dados dos dois meses somados. Esta abordagem facilita a visualização de padrões e permite avaliar com mais clareza os efeitos da variação na integridade ambiental sobre a fauna. A tabela 10 apresenta os dados gerais de riqueza e abundância da fauna em cada localidade.

Tabela 10 - Número total indivíduos e riqueza de táxons nas seis localidades avaliadas. Valores referentes aos dois meses de coleta somados (agosto de 2000 e fevereiro de 2001). Os locais S1 e V1 correspondem às áreas florestadas. Os locais S2 e V2 correspondem às áreas desmatadas e os locais S3 e S4 correspondem às áreas de cultivo.

	Rio São Lourenço				Rio Varginha		Total
	S1	S2	S3	S4	V1	V2	
Riqueza de táxons	75	80	36	37	79	70	100
Nº total de indivíduos	15.748	17.389	7.946	11.036	15.434	7.258	74.811

O primeiro destaque nestes resultados é a grande distinção entre os valores de riqueza de táxons nas áreas impactadas pelos cultivos (os pontos S3 e S4), e os valores encontrados nas demais localidades. Enquanto nas áreas não cultivadas, o número de grupos taxonômicos variou entre 70 e 80 espécies; nas áreas impactadas pelos cultivos estes valores foram reduzidos praticamente à sua metade, sendo observadas 36 e 37 táxons.

As áreas de cultivo apresentaram ainda uma redução notável no número total de organismos, o que também caracterizou o trecho desmatado do rio Varginha (local V2). Juntos, os três locais contribuíram com apenas 35% do total de espécies coletadas (26.240 indivíduos), enquanto as outras três localidades contribuíram com 65% deste total (48.571 indivíduos).

Os resultados encontrados no ponto V2 também merecem destaque, pois este foi o único local que apresentou uma riqueza de táxons relativamente alta (70), mas em contraste teve a menor abundância de indivíduos entre todas as localidades (7.258 indivíduos), revelando um importante ponto em comum com as áreas impactadas pelos cultivos. Este resultado é fundamental para a compreensão dos resultados encontrados nas áreas impactadas pelo estabelecimento de cultivos. O ponto V2 foi o que ambientalmente mais se assemelhou às áreas plantadas, tendo sido caracterizado como de integridade Regular, enquanto os locais S3 e S4 eram classificadas como de integridade Pobre.

Essas três áreas caracterizaram-se por avançado grau de desmatamento e assoreamento que parece ter determinado um mesmo padrão de descaracterização dos corpos d'água, levando então a perda na abundância de espécies. A diferença é que o estabelecimento dos cultivos promoveu, além desta redução, uma grande perda na riqueza de táxons, que não foi observada na área de pasto do rio Varginha (local V2). Os pontos S3 e S4 se caracterizaram pela redução em mais de 50% do número de grupos taxonômicos presentes nas áreas não cultivadas e foram caracterizados por uma impressionante similaridade nos resultados de riqueza de táxons (36 e 37 táxons), demonstrando que o estabelecimento de cultivos representou um impacto de maior intensidade, cujos efeitos foram característicos e puderam ser diferenciados de demais formas de uso da terra.

Áreas Florestadas

Em relação aos resultados encontrados nas áreas florestadas das duas bacias (locais S1 e V1), observamos uma grande semelhança no comportamento da comunidade macrobentônica. Os dois trechos apresentaram uma alta riqueza de espécies (75 e 79 táxons), e valores de abundância próximos (15.748 e 15.434 indivíduos), demonstrando que o grau de conservação das duas áreas teve um papel definitivo nos resultados da fauna e que mesmo estando em bacias distintas, as duas áreas apresentaram resultados quantitativos da fauna bastante similares.

Áreas Desmatadas

As áreas desmatadas apresentaram resultados da fauna distintos. Enquanto o local desmatado do rio São Lourenço (ponto S2) apresentou os maiores valores de riqueza e abundância de espécies entre todas as localidades, com 80 táxons e 17.389 indivíduos (23% da fauna). O ponto V2, no rio Varginha, apresentou uma riqueza de 70 táxons, e a menor abundância de espécies entre todas as localidades com 7.258 indivíduos (10% da fauna). Estes resultados confirmam a diferenciação ambiental que já havia sido detectada pelo índice de integridade ambiental, reafirmando também a influência do grau de preservação ambiental sobre a composição da fauna, uma vez que o ponto S2 foi classificado como de integridade Boa – Classe 3, enquanto o local V2 apresentou uma integridade Regular – Classe 4.

Uma breve discussão deve ser feita em função desses resultados, já que eles se contrapõem ao que era esperado pelo desenho experimental, e influem na estratégia de amostragem. A expectativa inicial deste estudo, era de que houvesse uma alta similaridade entre os locais S2 e V2, já que eles representavam um mesmo tipo de impacto – áreas desmatadas sem a presença de cultivos, e deveriam então apresentar semelhanças quanto ao padrão de distribuição e composição da comunidade. Em função disso nossa estratégia de coleta inicial previa o uso de ambos os trechos, como áreas controle em relação aos impactos do estabelecimento de cultivos – em especial a contaminação da água por pesticidas. Entretanto, as diferenças ambientais entre os dois trechos, acabaram por

repercutir em resultados da fauna distintos e orientando uma revisão na estratégia experimental. Neste sentido, apenas o ponto V2 (no rio Varginha) passou a ser considerado como uma área controle adequada para o impacto das plantações, pois apesar de se localizar numa outra bacia, foi o que mais se assemelhou ambiental e faunisticamente às áreas de cultivo. O local S2 (rio São Lourenço), por sua vez passou a ser considerado como uma área de referência, apresentando resultados de fauna nitidamente mais próximos aos das áreas florestadas.

O ponto S2 apresentou, inclusive, valores de riqueza e abundância maiores do que os observados no local S1 (a área florestada do rio São Lourenço). Acredita-se que este resultado pode estar associado à teoria do distúrbio intermediário (CONNEL, 1978), segundo a qual há um crescimento do número de espécies nas áreas caracterizadas por um nível intermediário de impacto. O ponto S2 enquadra-se nessa condição, pois representa uma área de transição entre o trecho florestado e as áreas de desmatamento mais consolidado. Assim, é influenciado tanto pelas condições características da área florestada à montante, quanto pelos distúrbios promovidos pelo desmatamento, proporcionando uma maior heterogeneidade ambiental, a qual resulta numa maior diversidade de microhabitats para a fauna.

Análise de Agrupamento

Além das medidas estruturais da comunidade foi realizada também uma Análise de Agrupamento (figura 9) com os dados de frequência das espécies observadas em cada localidade. A análise dividiu as localidades em dois grupos: o grupo 1 formado pelos dois pontos impactados pelos cultivos (S3 e S4), e área desmatada do rio Varginha (local V2); o grupo 2 formado pelos duas áreas florestadas S1 e V1, e pelo ponto desmatado do rio São Lourenço (local S2).

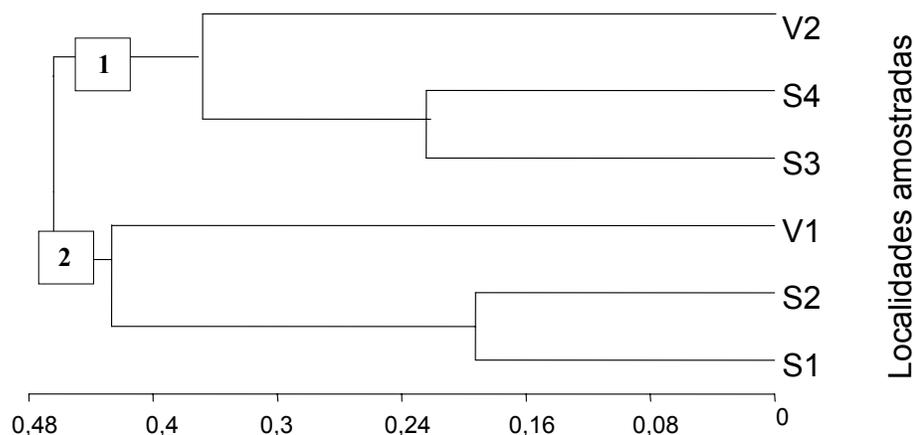


Figura 9. Análise de Agrupamento das localidades estudadas utilizando o método de ordenação UPGMA e o índice de distância de Bray-Curtis, baseado nos valores de frequência de macroinvertebrados nessas localidades.

A análise de Agrupamento constatou a importância do grau de integridade ambiental na diferenciação das localidades. O grupo 1 foi formado pelos locais de menor integridade e reuniu as áreas Pobre (pontos S3 e S4) e Regular (ponto V2), que tiveram em comum os menores valores de abundância de espécies, enquanto o grupo 2 foi formado pelos locais de integridade Excelente (pontos S1 e V1) e Boa (ponto S2), que se caracterizaram por altos valores de riqueza e abundância da fauna.

A variação nos valores de riqueza de espécies entre a área desmatada do rio Varginha (V2) e as duas áreas de cultivo (S3 e S4), também influenciou a análise levando a formação do sub-agrupamento entre os pontos S3 e S4 e sua diferenciação em relação ao ponto V2. Em relação às áreas integras observou-se uma alta similaridade entre as áreas florestada e desmatada do rio São Lourenço (pontos S1 e S2), o que, de uma certa forma, contrariou as expectativas iniciais do estudo, já que os dois pontos representavam condições ambientais distintas. Por outro lado, este resultado reflete a importância da proximidade geográfica sobre a distribuição de espécies. Esse mesmo fator levou a diferenciação entre a área florestada do rio São Lourenço (S1) e sua similar no rio Varginha (V1), demonstrando uma certa variação faunística entre as duas bacias, provavelmente em

virtude de pequenas diferenças ambientais e de variação no conjunto de espécies colonizadoras.

Com o objetivo de avaliar quais grupos da fauna estariam influenciando a variação na estrutura da comunidade das seis localidades, foi realizada uma análise da riqueza e abundância de espécies por local, em relação às principais ordens da comunidade de macroinvertebrados. Os resultados encontram-se resumidos nas tabelas 11 e 12 e serão discutidos na próxima seção.

5.2.2.3 - Distribuição das ordens por localidade

As ordens foram escolhidas com base nos seus valores de riqueza, abundância e amplitude de ocorrência em relação às seis localidades avaliadas. Com exceção de Oligochaeta, todos pertenciam à classe Insecta, que é o principal grupo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Tabela 11 - Número de táxons das principais ordens de macroinvertebrados coletados nas seis localidades amostradas e nos dois períodos de coleta agrupados. Valores referentes aos dois meses de coleta somados (agosto de 2000 e fevereiro de 2001). Os locais S1 e V1 correspondem às áreas florestadas. Os locais S2 e V2 correspondem às áreas desmatadas e os locais S3 e S4 correspondem às áreas de cultivo.

Táxons	Rio São Lourenço				Rio Varginha	
	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Coleoptera	20	18	9	10	19	20
Diptera	10	9	7	4	6	9
Ephemeroptera	10	10	6	8	15	12
Hemiptera	5	6	2	2	5	5
Odonata	3	7	3	0	8	6
Plecoptera	5	6	0	0	3	3
Trichoptera	17	17	5	9	18	12
Classe Oligochaeta	1	1	1	1	1	1
TOTAL*	71	74	33	34	75	68

* Refere-se ao valor parcial, já que alguns grupos não foram incluídas nesta tabela.

Nota-se que a maioria das ordens apresentaram um padrão de redução do número de táxons nas áreas impactadas pelos cultivos (S3 e S4), e que no geral esta redução correspondeu a aproximadamente 50% das espécies em cada um dos grupos. Algumas ordens foram mais sensíveis que outras como Plecoptera que não apresentou exemplares nas áreas cultivadas, e Trichoptera que apresentou uma perda de 70% das espécies, entre as áreas não cultivadas e o ponto S3. A ordem Trichoptera também foi a mais afetada pelo impacto do desmatamento, passando de 18 táxons no ponto V1 (“florestado”) para 12 táxons no ponto V2 (“desmatado”) do rio Varginha. É possível que a sua redução no local S3, esteja refletindo o efeito combinado do desmatamento e da contaminação da água, o que levou então a uma maior perda de espécies.

Outras ordens bastante afetadas foram Odonata, que não apresentou indivíduos no local S4 e Coleoptera que foi a ordem com maior riqueza de táxons e maior distribuição entre as áreas não cultivadas. A ordem Ephemeroptera, parece ter tido uma menor susceptibilidade ao impacto dos cultivos, passando de 10 táxons na área desmatada do rio São Lourenço (S2) e 12 táxons na área desmatada do rio Varginha (V2) para 6 e 8 táxons nos pontos S3 e S4.

Dos 100 táxons coletados apenas 13 ocorreram em um único local de coleta. A maioria desses táxons era de organismos raros (densidade de 1 a 11 indivíduos), com exceção de *Macrostenum* que apresentou 84 indivíduos. A área florestada do rio Varginha (V1) foi o local que apresentou maior número de táxons exclusivos, com 6 grupos ocorrendo somente naquele local: *Neocylloepus* (Coleoptera), *Zeluzia*, Leptophlebiidae sp. 2 (Ephemeroptera), *Macrostenum*, *Diplectrona* (Trichoptera) e Corduliidae (Odonata). Em seguida tem-se o ponto V2 com 3 táxons exclusivos: *Caenelmis*, *Gyretes* e Scirtidae (todos da ordem Coleoptera) e o ponto S2 com dois táxons exclusivos Grypopterygidae sp. 1 (Plecoptera) e *Belastoma* (Hemíptera). O ponto S1 teve apenas um táxon exclusivo: Hydrophilidae sp.1 (Coleoptera), assim como as áreas impactadas pelos cultivos onde foi encontrado o gênero *Cryptonimpha* da família Baetidae (Ephemeroptera)

Tabela 12 - Número de organismos dos principais táxons de macroinvertebrados observados nas seis localidades avaliadas. Pontos S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e Pontos V1 e V2 no rio Varginha. Valores referentes aos dois meses de coleta somados (agosto de 2000 e fevereiro de 2001).

<i>Táxons</i>	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Coleoptera						
Elmidae	744	959	130	247	3.483	748
Hydrophilidae	32	23	1	3	4	4
Psephenidae	42	12	0	1	11	1
Diptera						
Ceratopogonidae	74	112	5	8	51	21
Chironomidae	10.095	12.457	4.521	5.373	6.153	4.905
Empididae	126	52	6	0	51	23
Psychodidae	91	590	0	0	0	1
Simuliidae	2.377	1.453	836	2.398	807	187
Stratiomyidae	21	0	1	0	0	1
Tipulidae	15	71	1	0	16	2
Ephemeroptera						
Baetidae	147	53	13	134	97	14
<i>Americabaetis</i>	158	379	572	645	111	33
Leptohyphidae	349	282	2	58	314	68
Leptophlebiidae	40	26	0	0	188	99
Hemiptera						
Naucoridae	73	26	2	10	60	9
Pleidae	22	16	0	2	430	38
Veliidae	49	4	15	0	27	9
Odonata						
Aeshinidae	5	4	0	0	9	2
Libellulidae	0	7	1	0	1	6
Calopterygidae	14	4	2	0	6	10
Coenagrionidae	15	4	0	0	3	0
Cordullidae	0	0	0	0	2	0
Gomphidae	0	1	1	0	2	2
Plecoptera						
Gryopterygidae	12	78	0	0	114	84
Perlidae	13	8	0	0	260	161
Trichoptera						
Calamoceratidae	137	66	0	0	324	35
Glossosomatidae	3	3	0	11	0	0
Helicopsychidae	4	25	0	2	1.195	103
Hydrobiosidae	37	55	0	0	28	0
Hidroptilidae	284	94	0	15	37	2
Hydropsychidae	224	129	24	98	270	38
Leptoceridae	277	196	4	17	1.070	348
<i>Nectopsyche</i>	40	16	1.493	982	120	48
Odontoceridae	5	6	0	0	40	118
Classe Oligochaeta	52	68	276	984	80	121
TOTAL*	15.577	17.279	7.906	10.988	15.364	7.241

* Refere-se ao valor parcial, já que algumas famílias de menor importância não foram incluídas nesta tabela.

Um primeiro resultado a ser comentado é a diferença na ocorrência de espécies entre os dois pontos cultivados (locais S3 e S4). Conforme demonstra a tabela 12 a maioria dos táxons coletados apresentaram uma maior abundância de espécies no local S4 que no local S3 (exceção do gênero *Nectopsyche* - Trichoptera). Esta diferença na ocorrência de espécies revela que, apesar de os dois pontos estarem sujeitos ao mesmo tipo de impacto, é provável que esteja havendo uma variação na influência dos cultivos sobre os corpos d'água. ALVES (2000) avaliou a contaminação de pesticidas anticolinesterásicos nas duas localidades e observou que nos meses em que foram encontrados resultados positivos de contaminação, as concentrações de pesticidas na água foram distintas entre as duas localidades. Em agosto de 1999, o ponto S3 apresentou 76,8 µg/l equivalentes de metilparation, enquanto o local S4 que exibiu 37,16 µg/l. O ponto S3 apresentou quase o dobro da contaminação registrada no local S4, provavelmente em reflexo às diferenças na intensidade de uso da terra e na proximidade dos cultivos em relação ao rio, os quais afetam diretamente o grau de contaminação da água e dessa forma as respostas da comunidade aquática.

Voltando então à análise dos impactos do estabelecimento dos cultivos, lembramos que esta será feita pela comparação entre as duas áreas cultivadas (pontos S3 e S4), e a área desmatada do rio Varginha (ponto V2). O local V2 foi o que representou o trecho mais adequado para servir de controle ao impacto do estabelecimento dos cultivos, e foi então utilizado como referência para dos resultados encontrados nos pontos S3 e S4.

A análise comparativa das três áreas revela que Plecoptera foi a ordem mais afetada pelo impacto do estabelecimento de cultivos não apresentando nenhum indivíduo nos pontos S3 e S4. Esta ordem é considerada um dos melhores indicadores biológicos de poluição orgânica, pois é extremamente sensível à redução da concentração de oxigênio dissolvido, e ao aumento da turbidez da água associada com a presença de resíduos orgânicos (WILLIAMS & FELTMATE, 1992). Para muitos pesquisadores a ausência desse táxon é um indicador confiável de comprometimento da qualidade da água, assim como a sua ocorrência demonstra uma boa integridade ambiental. Os estudos de contaminação por pesticidas também apontam para a maior sensibilidade deste grupo, que raramente é encontrado em áreas sujeitas ao impacto por pesticidas (WALLACE *et al.*, 1996; WHILES

*et al.*2000). MEYER & ELLERSIECK, 1986 *apud* ROSENBERG & RESH, 1993, realizando ensaios toxicológicos, avaliaram a resposta de seis famílias de macroinvertebrados à presença de diferentes tipos de pesticidas na água, e concluíram que a ordem Plecoptera foi a mais sensível entre todos os insetos avaliados. Entretanto, devido a sua sensibilidade, a ordem Plecoptera é um dos grupos mais difíceis de se cultivar em laboratório, e assim poucos estudos foram feitos para avaliar os efeitos específicos dos pesticidas sobre o seu comportamento e morbidade.

O segundo grupo mais afetado pela proximidade com os cultivos foi a ordem Trichoptera. Comparando os resultados encontrados no local V2 (área desmatada do rio Varginha) com os observados nos locais S3 e S4, observamos uma redução de 12, para 5 e 9 táxons respectivamente. O local S3 se destacou por apresentar os menores valores de riqueza e abundância de táxons, com a ausência de seis importantes famílias: Glossosomatidae, Helycopsychidae, Hidroptilidae, Hydrobiosidae, Odontoceridae e Calamoceratidae (tabela 12). O local S4 apresentou um maior número de táxons, porém com poucos espécimes, o que não indicou uma variação significativa da comunidade.

Em geral, a ordem Trichoptera é considerada um táxon sensível a poluição. A maioria dos estudos que relacionam a variação da integridade ambiental com a distribuição de organismos da macrofauna demonstra que esta ordem ocorre associada a áreas pouco perturbadas, integrando uma comunidade intolerante a poluição (METCALF, 1989; RESH & JACKSON, 1993; BARBOUR *et al.*,1999). No caso da exposição a pesticidas, outros trabalhos também confirmam esta sensibilidade. A agência ambiental da Dinamarca constatou através de um levantamento de dados produzidos naquele país, que a ordem Trichoptera foi o grupo mais afetado pela exposição aos inseticidas: diazinon, esfenvelerato e cyalothrin, aplicados em experimentos de laboratório (Danish Environmental Protection Agency, 2001). Já WOIN (1998), observou que os organismos da ordem Trichoptera desapareceram completamente de um tanque artificial onde haviam sido aplicados 20 µg/l do inseticida fenvelerato, e somente reapareceram no ambiente três anos após a condução do experimento, quando representou o táxon mais sensível aos efeitos de longo prazo da contaminação por pesticidas.

A ordem Trichoptera também se caracterizou por um dos resultados mais surpreendentes do estudo, que foi o aumento dos organismos de um táxon, em relação ao gradiente de impacto dos cultivos. O gênero *Nectopsyche* (Leptoceridae), passou de uma frequência de espécies quase inexpressiva nas áreas íntegra e desmatada, para a condição de táxon dominante nas áreas cultivadas, representando mais de 90% dos indivíduos de Trichoptera coletados. Esse comportamento foi bastante atípico, e se contrapôs com a resposta observada no restante da fauna, indicando que este grupo, de alguma forma está sendo favorecido nas áreas impactadas pelos cultivos, ou então apresenta uma possível tolerância à contaminação da água por pesticidas. Nossos dados não permitem afirmações conclusivas, pois representam uma série temporal e espacial limitada, sendo necessário aumentar o número de amostras e locais coletados, para uma melhor avaliação dos limites de tolerância do táxon.

O terceiro grupo a ser afetado pela contaminação por pesticidas foi a ordem Odonata. Conforme observamos na tabela 12, nenhum indivíduo da ordem foi registrado no local S4, e no ponto S3 ocorreram apenas três indivíduos. As famílias mais afetadas foram: Calopterigidae (*Hetaerina*) e Coenagrionidae (*Argia*) da sub-ordem Zygoptera, que tinham uma distribuição mais ampla e ocorriam em grande número nas áreas íntegras e a família Aeshnidae (*Limnetron*) da sub-ordem Anisoptera, que não apresentou indivíduos nos locais de cultivo.

De acordo com os resultados obtidos por WOIN (1996), os anisópteros foram o grupo da ordem Odonata, mais afetado pela exposição a pesticidas do tipo piretroide. Logo após a aplicação do pesticida, a família Aeshnidae apresentou uma alta morbidade, correspondendo a grande parte dos organismos morta coletados no início do experimento. O efeito final, entretanto, só pode ser percebido um ano depois quando se observou uma redução significativa no número de indivíduos que emergiam do mesocosmo² estudado. O autor concluiu que os pesticidas poderiam ser responsáveis tanto por efeitos diretos sobre a

² Buikema & Voshell (1993) utilizam a definição de mesocosmo proposta por Odum E. P. (1983), segundo a qual um mesocosmo é um sistema experimental, construído em ambientes abertos e que ocupa uma posição intermediária entre os experimentos de laboratório, denominados microcosmos, e os ecossistemas naturais complexos, os macrocosmos. Tipicamente o mesocosmo tem um volume maior que 10 m³ e funciona como um ecossistema artificial que permite avaliar a resposta das comunidades aquáticas em condições mais realistas e fieis às condições ambientais de exposição que aquelas observadas em laboratório.

população de Odonata (mortalidade), quanto efeitos indiretos ou sub-letais como redução da capacidade locomotora, que levaria a uma menor eficiência de predação e desta forma uma redução nas taxas de emergência.

Existe, entretanto uma certa dificuldade em avaliar o impacto da qualidade das águas em ninfas de Odonata, pois os poluentes podem não ser a única explicação para a densidade da população, já que estes grupos têm uma forte interação com as condições do habitat como tipo de sedimento, presença de vegetação marginal e vegetação aquática (as ninfas vivem associadas à vegetação marginal e ou a macrófitas, que lhes servem de abrigo e “esconderijo” para a caça), presença de predadores (peixes, etc). Por outro lado, a maior parte dos índices de tolerância das espécies classifica os táxons de Odonata como sendo organismos sensíveis a poluição e característicos de áreas íntegras, tendo sua ocorrência reduzida em áreas perturbadas. Em nosso estudo acreditamos que a fauna de Odonata pode estar sendo afetadas pela contaminação da água por pesticidas podendo ser usada como um biondicador deste impacto.

A ordem Coleoptera também foi bastante afetada pelos impactos dos plantios, apresentando uma perda considerável da abundância e da riqueza de táxons nas áreas cultivadas. Esta ordem, representada principalmente pela família Elmidae (> 90% dos indivíduos), sofreu uma perda em aproximadamente 50% da riqueza táxons, passando de 12 gêneros nas áreas não impactadas, para 6 gêneros nos locais cultivados (S3 e S4). Nessas áreas um único táxon da família passou a dominar a população, o gênero *Microcylloepus* passou a representar 65 % da fauna no ponto S3 (95 indivíduos n = 146), e 86 % da fauna no ponto S4 (220 indiv. n = 254). Os táxons restantes se caracterizavam por um número baixo de indivíduos, não influenciando na comunidade. A família Hydrophilidae, também apresentou uma nítida redução do número de espécies, passando de quatro táxons nas áreas não impactadas para apenas um táxon nos pontos S3 e S4 representado pelo gênero *Enochrus*.

As duas principais famílias da ordem Ephemeroptera apresentaram respostas distintas em relação ao impacto dos cultivos. A família Leptophlebiidae não apresentou nenhum indivíduo nos locais cultivados, demonstrando uma alta sensibilidade ao impacto

dos cultivos, enquanto a família Baetidae sofreu uma grande redução na abundância, mas manteve a riqueza de táxons. Dos sete táxons coletados nas áreas não cultivadas, seis continuaram ocorrendo nas áreas cultivadas. Dois desses táxons apresentaram inclusive uma preferência pelas áreas de cultivos: o gênero *Americabaetis*, que sofreu um aumento da sua abundância nas áreas plantadas, e passou a representar de táxon dominante da ordem (85 %); e o gênero *Camelobaetidius*, que teve 98% da sua frequência associada ao ponto S4, localizado em meio as áreas de cultivo.

A diferenciação dos valores de tolerância entre Leptophlebiidae e Baetidae é observada na literatura, principalmente nos trabalhos de índices biológicos. O índice BMWP, por exemplo, associa a família Leptophlebiidae à ambientes preservados, e a família Baetidae a ambientes intermediariamente degradados (METCALF, 1989). Os protocolos de avaliação rápida consideram uma medida bioindicadora que se baseia na relação entre Leptophlebiidae/Baetidae, cujo resultado esperado é sofrer uma diminuição em relação ao impacto (BARBOUR *et al.*, 1999). Entretanto, poucos estudos tratam desta variação com relação a contaminantes de origem agrícola. A maioria dos trabalhos encontrados indica que a família Baetidae, assim como a família Leptophlebiidae, seria um grupo sensível a contaminação por pesticidas (MEYER & ELLERSIECK, 1986 *apud* ROSENBERG & RESH, 1993; DUDGEON, 1990; Danish Environmental Agency, 2001). Nesse caso então, o aumento do número de indivíduos dos gêneros *Americabaetis* e *Camelobaetideus* pode estar refletindo uma característica particular desses grupos em relação a contaminação local.

A ordem Diptera caracterizou-se por uma grande redução na abundância de organismos nos locais S3 e S4, em especial da família Chironomidae que foi o táxon mais abundante de toda a comunidade e responsável por grande parte da variação quantitativa na comunidade de macroinvertebrados. Este resultado, entretanto, também foi observado na área desmatada do rio Varginha (ponto V2), que é o controle em relação ao impacto dos cultivos e dessa forma, pode também estar representando uma resposta do táxon às alterações físicas e ambientais associadas ao desmatamento e assoreamento. A família Simuliidae apresentou um aumento da sua contribuição relativa nas áreas cultivadas, em especial no local S4 onde representou 22 % do número total de organismos (2.398

indivíduos – $n = 10.988$ indivíduos). Esses organismos têm hábitos filtradores e dependem de substratos duros para sua fixação e correnteza para a alimentação. Eles alimentam-se de material particulado em suspensão, dessa forma são comumente encontrados em áreas que recebem aporte de matéria orgânica. O aumento desses grupos no ponto S4 pode estar associada à ocorrência de condições ambientais adequadas para o estabelecimento dessas espécies, como também a uma menor susceptibilidade aos impactos ambientais promovidos pelos cultivos.

Por fim observamos a ordem Hemiptera. Comparando os dados da área desmatada (V2) com as áreas cultivadas (S3 e S4), observa-se que três dos cinco táxons presentes no ponto V2 foram encontrados nas áreas impactadas pelos cultivos. A principal variação na distribuição da ordem foi a maior ocorrência de espécies de Pleidae na bacia do rio Varginha, o que ocasionou uma grande variação quantitativa entre as áreas cultivadas e as áreas preservadas, que pode ou não estar relacionada com o impacto dos cultivos, já que os pontos S1 e S2 também apresentaram um número menor de indivíduos dessa família.

2.5.2.4 - Distribuição da fauna por substrato

Os resultados anteriores revelaram uma nítida redução nos valores de riqueza e abundância de espécies nos locais impactadas pelos cultivos (pontos S3 e S4), em contraste com os valores encontrados na área controle ao impacto dos cultivos (V2), onde também houve uma grande redução na abundância de organismos, porém com a manutenção da riqueza de espécies.

Conforme comentado no início do trabalho, tanto as áreas impactadas pelos cultivos (S3 e S4), quanto o local V2 se caracterizavam por um desmatamento intenso e avançado grau de assoreamento. Sabe-se que o uso da terra para fins agriculturáveis (pasto e cultivos) altera a cobertura vegetal das margens, que é um importante determinante da disponibilidade de alimento, e também afeta as características dos substratos do fundo que são determinantes na qualidade dos habitats aquáticos (adaptado de HAWKINS, *et al.* 1982). Diante dessa constatação nossa preocupação era que estes fatores, e não a contaminação da água estivesse afetando a ocorrência de espécies nas áreas de cultivo.

Com o objetivo de compreender o efeito das alterações ambientais nas bacias dos rios São Lourenço e Varginha em relação a qualidade e disponibilidade dos substratos aquáticos, e distingui-los do impacto de contaminantes agrícolas, uma análise da distribuição de espécies por microhabitat foi realizada. A análise baseou-se na avaliação do padrão de ocorrência dos organismos das principais ordens de macroinvertebrados nos quatro substratos coletados, comparando-os em relação aos diferentes graus de integridade ambiental das localidades.

Para uma descrição da metodologia ver o início do capítulo, tópico 2.4 - análise dos dados. Para essa análise foram avaliadas 144 amostras, correspondendo às seis localidades amostradas, dois meses de coleta (agosto/2000 e fevereiro/2001) e quatro substratos avaliados - sedimento, folhiço retido em áreas de correnteza, folhiço depositado no fundo e pedras de diferentes tamanho, cada substrato foi composto de três réplicas. O número total de indivíduos encontrados em cada substrato está disposto na tabela abaixo.

Tabela 13 - Número de indivíduos encontrados em cada substrato e riqueza de táxons por substrato e mês de coleta.

	Sedimento	Folhiço de Fundo	Folhiço de Correnteza	Pedra	Total
Agosto	1.317	3.461	9.896	6.784	21.458
Fevereiro	3.274	6.138	27.276	16.665	53.353
Total	4.591	9.599	37.172	23.449	74.811
Táxons	63	81	85	86	

Observa-se que o padrão de variação da ocorrência de espécies foi similar em relação aos dois meses de coleta. Nos dois meses o substrato de folhiço de correnteza foi o que apresentou a maior densidade de organismos, seguido do substrato de pedra e do folhiço de fundo. Por último observa-se o substrato de sedimento, que também foi o mais pobre em relação à riqueza de espécies (63 táxons). Os substratos mais ricos foram folhiço de correnteza e pedra que compreenderam 85 e 86 táxons respectivamente, seguidos do substrato de folhiço de fundo com um total de 81 táxons.

Dos 100 táxons identificados 49 ocorreram em todos os substratos, oito táxons ocorreram exclusivamente associados aos substratos de corredeiras (folhiço de correnteza e pedra) e 6 táxons ocorreram exclusivamente em áreas de remanso (sedimento e folhiço de fundo). Os demais grupos (36 táxons) ocorreram em mais de um substrato, mas não em todos. No anexo quatro encontra-se uma relação dos táxons que ocorreram de forma exclusiva ou tiveram uma distribuição preferencial em relação aos substratos avaliados.

2.5.2.5 - Distribuição das ordens macroinvertebrados aquáticos por tipo de substrato em relação as diferentes condições de integridade ambiental.

Os resultados desta análise encontram-se condensados nas figuras 9, 10 e 11. Os dados confirmam o fato de a comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos rios São Lourenço e Varginha ter ocorrido principalmente associada ao substrato de folhiço de correnteza e em seguida ao substrato de pedra. A análise de cada grupo permitiu avaliar a influência da integridade ambiental sobre a disponibilidade e utilização dos microhabitats pela fauna, possibilitando também distinguir se a grande redução na ocorrência de espécies das áreas de cultivo (S3 e S4) estava associada às alterações decorrentes dos processos de desmatamento e assoreamento, ou era de fato um reflexo da contaminação das águas.

Plecoptera

A ordem Plecoptera merece destaque, pois foi o único táxon que não apresentou indivíduos nos trechos cultivados. Nas demais áreas a ordem ocorreu principalmente associada ao folhiço de correnteza que concentrou, em ambos os trechos, cerca de 90 % das espécies coletadas (145 ind.- n = 162 ind.- áreas integras; 216 ind.- n = 245 - área desmatada). O táxon mais abundante foi *Anacroneturia* (Perlidae) (60% - áreas integras e 70% - área desmatada) seguido de *Paragrypopteryx* (Grypopterygidae) (20% - área integra e 30% - área desmatada).

A ordem Plecoptera é tida como uma das mais sensíveis às alterações ambientais nos ecossistemas lóticos, sendo classificada como um grupo intolerante à poluição e que tem sua ocorrência associada às áreas preservadas. O índice biótico BMWP, por exemplo, classifica a ordem com um alto valor na escala de sensibilidade. Alguns estudos como os de

ZAMORA-MUNOZ & ALBA TECEDOR (1996); GRAÇA & COIMBRA (1998) e ainda os trabalhos de BUSS (2000) e SILVEIRA (2001) realizados no Brasil, confirmaram, a alta sensibilidade desse táxon a poluição e contaminação orgânica. Em nosso estudo é necessário destacar o fato de que apenas o impacto do estabelecimento dos cultivos foi capaz de promover restrições à ocorrência da ordem, não tendo sido observada uma redução similar de indivíduos na áreas desmatada (V2).

Ephemeroptera

Os representantes da ordem Ephemeroptera ocuparam preferencialmente os substratos sujeitos à atividade da correnteza. Nas áreas íntegras eles se concentraram no substrato de pedra (60% - 424 ind. - n = 714), e nas áreas desmatada e cultivadas se concentraram no folhicho de correnteza, (área desmatada - 81% e áreas cultivadas - 61%). Nas áreas íntegras observamos dois táxons dominantes: os gêneros *Americabaetis* (família Baetidae) e *Trycorythopsis* (família Leptohiphidae), que responderam por 61% das espécies coletadas (436 ind. n = 714) e foram os principais organismos a ocuparem o substrato de pedra (75% dos organismos - 318 ind. n. = 424). Os dois gêneros são típicos de áreas de correnteza e podem ter se concentrado na pedra devido à maior estabilidade e superfície de adesão que este substrato oferece. Além disso, as pedras recobertas pelo filme de algas e musgo são o habitat preferencial de organismos raspadores, atraindo então os organismos da família Baetidae. O folhicho de correnteza, por sua vez, foi principalmente ocupado pela família Leptohiphidae (50% - 228 ind. - n = 460), enquanto o folhicho de fundo foi preferencialmente ocupado pela família Leptophlebiidae que contribuiu com 43% do número de indivíduos (137 ind. - n = 322).

Na área desmatada a riqueza de espécies foi pouco alterada, mas a estrutura da fauna foi completamente diversa. Observou-se uma redução no número de organismos do gênero *Americabaetis* (Baetidae), e o táxon dominante passou a ser a família Leptophlebiidae, que contribuiu com 46% da abundância total de indivíduos (99 ind.- n = 215). Além disso, a maioria das espécies passou a ocupar o folhicho de correnteza, onde concentrou-se 81% da fauna (174 ind.- n = 215). Acreditamos que essa alteração representa uma resposta às modificações ambientais observadas na área. No local V2 houve

uma grande perda dos substratos de remanso e de pedra, devido à mudanças físicas do canal tais quais assoreamento, retirada de pedras, alteração do fundo, etc. A perda nesses substratos, provavelmente afetou a ocorrência de *Americabaetis* e *Leptohyphes* que tiveram seu número reduzido. Por outro lado a disponibilidade dos substratos de correnteza pode ter favorecido os organismos da família Leptophlebiidae, que se caracterizam pelo hábito alimentar do tipo coletor (alimentam-se de material orgânico particulado) e ocupam preferencialmente os substratos orgânicos (DA SILVA, 2002), ocasionando então um aumento desse grupo e sua concentração no folhicho.

Nas áreas cultivadas houve uma pequena redução na riqueza de espécies e aumento na dominância de um único táxon, o gênero *Americabaetis*, que contribuiu com 85% dos indivíduos coletados (608 ind.- n = 712). A família Leptophlebiidae foi a mais afetada pelo impacto dos cultivos não tendo sido encontrada nos dois pontos cultivados. A riqueza de espécies da família Baetidae foi pouco alterada, porém observou-se uma grande perda na abundância desses organismos. Os únicos táxons que se diferenciaram foram os gêneros *Camelobaetidius* que teve 98% dos seus organismos ocorrendo nas áreas de cultivo (106 ind. – n = 111); e o gênero *Americabaetis* que foi um dos poucos táxons a apresentar um aumento da abundância nas áreas cultivadas. A primeira alteração foi que este, ao invés de ocupar o substrato de pedra, como observado nas áreas íntegras, passou a ocorrer associado ao folhicho de correnteza (70% - 421 ind. n = 619). Acredita-se que essa mudança é uma resposta ao impacto do estabelecimento dos cultivos. Uma das principais alterações observadas na área foi o aumento da quantidade de partículas de sedimento na coluna d'água, e a ordem Ephemeroptera é bastante sensível a esta condição. Estas partículas acabavam por se acumular sobre o emaranhado de algas que colonizavam as pedras, restringindo então a ocorrência das espécies nesse substrato. O folhicho de correnteza, que era coletado próximo à superfície da água, estava menos sujeito a este acúmulo, e passou a representar o substrato mais adequado para o táxon.

Trichoptera

A ordem Trichoptera apresentou um padrão de distribuição similar ao de Ephemeroptera, com a maior parte da fauna das áreas integras associada ao substrato de pedra, e das áreas desmatadas e cultivadas associadas ao folhiço de correnteza. Nas áreas de maior integridade os táxons mais abundantes foram Helicopsychidae (26% - 408 ind. - n = 1562), *Grumichella* (21% - 330 ind.), *Phylloicos* (11% - 176 indiv.) e *Notalina* (6% - 98 ind). A família Helicopsychidae tem hábito raspador e ocorreu principalmente nos substratos de pedra, contribuindo diretamente para que este substrato apresentasse o maior número de indivíduos na área (43% - 674 indiv. - n = 1562). Os gêneros *Phylloicus* e *Notalina* têm hábitos fragmentadores e foram encontradas principalmente no folhiço de fundo, o qual foi o segundo substrato em número de indivíduos nas áreas (30% - 469 ind.). Já o gênero *Grumichella* tem hábitos coletores e ocorreu principalmente associado ao folhiço de correnteza, que representou o terceiro substrato mais ocupado das áreas com 25% das espécies (383 ind.).

Na área desmatada houve um aumento na ocorrência de espécies do folhiço de correnteza, o qual passou a concentrar 60% da fauna (418 indiv. n = 692), e redução na abundância de organismos. Em virtude da diminuição nos substratos de pedra, o táxon Helicopsychidae, sofreu uma grande redução passando a representar apenas 15% da fauna (103 ind. - n = 692). O táxon dominante passou a ser o gênero *Grumichella* (37% - 256 ind. - n = 692), o qual se beneficiou com a maior disponibilidade dos substratos de folhiço de correnteza. Outro táxon também beneficiado pelas condições ambientais na área foi o gênero *Marilia* que representou 17% da fauna (118 ind. - n = 692). Este táxon vive principalmente associado aos substratos arenosos e foi diretamente favorecido pelo avançado grau de assoreamento da área.

A área cultivada se caracterizou por uma redução geral da riqueza de espécies e dominância do gênero *Nectopsyche* (Leptoceridae). Nas áreas florestadas foram encontrados de nove a doze táxons por substrato (exceção do sedimento), na área desmatada doze táxons no folhiço de correnteza, enquanto na área cultivada o substrato mais rico (folhiço de correnteza) apresentou apenas cinco táxons. Essa redução na riqueza

de espécies foi contraposta pelo aumento na abundância do gênero *Nectopsyche*, que passou de uma frequência de espécies quase inexpressiva, nas áreas integras e desmatada, para a condição de táxon dominante nas áreas cultivadas, onde representou 94% dos indivíduos coletados (609 indiv. – n = 712). Devido ao hábito alimentar do tipo coletor, ele ocorreu principalmente associado ao folhiço de correnteza (69% - 421 indiv. – n = 609), mas também foi o táxon dominante nos outros substratos. Os gêneros *Nectopsyche* e *Americabaetis* (Ephemeroptera), representaram os únicos grupos que, ao contrário dos demais, aumentaram a sua abundância na área impactada pelos cultivos. É possível que eles estejam sendo favorecidos pela redução de competidores e predadores, ou pelo aumento na disponibilidade de alimento (algas e perifiton). Mas, provavelmente, eles também devem ser mais tolerantes aos impactos exclusivos do estabelecimento de cultivos, onde se destaca o aumento da concentração de compostos nitrogenados e fosfatados e a possível contaminação da água por pesticidas. Consultas a bibliografia não demonstraram estudos avaliando a tolerância específica destes dois táxon em áreas de agricultura, e avaliações mais profundas terão de ser realizados antes de uma conclusão final.

Coleoptera

O principal representante da ordem Coleoptera foi a família Elmidae. Em todas as áreas ela representou mais de 94% da abundância, contribuindo diretamente para o padrão geral de organização da ordem. Os elmídeos caracterizaram-se por apresentar um comportamento bastante distinto em relação ao gradiente de degradação ambiental. Enquanto nas áreas não cultivadas os elmídeos ocuparam principalmente o folhiço de correnteza e a pedra, nas áreas cultivadas eles passaram a se concentrar quase exclusivamente nos substratos de pedra. Na área íntegra a proporção de espécies associadas ao folhiço de correnteza foi de 47% (818 ind. - n = 1726), 57% na área desmatada (425 ind.- n = 748), e apenas 13% na área cultivada (24 ind.- n = 188). Já o substrato de pedra concentrou 38% dos indivíduos na área íntegra (651 ind.– n = 1726), 36% na área desmatada (268 ind. n = 748), e um total de 75% na área cultivada (148 ind. – n = 188). Observou-se também uma grande redução na riqueza e abundância de espécies em relação ao gradiente de ocupação agrícola da bacia. Nas áreas integras foram encontrados cerca de 15 táxons por substrato e uma média de 1800 indivíduos por local. Nas áreas desmatadas, a

maioria da fauna se concentrou no folhiço de correnteza que apresentou 16 táxons e 800 indivíduos. Já nas áreas cultivadas essas medidas foram reduzidas para cerca de seis táxons por substrato e 200 indivíduos no total.

A redução na abundância e riqueza de organismos de Coleoptera sugere, assim como em relação as demais ordens da comunidade, um comprometimento da qualidade da água que conforme foi observado afetou a comunidade como um todo. Outra alteração nas áreas de cultivo foi a concentração dos indivíduos da ordem Coleoptera no substratos de pedra, que também se acredita ser uma resposta às modificações ambientais da área, em particular aos efeitos da contaminação da água pelos compostos nitrogenados e fosfatados (provenientes das plantações). Ao longo das coletas foi possível observar que nessas áreas a entrada de nutrientes provocou um aumento no desenvolvimento de algas e hidrófitas que recobriam as pedras e acabou por favorecer a ocorrência de elmídeos nesse substrato. Os elmídeos são organismos de hábitos raspadores, e têm como principal alimento o filme de algas e perifíton, devendo ter se concentrado nas pedras dado o aumento da oferta de alimento. Esse processo também era esperado no local V2, porém a retirada dos substratos de pedra fez com que esses se deslocassem para o folhiço de correnteza.

Diptera

O principal representante da ordem Diptera foi a família Chironomidae. Na área íntegra ela respondeu por 78% dos indivíduos coletados (8.939 ind.- n = 11.540), na área desmatada por 89% (4.596 ind.- n = 5.145) e na área cultivada por 73% das espécies (4.792 ind.- n = 6575). Os quironomídeos destacaram-se por apresentar uma nítida preferência pelo folhiço de correnteza e independente do estado de integridade ambiental ocorreram principalmente associados a este substrato. O que variou entre as três áreas foi a proporção de organismos que ocorriam neste substrato. As áreas integras, por exemplo, foram as que apresentaram a menor concentração da fauna no folhiço de correnteza, com 45% dos indivíduos (5.188 ind.- n = 11.540) e a maior distribuição de espécies nos demais substratos. As áreas de cultivo (S3 e S4) demonstraram uma condição intermediária, com 64% dos organismos no folhiço de correnteza (4.208 ind.- n = 6.575), e a área desmatada apresentou a maior ocorrência de espécies no folhiço de correnteza, que concentrou 81% da

fauna (4.190 ind.- n = 5.145). Este último trecho caracterizou-se também por apresentar a menor abundância média de organismos, contribuindo com apenas 22% do total de indivíduos coletados (5.145 ind. – n = 23.260)

Os indivíduos da ordem Diptera são em sua maioria coletores detritívoros (MERRIT & CUMMINS, 1993), e se alimentam de matéria orgânica processada ou em estado de decomposição. Os trechos desmatados e cultivados apresentam como uma das principais alterações ambientais, a redução na ocorrência de áreas de remanso e o aumento da velocidade média do fluxo. Em consequência observou-se uma redução na formação de áreas de depósito, onde ocorre o acúmulo e processamento do material orgânico, diminuindo assim a disponibilidade e utilização de substratos de sedimento e folhiço de fundo. Em resposta houve uma redução da abundância de organismos, e concentração desses no folhiço de correnteza, o qual provavelmente, foi o substrato menos afetado da área. Nas áreas impactadas pelos cultivos, observou-se um pequeno aumento do número de espécies ocorrendo no substrato de pedra, refletindo o efeito do crescimento de algas e hidrófitas nas pedras e sedimento em razão do maior enriquecimento orgânico nessa área.

Hemiptera

A ordem Hemiptera apresentou uma grande variação quanto à distribuição de espécies entre os diferentes substratos e condições de integridade ambiental. Nas áreas integra e desmatada observou-se o mesmo táxon dominante, a família Pleidae, a qual representou cerca de 67% dos indivíduos coletados (área integra = 156 ind. - n = 236 e área desmatada = 38 ind.- n = 56), mas ocupou substratos distintos nos dois trechos. Na área integra Pleidae ocorreu principalmente associado ao folhiço de fundo, onde representou 92% dos indivíduos (81 ind.- n = 87); e ao substrato de pedra, onde representou 57% dos indivíduos (45 ind.- n = 80). Já na área desmatada passou a se concentrar quase exclusivamente no folhiço de correnteza, contribuindo com 87% dos indivíduos (33 ind.- n = 38). Esta mudança foi observada em relação aos demais táxons e reflete claramente as alterações ambientais observadas na área, que ocasionaram a redução na disponibilidade e utilização dos substratos de pedra e folhiço de fundo pela fauna.

Na área cultivada a estrutura de fauna foi completamente diversa. Os principais táxons foram os gêneros *Rhagovelia* (8 ind - n = 17) e *Limnocoris* (7 ind - n = 17), que responderam por respectivamente 47% e 46% da fauna. A família Pleidae praticamente não foi encontrada nas áreas de cultivo, determinando uma redução drástica no número de espécies ocorrendo nestas áreas. Porém uma análise do padrão de distribuição da família Pleidae revelou que este grupo teve sua ocorrência praticamente restrita à bacia do rio Varginha, que concentrou 92% do total das organismos coletados (468 indiv. – n = 508). Mesmo nas áreas preservadas da bacia do rio São Lourenço poucos indivíduos foram encontrados, indicando que sua drástica redução nas áreas de cultivo pode ou não estar refletindo o impacto da atividade agrícola.

Essa diferenciação na ocorrência de espécies da família Pleidae no dois rios pode estar associada à diversos efeitos tais quais variação na oferta adequada de alimento, (MERRIT & CUMMINS, 1993), à diferenças na qualidade química da água, e ou comunicação com outras áreas que sejam fonte de colonização.

Odonata

A ordem Odonata caracterizou-se por uma grande heterogeneidade na distribuição das espécies entre os diferentes substratos e condições de integridade ambiental. Cada trecho apresentou uma estrutura de fauna diversa que foi acompanhada de variações na distribuição das espécies nos substratos. Na área integra a fauna destacou-se por ocorrer com uma frequência relativamente alta em todos os substratos, 50% dos indivíduos (13 ind.- n = 26) ocorreram nos substratos de correnteza (pedra e folhiço de correnteza) e 50% nos substratos de remanso (sedimento e folhiço de fundo). O táxon mais abundante foi o gênero *Hetaerina* (família Calopterigidae), que representou 31% dos indivíduos coletados (8 ind. n = 26) e ocorreu principalmente associado aos substratos de correnteza, (7 ind. n = 15). Em seguida foram observados os gêneros *Limnetron* (Aeshinidae) e *Argia* (Coenagrionidae) que representaram cada um 23% dos táxons (6 ind. n = 26). *Limnetron* ocorreu principalmente associado ao folhiço de fundo (5 ind. n = 9) e *Argia* ocorreu principalmente associada ao substrato de sedimento onde contribuiu com 75% dos indivíduos (3 ind.- n = 4).

Na área desmatada o táxon dominante também foi *Hetaerina*, que representou 50% dos táxons (10 indiv. n =20) e ocorreu principalmente associado ao substrato de correnteza. Não houve uma variação notável em relação a riqueza e abundância de espécies, e a principal modificação foi a concentração da fauna no folhço de correnteza que abrigou 60% dos organismos coletados (12 ind.- n = 20). Este resultado reflete mais uma vez as alterações ambientais ocorridas neste trecho, que levaram a concentração da riqueza e abundância de espécies no folhço de correnteza e uma maior participação dos táxons associados a este substrato como o gênero *Hetaerina*.

Já na área impactada pelos cultivos foi constatada uma redução notável na riqueza e abundância da fauna. Foram coletados quatro organismos ao todo: dois indivíduos de *Hetaerina*, um de *Progomphos* (Gomphidae) e um de *Brechmoroga* (Libellulidae). Já havíamos observado anteriormente que a ordem Odonata representou um dos grupos mais afetados pelo impacto dos cultivos. Esses resultados demonstram, entretanto, o fato de que apenas os impactos de natureza física como o desmatamento, o assoreamento e a alteração de microhabitats (observados no local V2) não foram capazes de ocasionar a uma igual redução na riqueza de espécies como observado nas localidades S3 e S4, confirmando as suspeitas de impacto de pesticidas agindo nestes locais.

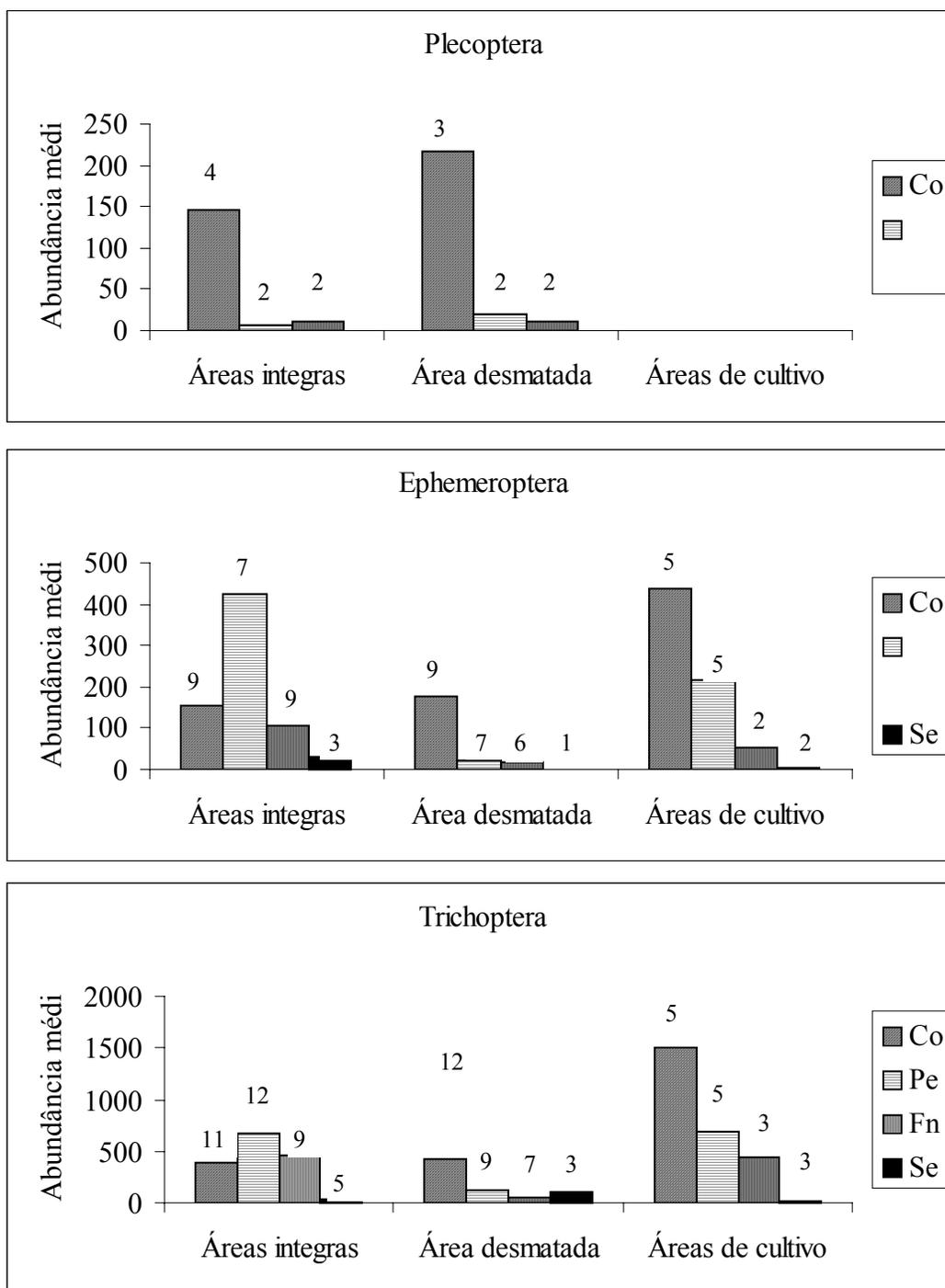


Figura 10 - Abundância e riqueza médias das ordens: Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental. As colunas se referem aos valores de abundância, e os números se referem aos valores de riqueza. As áreas integras referem-se aos pontos S1, S2 e V1. A área desmatada representa o ponto V2 e as áreas cultivadas representam os pontos S3 e S4. Os substratos são indicados por Co = folhijo de correnteza, Pe = pedra, Fn = folhijo de fundo e Se = sedimento

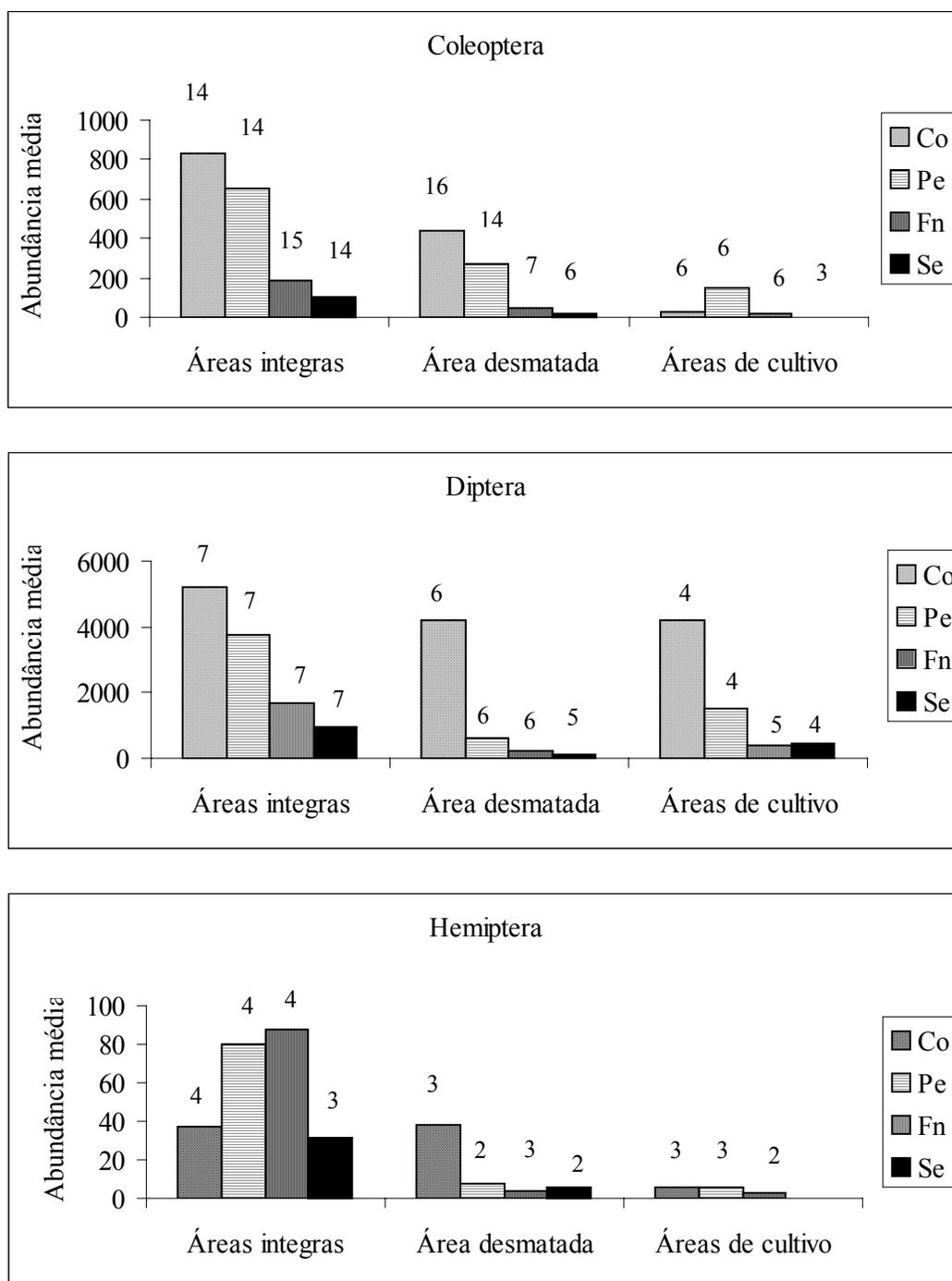


Figura 11 - Abundância e riqueza médias das ordens: Coleoptera, Diptera e Hemiptera nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental. As colunas se referem aos valores de abundância, e os números se referem aos valores de riqueza. As áreas integras referem-se aos pontos S1, S2 e V1. A área desmatada representa o ponto V2 e as áreas cultivadas representam os pontos S3 e S4. Os substratos são indicados por Co = folhice de correnteza, Pe = pedra, Fn = folhice de fundo e Se = sedimento.

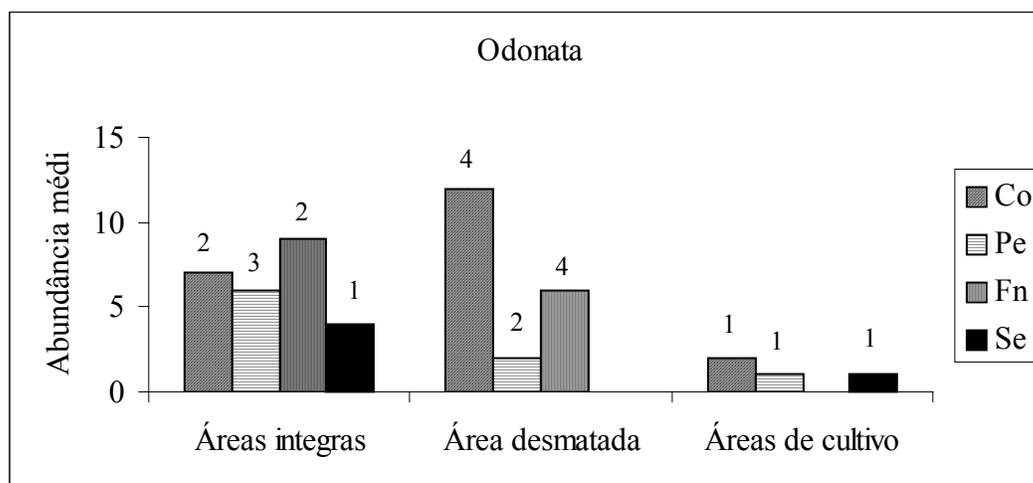


Figura 12 - Abundância e riqueza médias da ordem Odonata nos quatro substratos coletados e sua variação em relação às diferentes condições de integridade ambiental. As colunas se referem aos valores de abundância, e os números se referem aos valores de riqueza. As áreas integras referem-se aos pontos S1, S2 e V1. A área desmatada representa o ponto V2 e as áreas cultivadas representam os pontos S3 e S4. Os substratos são indicados por Co = folhiço de correnteza, Pe = pedra, Fn = folhiço de fundo e Se = sedimento

3.2. - Análise de Agrupamento por substrato

Uma Análise de Agrupamento foi realizada com os dados de abundância de organismos por substrato (figura 12). O resultado desta análise se mostrou muito importante para a compreensão do padrão de organização da fauna, uma vez que permitiu hierarquizar a influência dos diversos fatores tratados neste capítulo como grau de integridade ambiental, qualidade dos microhabitats e variação temporal, sobre a distribuição da comunidade de macroinvertebrados nas duas bacias avaliadas. A tabela 14 apresenta os dados de riqueza da fauna por substrato e auxilia na interpretação do resultado observado.

Tabela 14 - Riqueza total de táxons por substrato e localidades amostrais. Os pontos S1 e V1 referem-se às áreas florestadas. Os pontos S2 e V2 representam as áreas desmatadas e os pontos S3 e S4 representam as áreas cultivadas. Dados relativos aos dois meses de coleta (agosto / 2000 e fevereiro de 2001)

Substrato	Rio São Lourenço				Rio Varginha	
	S1	S2	S3	S4	V1	V2
Sedimento	36	36	15	8	30	18
Folhíço de correnteza	51	52	22	19	64	56
Folhíço de fundo	47	60	27	18	50	35
Pedra	56	54	18	33	53	43
Total	75	80	36	37	79	70

A partir da Análise do Agrupamento constatou-se que o primeiro grupo (grupo 1) a se destacar foi formado pelas amostras de sedimento dos pontos cultivados (S3 e S4); e das localidades coletadas no rio Varginha (V1 e V2). Devido a condições ambientais limitantes tais quais menor presença de matéria orgânica, menor heterogeneidade de microhabitat maior instabilidade, os substratos arenosos abrigam, em geral, um grupo de espécies característico e menor diversidade de táxons, o que tende a orientar a separação desses substratos, como observado na análise. Por outro lado, as amostras de sedimento dos pontos S1 e S2 não participaram desse agrupamento, ocorrendo separadas. Isso pode ter ocorrido, pois ambas apresentavam uma riqueza de espécies mais alta que as quatro localidades (tabela 14) e um maior número de táxons similares ocorrendo nas duas áreas (de 50 táxons encontrados 22 ocorriam nas duas localidades).

O segundo fator a influenciar a análise foi a localização dos pontos em relação às áreas de cultivo. Houve uma nítida separação dos locais impactados pelos cultivos (locais S3 e S4 – grupo 2), daqueles localizados nas áreas não-cultivadas (locais S1, S2, V1 e V2). As amostras coletadas nos pontos S3 e S4, agruparam-se entre si independente do local de coleta e do tipo de substrato, indicando que esse impacto afetou de maneira característica e homogênea macrofauna bentônica presente nessas áreas, e foi mais importante que o fator substrato sobre o padrão de ocorrência e organização das espécies. Este resultado é importante, pois demonstra que a influência da atividade humana e, sobretudo, a forma

como vem sendo desenvolvida a atividade agrícola em São Lourenço está levando a alterações significativas na comunidade de macroinvertebrados da região.

O terceiro fator a influenciar a análise foi a variação nas condições dos microhabitats, que separou as amostras de acordo com o tipo de substrato. O primeiro grupo a ser isolado (grupo 3) foi o das amostras de sedimento dos locais S1 e S2, que dada as suas limitações ambientais, são substratos que abrigam um número menor de táxons, tendendo a se destacar da análise (tabela 14). A segunda separação dividiu as amostras de acordo com a velocidade de correnteza e determinou a formação de dois agrupamentos: um grupo (grupo 4) foi constituído pelas substratos associados à condição de remanso (folhiço de fundo); e o outro grupo (grupo 5) foi formado pelas amostras de substratos sujeitas à influência da correnteza (folhiço de correnteza e pedra).

O quarto fator a influenciar a análise foi relativo às bacias hidrográficas e determinou o agrupamento dos substratos de acordo com os rios em que haviam sido coletados. Dessa forma as amostras de folhiço de fundo coletadas no ponto V1 agruparam-se entre si formando o grupo 4a, e os folhiços de fundo coletados nos pontos S1 e S2 formaram o grupo 4b. O mesmo ocorreu com os substratos de correnteza coletados nos pontos V1 e V2, que formaram o grupo 6, e as amostras de pedra e correnteza dos pontos S1 e S2 que formaram o grupo 7. Esse efeito também foi observado no primeiro agrupamento formado (grupo1), onde as amostras de sedimento coletadas na bacia do rio Varginha (pontos V1 e V2) formaram o sub-grupo 1a, e aquelas coletadas no rio São Lourenço (S3 e S4) formaram o sub-grupo 1b .

O quinto fator a influenciar a análise foi o tipo de substrato das áreas de correnteza. Os substratos orgânicos (folhiço) foram separados dos substratos inorgânicos (pedra) em cada uma das duas bacias. Na bacia do rio São Lourenço as pedras corresponderam ao grupo 7a, enquanto os folhiços de correnteza corresponderam aos grupos 7b, O mesmo ocorrendo na bacia do rio Varginha.

Observou-se também uma certa influência temporal, principalmente nos locais S3 e S4, onde houve uma distinção entre as amostras coletadas no mês de fevereiro (grupo 2 a – exceção da pedra coletada local S3), e as amostras coletadas em agosto (grupo 2b), em detrimento da formação de agrupamentos por localidade. Já em relação aos locais S1 e S2 o fator tempo atuou em escalas menores, determinando a organização do núcleo dos pequenos agrupamentos. Um exemplo são as amostras de sedimento e folhiço de fundo de S1 e S2, (grupos 3 e 5b) que se agruparam de acordo com a época de coleta, e não em função do local amostrado. Observou-se por último que houveram mais agrupamentos entre amostras coletadas em fevereiro, do que amostras coletadas em agosto, indicando uma maior homogeneidade dos dados nesta segunda coleta.

Por fim os únicos substratos que fugiram ao padrão de agrupamento observado foram as amostras de folhiço de fundo do ponto V2. Esse resultado não é, entretanto, surpreendente considerando as alterações físicas observadas nesse trecho. Os substratos de folhiço de fundo foram os mais afetados por essas alterações, sofrendo então um processo de descaracterização, o que provavelmente levou a colonização desses por agrupamentos de espécies de outros substratos. Dessa forma observamos que a amostra de folhiço de fundo coletada no mês de agosto se agrupou com os substratos de sedimento do grupo 1 (locais V1, V2, S3 e S4), enquanto a amostra coletada no mês de fevereiro se agrupou com os substratos de correnteza do mesmo trecho.

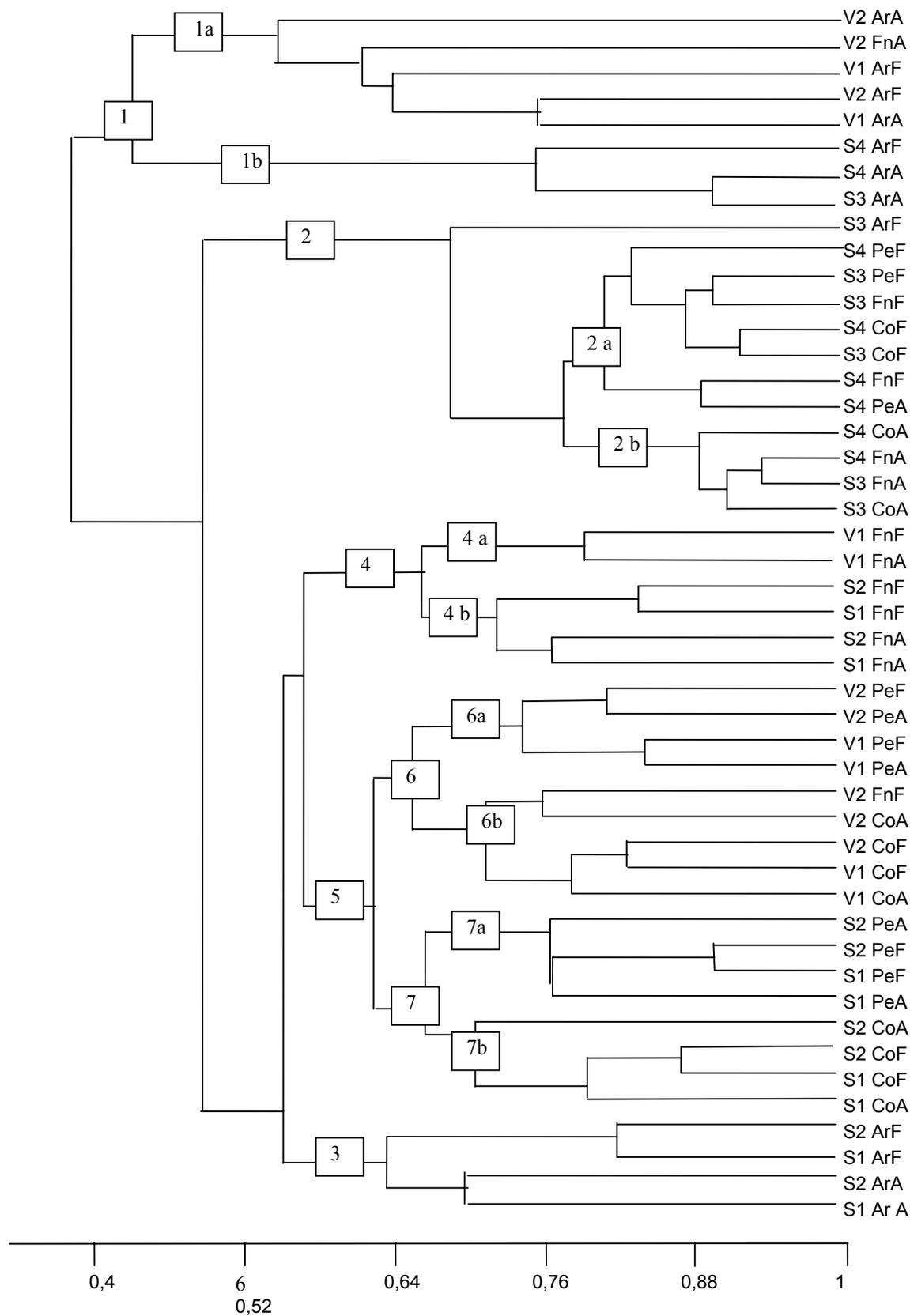


Figura 13 - Análise de Agrupamento pelo método UPGMA e índice de similaridade de Morisita, realizada a partir dos dados de abundância da fauna por substrato e mês de coleta. A primeira indicação na legenda refere-se ao local de coleta. A segunda indicação refere-se ao substrato (Ar = Areia, Co = Folhoso de Correnteza, Fn = Folhoso de Fundo e Pe = Pedra). A terceira indicação refere-se ao mês de coleta (A = Agosto e F = Fevereiro).

2.6 - DISCUSSÃO

A distribuição, a diversidade e a abundância de macroinvertebrados variam em diferentes escalas de estudo. O tipo, a variabilidade e a qualidade dos substratos são os principais fatores que determinam a organização das comunidades bentônicas na escala local (BAPTISTA, 1998). Essas características são determinadas por fatores que variam de forma natural ao longo da bacia, tais quais a distância da cabeceira, a ordem de grandeza do rio, a geologia e a geomorfologia da bacia; e fatores de antrópicos como o estado de preservação da vegetação marginal, as alterações físicas dos canais e a poluição das águas.

Nosso estudo buscou avaliar a resposta da comunidade macrobentônica aos impactos do estabelecimento de cultivos numa região produtora de legumes e hortaliças, caracterizada pela produção intensiva e utilização abusiva de agrotóxicos. A abordagem do estudo baseou-se na percepção de que: (1) os impactos produzidos nas áreas de cultivos atuam de maneira conjunta sobre a comunidade, e dessa forma dificultam o estabelecimento de uma relação de causalidade, (2) a comunidade macrobentônica responde a esses impactos tanto na escala local, determinada pela variação nas condições de microhabitats, quanto na escala mais ampla da bacia, determinada pela integridade das localidades estudadas.

Nossa estratégia amostral foi desenvolvida de forma a comparar os dois principais impactos agindo na região, ou seja, o desmatamento das margens e o assoreamento dos rios (impactos de natureza ambiental), com o impacto do uso de agrotóxicos e fertilizantes (impactos de natureza química).

Os trechos de rios amostrados foram separados de acordo com as diferentes formas de uso da terra. Os locais mais preservados, com maior integridade e melhor qualidade da água (Pontos S1, S2 e V1), serviram como áreas de referência para os impactos de desmatamento e o assoreamento dos rios. Um local classificado como de integridade Regular (ponto V2), que apresentava condições avançadas de desmatamento e assoreamento, serviu como área controle ao impacto dos pesticidas. E as áreas impactadas pelos cultivos (Pontos S3 e S4) foram utilizadas para análise do impacto de agrotóxicos e

fertilizantes. Os locais cultivados apresentaram os menores valores de integridade ambiental e qualidade da água, porém surpreendentemente não apresentaram valores positivos de contaminação por pesticidas, contrariando as nossas expectativas.

As análises biológicas dividiram as seis localidades em dois grupos. As áreas de maior integridade e qualidade da água caracterizaram-se por altos valores de riqueza e abundância de espécies e formaram um agrupamento (fig. 9 - grupo 2). Já as áreas de cultivo e a área controle ao impacto dos cultivos caracterizaram-se por baixos valores de abundância e formaram outro agrupamento (fig. 9 - grupo 1). Essas três áreas distinguiram-se quanto aos valores de riqueza de táxons, com as áreas de cultivo apresentando a metade do número de táxons presentes na área controle.

Considerando os fatores que poderiam ocasionar essa diferenciação na riqueza de espécies, foi feita uma comparação dos resultados biológicos com os das medidas ambientais e de qualidade água nas três localidades. Como esperado nas áreas de cultivo foram registradas maiores concentrações de nitratos, fosfatos e coliformes totais presentes. Por outro lado não houve alteração na concentração de oxigênio dissolvido, que é outra importante medida da eutrofização dos ecossistemas de água doce. Sabe-se que o processo de anoxia, decorrente da contaminação por efluentes orgânicos, é em geral um dos principais responsáveis pela diminuição da biodiversidade aquática. Considerando que em nosso estudo a medida de oxigênio dissolvido foi pouco alterada, não acreditamos que a contaminação por fertilizantes tenha sido o fator determinante na redução da riqueza de táxons nas áreas de cultivo.

Para analisar se esse resultado seria um reflexo de alterações na disponibilidade/utilização dos substratos devido aos impactos do desmatamento e assoreamento observados nas áreas de cultivo, uma análise da distribuição de espécies por substrato foi realizada. Nossos resultados revelaram que tanto na área desmatada (V2), quanto nas áreas de cultivo (S3 e S4) houve uma concentração da abundância de espécies no folhice de correnteza, quase não sendo encontrados organismos nos demais substratos. Esse efeito foi observado em relação às duas condições de integridade e em relação à maioria das ordens estudadas, demonstrando haver uma unicidade nas respostas da fauna

aos impactos do desmatamento e assoreamento que afetavam essas duas localidades. Por outro lado observou-se uma diferença notável na riqueza de espécies entre as duas áreas, com os substratos coletados nas áreas de cultivo apresentando em média a metade do número de táxons coletados nas áreas desmatadas.

Nossa hipótese é de que esse resultado reflete por um lado, as alterações de natureza ambiental observadas nas duas áreas, e, por outro a contaminação da água nas áreas de cultivo. Lembramos que as duas áreas caracterizavam-se pelo assoreamento intenso do leito do rio e pela retirada/soterramento de pedras. Esses dois impactos conjuntos podem ter ocasionado uma homogeneização do leito e conseqüentemente aumento da velocidade da água, provocando uma diminuição de áreas de remanso e depósitos de matéria orgânica. Isso pode ter levado a uma descaracterização e redução na disponibilidade dos substratos de pedra e folhiço de fundo, que deixaram de ser ocupados pelas espécies da comunidade. O transporte de material orgânico proveniente das áreas preservadas à montante garantiu, no entanto, a disponibilidade dos folhiços de correnteza para a fauna e esses passaram então a abrigar quase toda as espécies da comunidade.

Em ambas as áreas essas mudanças foram acompanhadas por alterações na estrutura da comunidade. Na área de pasto (V2) houve um aumento da proporção de espécies típicas dos substratos de folhiço (ex Plecoptera, Leptophlebiidae, *Grumichella*), e redução da maioria das espécies associadas aos substratos de pedra e folhiço de fundo. Essas espécies não deixaram, entretanto, de ocorrer, passando a ocupar o folhiço de correnteza ao invés de seus substratos originais. Já nas áreas de cultivo, observamos um resultado distinto, com a redução no número de espécies presentes. A dominância da fauna foi maior, com a redução na riqueza de espécies e aumento na abundância de poucos grupos tolerantes (ex. *Nectopsyche*, *Americabaetis*, *Camelobaetidius*), indicando que um menor número de táxons foi capaz de resistir aos impactos.

Observou-se, portanto, que o estabelecimento dos cultivos produziu outros impactos além daqueles de natureza ambiental como observado nas áreas desmatadas. Considerando nosso desenho experimental e a forma como é desenvolvida a atividade agrícola na

localidade São Lourenço, é possível supor que a contaminação da águas por resíduos de pesticidas é o principal fator associado ao resultado da fauna.

Diante deste fato acreditamos que os resultados negativos de contaminação, encontrados pelas análises laboratoriais de pesticidas anticolinesterásicos, podem não estar refletindo as condições reais da presença destes compostos nas áreas impactadas. O comportamento da fauna nos locais S3 e S4, se contrapõe à constatação da ausência de pesticidas na água, à medida que demonstra um maior grau de comprometimento ambiental e da qualidade química da água, do que o observado nas áreas não impactadas pelos plantios. Esse fato confirma também a dificuldade de se detectar a contaminação por pesticidas em ecossistemas naturais utilizando-se apenas as medidas tradicionais de avaliação da contaminação da água.

Os resultados da Análise de Agrupamento por substrato também suportam nossa hipótese de que a fauna nas localidades S3 e S4 está sendo afetada pelo impacto de pesticidas. Observou-se que as amostras coletadas nos locais S3 e S4 foram separadas das demais e agrupadas entre si não importando o tipo de substrato e nem o ponto de coleta. Já nas áreas não cultivadas observou-se justamente o contrário com a estrutura da fauna sendo primeiramente influenciada pelo tipo de substrato, e em segundo lugar pela localização dos pontos em relação às duas bacias.

Dados de literatura indicam que concentrações a partir de 1 $\mu\text{g/l}$ de pesticidas anticolinesterásicos já afetariam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (VAN URK *et al*, 1993). No caso do organofosforado paration, por exemplo, a LC_{50} média (48 h) para a família Chironomidae (Diptera) foi calculada entre 0,48 e 5,5 $\mu\text{g/l}$. No caso do carbaryl, um inseticida carbâmico, a LC_{50} média para Chironomidae foi de 1,6 $\mu\text{g/l}$. Em ambos os casos são valores bem abaixo dos níveis de contaminação que haviam sido registrados por ALVES (2000) nos dois pontos coletados.

Para os pesticidas da classe dos piretróides como o fenvelerato, WOIN (1996) demonstrou que em concentrações a partir de 2 $\mu\text{g/l}$, já haveria uma redução inicial da fauna de macroinvertebrados aquáticos, e que em uma concentração de 20 $\mu\text{g/l}$ a maior

parte das espécies de Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata era eliminada dos ambientes avaliados. Outro estudo realizado por BRENENAN & PONTASCH (1994), avaliou a exposição de comunidades de insetos a concentrações de 1 a 10 µg/l de fenvelerato durante 30 dias e verificou que houve um aumento na deriva passiva de espécies, a partir da concentração de 1 µg/l, levando a uma perda significativa da riqueza e da densidade de espécies. Os grupos mais afetados incluíam Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata e até mesmo alguns grupos mais tolerantes da família Chironomidae.

Num experimento de campo, WALLACE *et al.* (1989) avaliou os efeitos da aplicação do inseticida metoxiclor³ sobre a comunidade bentônica de um pequeno rio. Após 4 horas de aplicação de 10 mg/l do pesticida, os autores observaram uma redução maciça da abundância e riqueza de espécies. Cerca de 950.000 organismos (=70 g de biomassa) presentes numa área de 144 m² sofreram um processo de deriva passiva catastrófica, que resultou numa redução das espécies da fauna e transformou uma comunidade rica e diversa, característica de áreas de alta integridade, numa comunidade pobre dominada por alguns poucos táxons mais tolerantes como Oligochaeta, Copepoda, Chironomidae e Collembola.

A análise destes resultados é fundamental para o presente estudo, pois indica que a comunidade macrobentônica pode estar sendo afetada pela contaminação ambiental nas duas áreas sujeitas ao impacto de pesticidas. A grande perda na riqueza e abundância de espécies observada na região é similar aos resultados encontrados nestes estudos, onde o processo de contaminação ocorreu de forma controlada sustentando, portanto, uma relação de causa-efeito entre a contaminação e o decréscimo das espécies da fauna. Além disso, eles confirmam a alta sensibilidade da comunidade macrobentônica ao impacto de pesticidas e seu possível uso como ferramenta complementar na avaliação da contaminação por pesticidas, sobretudo quando consideramos a dificuldade do seu monitoramento apenas pelos métodos de avaliação química laboratorial.

No geral, foi possível identificar os principais grupos da fauna afetados pelos impactos do estabelecimento dos cultivos como as ordens Plecoptera, Trichoptera e

³ Um inseticida da classe dos organoclorados classificado como de baixa toxicidade – classe IV.

Odonata, além da família Leptophlebiidae (Ephemeroptera) e da maioria dos táxons de Coleoptera. Outros grupos por sua vez se revelaram tolerantes à contaminação da água como *Nectopsyche* da família Leptoceridae (Trichoptera) e os dois gêneros da família Baetidae (Ephemeroptera): *Americabaetis* e *Camelobaetidius*. Esses resultados demonstram uma sensibilidade diferencial dos táxons à contaminação das águas e a ocorrência de limites de tolerância distintos. Entretanto, devido aos limites temporais e espaciais do estudo devem ser interpretadas como contribuições para análise do impacto de sistemas agrícolas sobre a ocorrência das espécies da macrofauna bentônica.

Outros estudos já foram realizados no Estado do Rio de Janeiro com o objetivo de avaliar as respostas da fauna em relação ao impacto de despejos orgânicos e urbanização (BUSS, 2001; SILVEIRA; 2001). Entretanto, este trabalho é o primeiro que tem como objetivo a análise do impacto de pesticidas, e deve ser considerado, sobretudo, em seus aspectos descritivos, como um esforço de tentar compreender as respostas da fauna aos impactos de sistemas.

2.7 - CONCLUSÃO

Em síntese, constatou-se que foi possível distinguir a resposta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação aos dois principais impactos associados com o estabelecimento de cultivos agrícolas. A análise da riqueza e abundância de espécies por localidade revelou que o estabelecimento de cultivos ocasionou uma grande perda na riqueza de espécies, que não foi observada na área impactada apenas pelo desmatamento e assoreamento.

O principal efeito do desmatamento e assoreamento sobre a comunidade de macroinvertebrados foi à diminuição na abundância de espécies. Esse efeito ocorreu em resposta a redução na qualidade e variabilidade dos microhabitats aquáticos, que limitaram então a ocorrência de um maior número de organismos. Nas áreas de cultivo, o efeito das alterações ambientais associado ao comprometimento da qualidade da água, ocasionaram além da redução na abundância de espécies, a uma perda na riqueza de táxons. Os grupos mais afetados foram Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Coleoptera, enquanto outros táxons pareceram ser favorecidos pelo impacto dos cultivos como *Nectopsyche*, *Americabetis* e *Camelobaetideus*.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos representou uma medida sensível na avaliação do impacto de sistemas agrícolas sobre a qualidade das águas. O contraste entre os resultados negativos das análises laboratoriais de pesticidas, e a resposta da fauna nas áreas sujeitas a contaminação por pesticidas é um resultado interessante, pois confirma as dificuldades de se realizar um monitoramento eficiente da contaminação utilizando apenas metodologias laboratoriais, ao mesmo tempo em que constata a importância da realização de análises biológicas como medida complementar para avaliação da poluição. Esse resultado nos dá suporte para sugerir a inclusão de medidas biológicas entre as medidas tradicionais de avaliação da qualidade da água, em especial nas áreas agrícolas, e ampliação de estudos para a elaboração de índices bióticos específicos para o impacto de cultivos.

CAPÍTULO 3 – APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE BIOMONITORAMENTO NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM ÁREAS SUJEITAS À CONTAMINAÇÃO POR PESTICIDAS

3.1 – INTRODUÇÃO

A utilização de metodologias biológicas na avaliação da qualidade da água é uma iniciativa que vem ganhando força, tanto no meio acadêmico quanto entre as agências ambientais. Nos Estados Unidos diversos estados conseguiram implementar programas de monitoramento biológico, baseados nas metodologias de RAP (“Rapid Bioassessment Protocols”) que permitem acessar as condições de integridade ambiental dos principais rios do país, através de levantamentos periódicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (ex. Califórnia, Ohio, Florida, Kentucky). Na Inglaterra, análises sistemáticas das comunidades de macroinvertebrados em diversos rios do país, permitiram o desenvolvimento de um eficiente índice biótico, conhecido por BMWP (“Biological Monitoring Working Party”, 1979) o qual é amplamente utilizado naquele país para avaliar a condição geral de integridade de rios, canais e corpos d’água, e acompanhar as políticas de controle da poluição (METCALF, 1989).

Além desses, Bélgica, Holanda, Itália e Portugal também vêm realizando esforços conjuntos para o estabelecimento de programas avaliação dos ecossistemas aquáticos, baseados em análises da comunidade de macroinvertebrados. O objetivo é testar ao máximo as potencialidades de uso das medidas biológicas, orientar os gestores de recursos hídricos quanto ao planejamento do uso de corpos d’água, avaliar a eficiência de medidas de redução da poluição e, por fim, ter uma visão geral dos sistemas lóticos na Europa (METCALF, 1989).

No entanto, a aplicação de técnicas de biomonitoramento exige cautela e estudos prévios antes de sua aplicação, sobretudo quando as metodologias foram desenvolvidas em regiões diferentes daquela que se pretende avaliar. A composição de espécies da fauna aquática pode variar de uma região para outra. Muitas espécies apresentam variações nas características fisiológicas e bio-ecológicas, as quais são as principais responsáveis pela

tolerância e distribuição das espécies e podem ser fruto de uma adaptação às condições das áreas em que foi desenvolvida a metodologia. Além disso, fatores tais quais: altitude, distância da fonte, características geológicas e geomorfológicas, perenidade dos rios e variação sazonal, também podem alterar a capacidade de uma medida biológica diferenciar áreas íntegras de áreas poluídas (GRAÇA & COIMBRA, 1998).

As principais preocupações no desenvolvimento e utilização de técnicas de biomonitoramento são: (1) a adaptação das medidas para as características ambientais e faunísticas das regiões estudadas, (2) a escolha dos parâmetros adequados para detectar o tipo de perturbação agindo no ambiente que se quer avaliar.

Atualmente existe uma ampla variedade de medidas bioindicadoras empregadas nos estudos de biomonitoramento. Segundo BARBOUR *et al.* (1999), podemos dividir estas medidas em quatro categorias principais: medidas de riqueza (composição de espécies), estrutura da comunidade, tolerância das espécies (índices bióticos) e medidas tróficas. Para identificar quais medidas são as mais adequadas na análise de um determinado tipo de distúrbio, é necessário avaliar sua acurácia, ou seja, a capacidade de refletir as condições ambientais reais.

No presente estudo, algumas medidas comumente utilizadas em programas de monitoramento de macroinvertebrados bentônicos foram selecionadas e testadas, quanto a sua sensibilidade em distinguir áreas impactadas pelo estabelecimento de cultivos (sujeitas à contaminação por pesticidas), de outras condições ambientais. Se no capítulo anterior as variações na organização e distribuição da comunidade macrobentônica, foram analisadas em relação ao desmatamento e a uma possível contaminação da água por pesticidas, nesse capítulo buscaremos analisar estas informações através da aplicação de medidas biológicas, a fim de incorporar às análises dos resultados da fauna, abordagens mais aplicadas, que poderiam então ser utilizadas num programa de biomonitoramento para a região.

3.1.2 - Justificativa

“Medidas biológicas são definidas como termos numéricos obtidos através de cálculo ou contagem, que têm a capacidade de representar de forma simples, elementos descritores da comunidade tais quais estrutura e função, que são características mensuráveis e que variam de forma previsível ao longo de um gradiente de impacto antropogênico” (BARBOUR *et al.*, 1995 *apud* THORNE & WILLIAMS, 1997).

A principal vantagem do uso de medidas biológicas, em especial de índices bióticos, é fornecer uma expressão numérica simples de uma resposta biológica complexa, que pode então ser mais facilmente utilizada por leigos e especialistas nos planos de monitoramento e gestão de recursos hídricos. Com o uso de indicadores biológicos, os dados biológicos passam a ter um caráter quantitativo e, dessa forma, podem ser rapidamente comparados com os resultados encontrados em outras regiões, o que facilita o desenvolvimento de técnicas padronizadas e a maior cooperação entre grupos de pesquisa.

3.1.3 - Abordagem

Segundo WATZIN & MACINTOSH (1999), é necessário incentivar a análise e o desenvolvimento de indicadores, mais adequados para a avaliação de áreas impactadas por sistemas agrícolas. Estas iniciativas vem encontrando dificuldades em lidar com os vários fatores inerentes às práticas agrícolas, como a mistura complexa de poluentes, e a variação espacial e temporal da contaminação. Estes indicadores poderiam ser desenvolvidos a partir de abordagens padrão comumente utilizadas, com as medidas menos adequadas sendo descartadas ou então, o que seria mais oportuno, o desenvolvimento de novas combinações de medidas, incorporando tanto medidas estruturais quanto funcionais da comunidade.

Em nosso estudo as medidas foram escolhidas baseando-se na bibliografia disponível, tendo em vista o objetivo de selecionar medidas mais comumente utilizadas e que pudessem representar pelo menos uma das categorias utilizadas para descrever a comunidade (medidas de composição, estrutura da comunidade, tolerância das espécies e medidas tróficas). A abordagem do estudo foi a mesma que orienta a aplicação dos protocolos de avaliação rápida, e se baseia na comparação entre as respostas obtidas na

fauna, e os resultados esperados com relação a uma determinada condição ambiental (BARBOUR *et al.* 1999).

Medidas de composição da comunidade

A composição da comunidade é medida através do número de espécies (riqueza) dos diferentes grupos presentes numa comunidade. São medidas simples e diretas e, por isso, amplamente utilizadas em estudos de biomonitoramento. As medidas de riqueza de táxons podem ser calculadas com base na identificação de espécies (menor nível taxonômico) ou então com base na identificação de grupos taxonômicos mais elevados como gênero, família ou ordem. Uma alta riqueza de espécies está correlacionada com boas condições de integridade, uma vez que sugere uma disponibilidade adequada de habitats, fontes de alimento e nichos a serem ocupados, dando suporte a propagação e sobrevivência da biota aquática (BARBOUR *et al.*, 1999). Neste estudo foram calculadas as seguintes medidas de composição da comunidade: riqueza total de espécies e riqueza de grupos considerados sensíveis - Ephemeroptera, Plecoptera, e Trichoptera. O resultado esperado com o aumento da perturbação ambiental era uma redução geral na riqueza de espécies e em especial das três ordens sensíveis.

Estrutura da Comunidade

As medidas de estrutura da comunidade são baseadas no cálculo dos valores de contribuição relativa dos principais táxons presentes na comunidade macrobentônica. Medidas de abundância relativa são mais úteis na compreensão dos processos em nível de comunidade porque implicam em informações sobre a interação entre os organismos, (BARBOUR *et al.*, 1999). Parte-se do princípio de que as comunidades de áreas íntegras apresentariam poucas espécies dominantes e seriam representadas por vários táxons proporcionais apresentando maior equitabilidade. Entre as medidas estruturais mais comumente utilizadas encontramos o índice de Diversidade de Shannon-Weaver e a Equitabilidade de Pielou. A primeira representa o grau de “incerteza” na predição de que um certo indivíduo, escolhido ao acaso, vai representar uma espécie determinada na amostra. Este índice considera tanto a riqueza quanto a abundância de espécies na sua avaliação e tende a ser maior em áreas pouco perturbadas. Já a Equitabilidade de Pielou

mede a relação entre a diversidade encontrada numa localidade e a diversidade máxima. Considerando que a diversidade máxima só é observada quando todas as espécies de uma amostra são igualmente abundantes, a equitabilidade acaba por representar uma medida do “equilíbrio” da amostra. Seu valor tende a diminuir quando as abundâncias são muito divergentes e aumentar quando as distribuições são similares (BAPTISTA, 1998). Outras medidas são a porcentagens de táxons sensíveis como EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), e de táxons tolerantes como Chironomidae (Diptera) (BARBOUR *et al.* 1999).

Medidas de tolerância dos organismos ao impacto (Índices Bióticos)

Conforme comentado anteriormente, os índices bióticos são medidas baseadas em análises sistemáticas da variação na distribuição da macrofauna bentônica, comparando-a com um gradiente de contaminação ambiental. O objetivo é classificar os organismos de acordo com sua tolerância e ou sensibilidade em função de sua resposta frente um tipo de impacto ambiental. Um dos índices bióticos mais utilizados é o BMWP (Biological Monitoring Working Party) que atribui escores (0-10), para a sobrevivência das famílias em relação ao impacto ambiental. O valor é inversamente proporcional à resistência das famílias, se elas sobrevivem bem em áreas degradadas recebem valores baixos, se não sobrevivem recebem valores altos. Assim quanto mais alto o valor da amostra total mais íntegro o local de amostragem e quanto mais baixo este valor mais degradado. Neste estudo buscamos comparar o índice BMWP, com um variação desta metodologia que é o BMWP-ASPT (ASPT – Average Score per Taxa), que se diferencia pela divisão do valor obtido com o BMWP pelo número de famílias incluídas no cálculo.

Medidas tróficas

São medidas que se baseiam na avaliação da estrutura trófica da comunidade, e dependem, portanto da classificação dos macroinvertebrados em categorias de alimentação como: fragmentadores, coletores, raspadores, filtradores e predadores (ver Capítulo 2). Segundo BARBOUR *et al.* (1999), os organismos mais especializados como raspadores e fragmentadores são grupos mais sensíveis e devem ocorrer associados à áreas de maior integridade. Já organismos generalistas como coletores e filtradores tem uma maior gama

de recursos alimentares, e desta forma, são mais tolerantes a distúrbios que afetem a disponibilidade de alimentos (desmatamento, assoreamento, turbidez, etc). No caso da contaminação por pesticidas, uma análise interessante é o efeito do uso de herbicidas sobre a comunidade de raspadores, já que estes agentes afetam diretamente o crescimento de algas e perifiton, que este grupo utiliza na sua dieta (GRUESSNER & WATZIN, 1996). Neste trabalho foram avaliadas as medidas de % de coletores, % de raspadores e a relação raspadores/coletores.

A tabela 15 resume as medidas bioindicadoras escolhidas para serem analisadas no presente trabalho, indicando também qual a resposta esperada em função do aumento da perturbação ou poluição.

Tabela 15 – Medidas bioindicadoras avaliadas e a resposta esperada com o aumento da perturbação ou poluição.

Categoria	Medida bioindicadora	Resposta esperada com o impacto
Medidas de Composição	Riqueza taxonômica total	Diminui
	Riqueza de EPT	Diminui
Medidas de Riqueza	% EPT	Diminui
	%Chironomidae	Aumenta
	EPT/Chironomidae	Diminui
	Baetidae/Ephemeroptera	Aumenta
	Leptophlebiidae/Ephemeroptera	Diminui
	Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H')	Diminui *
Medidas de Tolerância	Índice Biótico BMWP	Diminui
	Índice Biótico BMWP-ASPT	Diminui
Medidas Tróficas	% de coletores	Aumenta
	% raspadores	Diminui
	raspadores/ coletor	Diminui

- Pode aumentar em níveis de impacto intermediário

3.2 – METODOLOGIA DE ANÁLISE

Acurácia das medidas bioindicadoras

A primeira verificação da acurácia das medidas bioindicadoras avaliadas foi feita relacionando-se os valores obtidos com a aplicação das medidas com o IIA - Índice de Integridade Ambiental (“RCE – Riparian, Channel and Environmental Inventory”– ver Capítulo 2), a fim de sabermos se estas estavam se comportando de acordo com o esperado, ou seja, aumentando ou diminuindo de valor com o aumento do impacto ambiental. Isto foi feito através de um gráfico simples onde foram colocados os valores do IIA no eixo x, e os valores das medidas bioindicadoras no eixo y. Em seguida os valores não transformados das medidas bioindicadoras foram analisados pela correlação de Spearman a fim de sabermos se havia correlação significativa entre os valores do IIA e as medidas analisadas. Essa análise foi feita no programa estatístico GraphPad InStat. (GraphPad Software, 1998). E a metodologia de análise adaptada de BARBOUR *et al*, 1999.

3.3 – RESULTADOS

De acordo com a metodologia proposta, foi feita então uma avaliação da resposta das medidas escolhidas ao impacto do estabelecimento dos cultivos. Para tanto comparamos a resposta das medidas em relação ao grau de integridade das localidades. Estes resultados encontram-se na tabela 16.

Tabela 16 – Valores obtidos para cada uma das medidas testadas e comparação com os resultados esperados em relação ao gradiente de impacto. Resultados relativos aos dois meses de coleta: agosto 2000 e fevereiro 2001.

AGOSTO	Áreas Íntegras			Área Desmatada	Áreas Cultivadas		Resposta com o impacto
Locais de coleta	V1 A	S1 A	S2 A	V2 A	S3 A	S4 A	
Integridade Ambiental	300	280	175	87	39	44	
Riqueza de táxons	65	62	58	48	18	25	esperada
Riqueza de EPT	28	25	23	14	4	10	esperada
Shannon-Weaver (H')	2,94	1,99	2,05	1,36	1,33	1,67	esperada
Pielou (E)	0,7	0,48	0,5	0,35	0,46	0,51	variação
BMWP	103	88	85	82	29	31	esperada
BMWP-ASPT	5,42	6,29	5,00	5,13	4,14	3,44	esperada
% EPT	32,98	13,21	13,96	10,87	61,81	43,25	não esperada
% Chironomidae	25,32	61,65	55,05	77,23	28,30	21,45	não esperada
EPT/ Chironomidae	1,30	0,21	0,25	0,14	2,18	2,02	não esperada
Baetidae/Ephemeroptera	0,39	0,35	0,64	0,48	1,00	0,98	esperada
Leptophlebiidae/Ephem.	0,30	0,04	0,04	0,59	0,00	0,00	esperada
% Coletores	50,14	69,88	65,01	80,55	85,42	59,52	variação
% Raspadores	28,66	6,21	11,74	5,16	6,69	9,54	não esperada
Raspadores/Coletores	0,57	0,09	0,18	0,06	0,08	0,16	não esperado

FEVEREIRO	Áreas Íntegras			Área Desmatada	Áreas Cultivadas		Resposta com o impacto
Locais de coleta	V1 A	S1 A	S2 A	V2 A	S3 A	S4 A	
Integridade Ambiental	300	280	175	87	39	44	
Riqueza de táxons	67	65	71	58	34	33	esperada
Riqueza de EPT	32	27	28	23	11	15	esperada
Shannon-Weaver (H')	2,41	1,57	1,42	2,27	1,35	1,53	não esperada
Pielou (E)	0,57	0,38	0,33	0,56	0,38	0,44	variação
BMWP	87	95	90	106	75	72	esperada
BMWP-ASPT	5,80	5,94	6,00	6,24	5,77	5,54	não esperada
% EPT	23,90	9,78	6,96	22,47	20,42	10,98	não esperada
% Chironomidae	47,62	65,43	75,00	54,84	61,85	55,96	variação
EPT/ Chironomidae	0,50	0,15	0,09	0,41	0,33	0,20	não esperada
Baetidae/Ephemeroptera	0,23	0,51	0,56	0,07	1,00	0,90	esperada
Leptophlebiidae/Ephem.	0,20	0,08	0,02	0,25	0,00	0,00	esperada
% Coletores	64,90	72,54	81,01	70,33	83,01	73,87	variação
% Raspadores	19,29	4,15	3,36	13,68	4,17	4,04	não esperada
Raspadores/Coletores	0,30	0,06	0,04	0,19	0,05	0,05	não esperada

Nota-se que poucas medidas testadas apresentaram a resposta esperada. Apenas as medidas de riqueza de táxons e riqueza de EPT, BMWP e BMWP-ASPT essa última somente no mês de agosto e Leptophlebiidae/Baetidae responderam conforme o esperado. A medida diversidade de Shannon-Weaver (H') também teve um melhor desempenho no mês de agosto, quando a variação nos resultados entre os diferentes graus de integridade foi maior. Medidas comumente utilizadas em trabalhos de biomonitoramento como a Equitabilidade de Pielou, análises da % de Chironomidae, EPT/ Chironomidae e % de Coletores apresentaram uma grande variação nos seus valores tanto em relação às estações de coleta quanto às diferentes condições de integridade avaliadas. Elas apresentaram respostas específicas em relação aos efeitos do desmatamento e dos cultivos indicando serem pouco adequadas para o diagnóstico de áreas agrícolas onde esses impactos agem conjuntamente.

A etapa seguinte de avaliação da sensibilidade das medidas bioindicadoras constou de uma análise de correlação de Spearman entre as medidas bioindicadoras e o Índice de Integridade Ambiental. Contatou-se que dentre as 14 medidas analisadas apenas cinco foram significativamente correlacionadas com os valores de integridade ambiental ($p < 0,05$): riqueza taxonômica total, riqueza de EPT, índice de diversidade Shannon-Weaver e o índice biótico BMWP, a relação entre o número de organismos da família Leptophlebiidae e o número total de organismos presentes na ordem Ephemeroptera (Leptophlebiidae/Ephemeroptera).

Os gráficos das análises de correlação se encontram nas figuras 12, 13, e 14 permitem observar com mais clareza os resultados das medidas com relação ao grau de perturbação das localidades. Eles foram organizados de maneira a indicar as resposta da fauna com o aumento o do índice de integridade ambiental IIA. Lembramos que as áreas cultivadas apresentaram os **menores** valores de integridade ambiental, e as áreas florestadas os maiores valores de integridade.

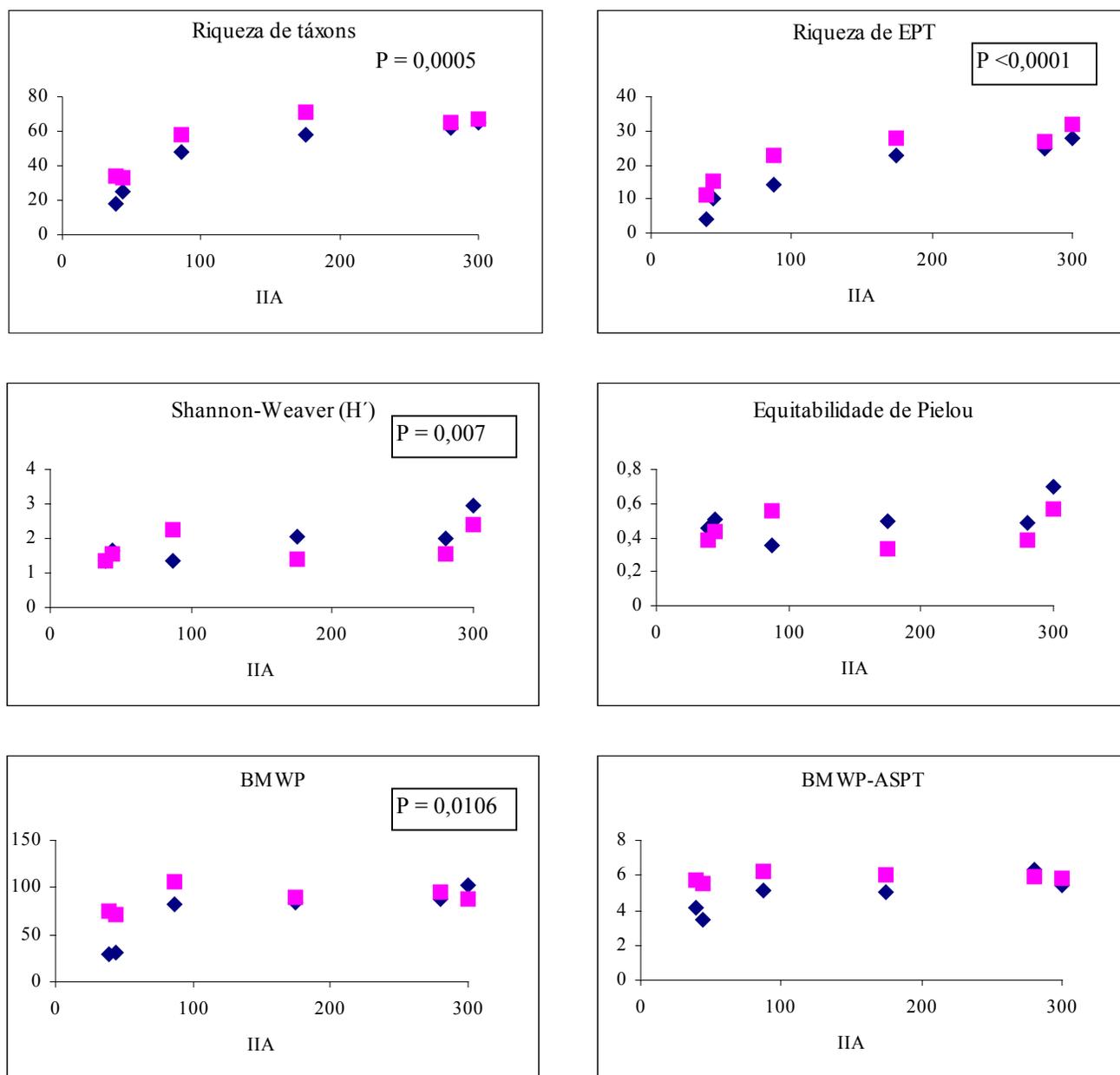


Figura 14 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental. Os dados foram organizados em ordem decrescente de perturbação, assim as áreas de cultivo aparecem à direita do gráfico e as áreas mais preservadas à esquerda. As medidas que foram significativamente correlacionadas com os valores do IIA tiveram seus valores de p apresentados. Os pontos representam os dois meses de coleta \blacklozenge agosto 2000 e \blacksquare fevereiro 2001.

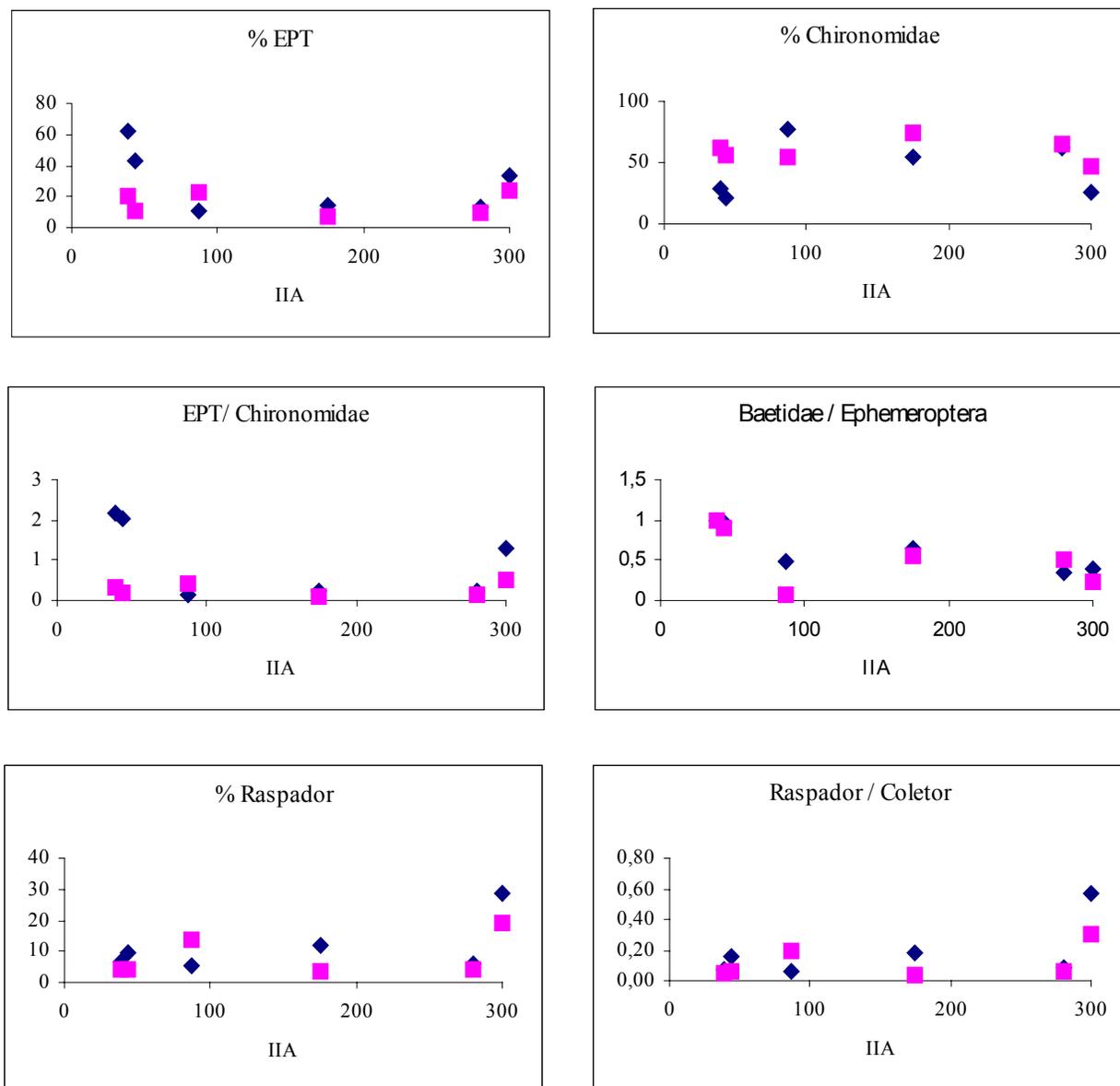


Figura 15 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental. Os dados foram organizados em ordem decrescente de perturbação, assim as áreas de cultivos aparecem à direita do gráfico e as áreas mais preservadas à esquerda. As medidas que foram significativamente correlacionadas com os valores do IIA tiveram seus valores de p apresentados. Os pontos representam os dois meses de coleta \blacklozenge agosto 2000 e \blacksquare fevereiro 2001.

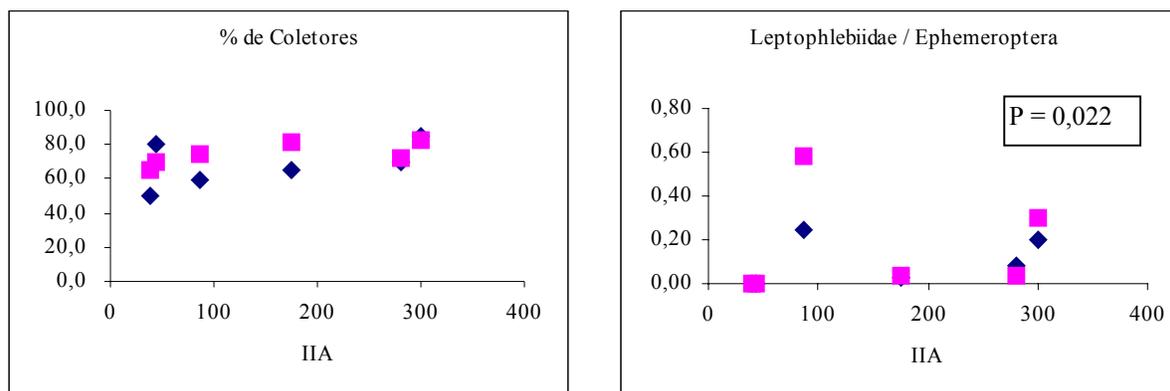


Figura 16 – Gráficos das medidas bioindicadoras analisadas em relação ao Índice de Integridade Ambiental. Os dados foram organizados em ordem decrescente de perturbação, assim as áreas de cultivos aparecem à direita do gráfico e as áreas mais preservadas à esquerda. As medidas que foram significativamente correlacionadas com os valores do IIA tiveram seus valores de p apresentados. Os pontos representam os dois meses de coleta ◆ agosto 2000 e ■ fevereiro 2001.

3.6 - DISCUSSÃO

As medidas bioindicadoras consideradas sensíveis em nossa avaliação foram: riqueza de táxons (número total de táxons), riqueza de EPT (número total de táxons Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera), diversidade de Shannon-Weaver (H') e o índice biótico BMWP. Ou seja, duas medidas de composição da comunidade, uma de estrutura e uma de tolerância. Paralelamente nenhuma das medidas de abundância relativa, nem de função trófica se mostraram adequadas para distinguir as áreas impactadas pelos cultivos das demais localidades.

A aplicação da correlação de Spearman confirmou as tendências observadas pela comparação simples de valores (Tabela 16), excluindo apenas o índice BMWP-ASPT e reforçando a possibilidade de uso da medida de diversidade (Shannon-Weaver), mesmo com os resultados muito homogêneos encontrados no mês de fevereiro (figura 12).

Tendo em vista todos os cuidados tomados com o objetivo de reduzir os efeitos relativos à variação natural dos sistemas (altitude, ordem de rio, região geográfica, entre outros), e o esforço de desenvolver uma amostragem padronizada, acredita-se que estas medidas são capazes de distinguir a resposta da comunidade de macroinvertebrados aos impactos do estabelecimento de cultivos.

O pequeno número de medidas que responderam satisfatoriamente, ou seja, de acordo com esperado, ao gradiente de degradação ambiental, não era um resultado esperado. Por outro lado confirma a dificuldade de se utilizar medidas tradicionais na avaliação de impactos dos sistemas agrícolas, corroborando as orientações de WATZIN & MACINTOSH (1996) que alertam sobre a necessidade de se utilizar medidas bioindicadoras apropriadas e específicas na análise de impactos agrícolas. Algumas particularidades na resposta da comunidade também contribuíram para esse resultado. O fato de dois táxons das ordens Ephemeroptera e Trichoptera (os gêneros *Americabaetis* e *Nectopsyche*), terem apresentado um aumento sua abundância nas áreas impactadas pelos cultivos, por exemplo, foi um resultado surpreendente e interferiu diretamente na resposta da medidas de EPT/Chironomidae. Era esperado um aumento na proporção de organismos

da família Chironomidae em relação ao gradiente de impacto, no entanto observamos uma grande variação em relação aos diferentes condições de integridade.

Outro resultado surpreendente foi relativo aos valores do índice de Equitabilidade de Pielou que se esperava apresentarem uma redução em função do gradiente de ocupação agrícola. Este índice apresentou uma grande variação temporal e em relação aos diferentes impactos, não apresentando nenhum padrão consistente. Como é uma medida baseada na relação da diversidade com abundância, acabou por refletir as alterações nesses dois parâmetros.

Antes da realização deste estudo, outros pesquisadores também buscaram identificar medidas biológicas adequadas ao biomonitoramento da qualidade das águas no Estado do Rio de Janeiro. BUSS (2001), desenvolveu um estudo no município de Guapimirim (RJ) e encontrou que as medidas mais sensíveis para avaliação de rios impactados por urbanização e despejo de esgotos eram: número de táxons total, número de EPT, número de Coleoptera, diversidade de Shannon-Weaver, e o BMWP-ASPT. SILVEIRA (2001) trabalhou no rio Macaé, no município de Nova Friburgo, e observou que as medidas bioindicadoras melhor correlacionadas com a variação no grau de perturbação ambiental foram riqueza taxonômica total, riqueza de EPT e proporção de raspadores/coletores.

Comparando os resultados dos dois trabalhos aos nossos resultados podemos observar que as únicas medidas comumente apontadas como sensíveis para a avaliação da degradação ambiental foram a riqueza total de táxons e a riqueza de EPT. Conforme comentado anteriormente, estas duas medidas são baseadas em contagem simples dos organismos, e por isso são medidas diretas do impacto. Análises diretas da biodiversidade são tidas como medidas mais robustas de análise ambiental pois refletem essencialmente a qualidade ecológica do ambiente, indicando a capacidade do ambiente de suportar uma fauna rica e diversa (SIMIÉ & SIMIÉ, 1990). Qualquer perturbação intensa é percebida pois tende a atingir pelo menos algumas das espécies presentes na área.

Os resultados demonstram que as ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT), representam organismos sensíveis à diferentes tipos de impactos, podendo ser utilizadas tanto para o diagnóstico de impactos em áreas agrícolas quanto em áreas urbanas.

A tolerância destas três ordens à poluição orgânica, é conhecida e em geral associada à limitações respiratórias e exigência de altos níveis de oxigenação da água (JOHNSON *et al.*, 1993, MERRIT & CUMMINS, 1994). Já em relação ao uso de pesticidas poucas informações foram encontradas. LENAT & CRAWFORD (1994) observaram que nos rios que drenavam áreas agrícolas da Carolina do Norte (EUA), haviam menos espécies de Plecoptera e Ephemeroptera, do que em rios em que percorriam áreas florestadas. WALLACE *et al.* (1996) estudaram a resposta da comunidade macrobentônica ao impacto da aplicação controlada de pesticidas em um rio da Carolina do Norte, e constataram que a riqueza de EPT era uma medida sensível tanto no diagnóstico da contaminação quanto na avaliação de alterações em processos na escala do ecossistema. Os autores observaram que num rio que recebeu aplicações de pesticida, o tempo de decomposição do material orgânico praticamente dobrou, e a contribuição dos táxons de EPT para esse processo diminuiu de 40,8 % para apenas 2,5 % após o tratamento.

Ainda em relação aos táxons de EPT, LENAT & BARBOUR (1994), demonstraram que a medida de riqueza de EPT foi a única amplamente utilizada por pesquisadores na Carolina do Norte (EUA) que tinha resultados confiáveis, pois era muito sensível à variações na qualidade da água, e menos afetado pelas alterações temporais e variações nas descargas de água. Já WHILES *et al.*, (2000) constataram que as métricas baseadas no índice EPT (riqueza e percentagem relativa), eram as mais sensíveis para discriminar áreas intensamente impactadas por agricultura.

Em nosso estudo além das medidas de EPT e riqueza de taxa também foram consideradas sensíveis as medidas diversidade de Shannon-Weaver e BMWP. Estes tiveram entretanto, menores valores de significância e apresentaram uma maior variação sazonal indicando uma maior atenção dos pesquisadores antes de seu uso em planos de biomonitoramento. É recomendável um aumento no número de amostragens, e aplicação de outros testes estatísticos para uma maior acurácia da sua utilização. O BMWP exige ainda um processo de adaptação à fauna local antes da sua ampla utilização pois ele é um índice que foi desenvolvido na Inglaterra e utiliza, em sua análise, uma série de famílias ausentes na macrofauna bentônica da região.

THORNE & WILLIAMS (1997), em um trabalho em que avaliava a comunidade macrobentônica de rios sujeitos a diversos tipos de impactos no Brasil, Gana e Tailândia, também selecionaram as medidas de riqueza de EPT, riqueza total e mais o índice BMWP-ASPT, como medidas de maior acurácia para distinguir áreas perturbadas de áreas integras. Todas estas constatações dão suporte a nossos resultados, indicando um alto potencial de uso das quatro medidas na análises de áreas impactadas por sistemas agrícolas.

Até o momento não foi possível ainda desenvolver uma medida ou índice biológico especialmente aplicado à região estudada. Para tanto é necessário ampliar o universo amostral e o trabalho cooperativo com outras equipes de cientistas da área. Até o momento já temos alguns indícios de táxons sensíveis (Plecoptera, Leptophlebiidae) e tolerantes (*Nectopsyche*, *Americabaetis* e *Camelobaetidius*), e constatamos que as medidas de riqueza (táxons e EPT) são adequadas para os programas de biomonitoramento na área. Já o uso de índices bióticos deve ser feito após adaptação das medidas de tolerância, às condições locais, possibilitando uma maior acurácia da avaliação.

3.7 – CONCLUSÕES

Nesse estudo buscou-se avaliar a possibilidade de utilizar medidas bioindicadoras baseadas na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto de cultivos sobre a qualidade da água. Dentre 14 medidas testadas apenas quatro se mostraram adequadas ao nosso objetivo, entre elas a riqueza taxonômica total, riqueza de EPT, diversidade de Shannon-Weaver, índice biótico BMWP e a relação entre Leptophlebiidae e Ephemeroptera. Muitos estudos apresentaram resultados similares suportando nossos resultados, e a maioria apontou a medida de riqueza de EPT como a mais sensível e adequada para a análise desse tipo de impacto. Nosso estudo indica entretanto que é necessário ampliar temporal e espacialmente o numero de avaliações antes de elaborar um protocolo de medidas bioindicadoras específicas para o impacto de cultivos agrícolas.

ANEXOS

ANEXO 1. Tabela comparando a toxicidade de diferentes formulações de agrotóxicos em várias espécies de invertebrados aquáticos

	COMPOSTO	GRUPO TAXONÔMICO	ESPÉCIE	TEMPO DE EXPOSIÇÃO	CL ₅₀ (µg/L)	
Organosfosforados - Inseticidas	Parathion	Crustáceo	Daphnia magna ⁴	24 hs	3.21	
			<i>Daphnia magna</i> ⁴	48 hs	1.00	
		Diptera	<i>Chironomus riparius</i> ¹	24 hs	0.60	
		Diptera	<i>Tanypus grodhausi</i> ¹	24 hs	0.50	
		Trichoptera	<i>Hydropsyche bettoni</i> ¹	48 hs	0,48	
	Malathion	Trichoptera	<i>Hydropsyche conturbenalis</i> ¹	48 hs	0,64	
			Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ¹	24 hs	2,0
			Diptera	<i>Hydropsyche bettoni</i> ¹	24 hs	0,34
		Trichoptera	<i>Limnephilus bipunctatus</i> ¹	48 hs	37,9	
		Macroinvertebrados em geral ³		96 hs	0,69 à 3,0	
	Diazinon	Crustáceo	<i>Daphnia Magna</i>	48 hs	1,0	
		Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ¹	48 hs	0,10	
				24 hs	0,40	
		Trichoptera	<i>Hydropsyche angustipiennes</i> ²	96 hs	29,4	
			<i>Hydropsyche bettoni</i> ¹	48 hs	3,54	
	Chlorpyriphos	Plecoptera	<i>Pteronarys californica</i> ²	48 hs	100	
		Ephemeroptera	<i>Baetis intermedius</i> ²	48 hs	80	
		Crustáceo	Daphnia magna	24 hs	3.7	
				48 hs	1.0	
		Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ¹	48 hs	6,4	
	Piretróide - Inseticida	Diptera	Procladius ⁴	24 hs	71,0	
		Plecoptera	<i>Pteronarcella badia</i> ⁴	24 hs	4.2	
				48 hs	1.8	
Ephemeroptera		<i>Cloeon dipterum</i> ⁴	48 hs	0.2		
Trichoptera		Leptoceridae ⁴	48 hs	0.62		
Fenvelerato	Crustáceo	<i>Daphnia magna</i> ⁴	48 hs	4.3		
	Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ⁴	48 hs	15,5		
	Diptera	<i>Chironomus decorus</i> ⁴	24 hs	18,0		
	Diptera	Procladius ⁴	24 hs	7.2		
	Plecoptera	<i>Pteronarcys californicus</i> ⁴	48 hs	22,0		
	Trichoptera	<i>Limnephilus lunatus</i> ⁴	1h	22,62		
	Odonata	<i>Lestes congener</i> ⁴	48 hs	400		
	Hemiptera	<i>Notonecta undulata</i> ⁴	48 hs	300		
	Macroinvertebrados em geral ³	24 hs	0,03 à 0,93			
Carbamato Inseticida	Carbaryl	Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ¹	24 hs	1,6	
		Macroinvertebrados em geral ³	96 hs	0,048 à 0,28		
Triazine - Herbicida	Propanamide	Diptera	<i>Chironomus tentans</i> ⁴	48 hs	16.200	
		Crustáceo	<i>Gammarus faciatius</i> ⁴	48 hs	34.000	
		Crustáceo	<i>Gammarus faciatius</i> ⁴	96 hs	16.000	
		Crustáceo	<i>Hyalella azteca</i> ⁴	48 hs	5.640	
		Crustáceo	<i>Daphnia magna</i> ⁴	26 hs	35.000	
		Crustáceo	<i>Gammarus lacutris</i> ⁴	24 hs	3.000	

		Plecoptera	<i>Pteronarcys californicus</i> ⁴	96 hs	1.900
		Plecoptera	<i>Pteronarcys californicus</i> ⁴	24 hs	8.400
Triazine - Herbicida	Hexazinone	Crustáceo	<i>Daphnia</i> ⁴	48 hs	220
		Diptera	<i>Simulium</i> ⁴	1h	>70.000
		Plecoptera	<i>Acroneuria abnormis</i> ⁴	1 h	>80.000
		Plecoptera	<i>Isogenoides</i> ⁴	1h	>80.000
		Plecoptera	<i>Pteronarcys</i> ⁴	1h	>80.000
		Ephemeroptera	<i>Baetis</i> ⁴	1h	>70.000
		Ephemeroptera	<i>Epeorus vitrea</i> ⁴	1h	>70.000
		Ephemeroptera	<i>Heptagenia flavescens</i> ⁴	1h	>75.000
		Ephemeroptera	<i>Isonychia</i> ⁴	1h	>70.000
		Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> ⁴	1h	>80.000
		Trichoptera	<i>Dolophilodes distincta</i> ⁴	1h	>74.000
		Trichoptera	<i>Pycnopsyche guttifer</i> ⁴	1h	>73.000
Bipiridila - Herbicida	Paraquat	Crustáceo	<i>Daphnia magna</i> ⁴	48 hs	3.700
		Plecoptera	<i>Pteronarcys californicus</i> ⁴	96 hs	>100.000
	Diquat	Crustáceo	<i>Gammarus faciatius</i> ⁴	24 hs	>100mg/L

- 1- Van Urk *et al*, 1993
- 2- Stuifzand *et al*, 2000
- 3- Cálculo feito a partir de levantamento bibliográfico dos autores Dunkel & Richards, 1998, incluindo diversos invertebrados aquáticos.
- 4- Base de dados AQUIRE da USEPA (“United States Environmental Protection Agency”)

ANEXO 2 Protocolo para obtenção do Índice de Integridade Ambiental de Rios - “RCE”

RCE

Bacia _____ Nome do rio _____

Localização _____

Largura _____ m Profund méd _____ m Compr trecho _____ m Vel _____

Corrente _____ m/s2 Vazão _____ m3/s Altitude _____ m

Procedimento:

Determinar as condições da vegetação da mata ripária e zona do canal, nos quais serão feitas as amostragens dos macroinvertebrados bentônicos. As condições locais devem ser avaliadas 100 m acima e 100 m abaixo do ponto amostrado. A estimativa média das condições do trecho do rio é realizada a partir do somatório dos valores obtidos em todos os itens do índice. O valor final deve ser comparado à tabela de resultados localizada abaixo do último item do índice.

1- Padrão do uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha

- Não perturbada, consistindo de floresta, alagados e pântanos naturais. 30
- Pasto permanente, mesclado com mata, pântano 20
- Área de cultivo mesclada com pasto 10
- Principalmente áreas de cultivo 01

2 - Largura da mata ciliar do rio até o campo

- Área de mata ciliar com mata ou pântano > 30 m de largura 30
- Área da mata ciliar com mata ou pântano variando entre 5 e 30 m 20
- Área de mata ciliar com mata ou pântano com 1 a 5 m de largura 05
- Área de mata ciliar sem mata ou pântano 01

3 - Estado de Preservação da zona de mata ciliar

- Zona de mata de ciliar intacta sem quebra na vegetação 30
- Quebra ocorrendo em intervalos maiores do que 50 m 20
- Quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos a cada 50 m 05
- Cicatrizes profundas com barrancos ao longo de seu comprimento 01

4 - Estado da vegetação da mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m

- > 90% da densidade é constituída por árvores não-pioneiras ou nativas 30
- Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras 20
- Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos 15
- Vegetação constituída de grama e poucos arbustos 01

5 - Dispositivos de retenção

- Canal com rochas e toras velhas firmemente colocadas no local 15
- Rochas e toras presentes mas preenchidas com sedimento 10
- Dispositivo de retenção solto, movendo-se com o fluxo 05
- Canal livre de areia e silte com poucos dispositivos de retenção 01

6 - Estrutura do canal

- Relação Largura/profundidade < 7 15
- Relação Largura/profundidade entre 8 e 15 10
- Relação Largura/profundidade entre 15 e 25 05
- Relação Largura/profundidade > 25 ou rio canalizado 01

7 - Sedimentos no canal

- Pouco ou nenhum alargamento resultante do acúmulo de sedimento	15
- Algumas barreiras de cascalho de pedra bruta e pouco silte	10
- Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comum	05
- Canal dividido em tranças ou rio canalizado	01

8 - Estrutura do barranco do rio

- Barranco estável de rocha e solo, coberto de grama, arbustos e raízes	25
- Barranco firme porém levemente seguro por grama e arbustos	15
- Barranco com solo livre, camada esparsa de grama e arbustos	05
- Barranco instável, com solo ou areia soltos, facilmente perturbável	01

9 - Escavação sobre o barranco

- Pouca ou nenhuma evidência ou restrita a áreas de suporte de raízes	20
- Escavações apenas nas curvas e constrictões	15
- Escavações freqüentes	05
- Escavações severas ao longo do canal com quedas de barrancos	01

10 - Aparência do substrato de pedra

- Pedras limpas, arredondadas, podendo ser um pouco escurecidas	25
- Pedras arredondadas, com um pouco de areia e silte aderida	15
- Algumas pedras com pontas, cobertas com areia e silte	05
- Pedras brilhantes e com pontas, cobertas de areia e silte	01

11 - Leito do rio

- Fundo de pedras de vários tamanhos agrupadas, com interstício óbvio	25
- Fundo de pedras facilmente móveis, com um pouco de silte	15
- Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis	05
- Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente	01

12 - Corredeiras and poções ou meandros

- Distintos, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes o da largura do rio	25
- Espaçamento irregular	20
- Longos poções separando curtas corredeiras, meandros ausentes	10
- Meandros e corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado	01

13 - Vegetação Aquática

- Quando presente consiste de musgos e manchas de algas	15
- Algas dominantes nos poções, plantas vasculares ao longo da margem	10
- Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos	05
- Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam os canais	01

14 – Peixes

Peixes reófilos presentes, população nativa, na maioria dos poções	20
Poucos peixes reófilos, dificuldades em localizá-los	15
Nenhum peixe reófilo, alguns peixes lênticos presentes nos poções	10
Peixes ausentes ou escassos	01

15 – Detritos

Principalmente de folhas e material lenhoso sem sedimentos	25
Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos floculentos sem sedimento	10
Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento	05
Sedimento fino anaeróbico, nenhum detrito bruto	01

16 – Macrobentos

Muitas espécies presentes em todos os tipos de substrato	20
Muitas espécies presentes porém apenas em habitats bem aerados	15
Poucas espécies presentes porém encontrados na maioria dos habitats	05
Pouca ou nenhuma espécie e apenas em habitats bem aerados	01
TOTAL	<hr/>

Tabela de resultados do índice.

CLASSE	Escore	Avaliação de Integridade	Ações recomendáveis
I	293-360	Excelente	Biomonitoramento e proteção do status existente
II	224-292	Muito bom	Alterações selecionadas e monitoramento
III	154-223	Bom	Pequenas alterações necessárias
IV	86-153	Regular	Grandes alterações necessárias
V	16-85	Pobre	Reorganização estrutural completa

ANEXO 3. Valores de frequência dos organismos coletados no mês de agosto nas seis localidades avaliadas. Locais S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e locais V1 e V2 no Rio Varginha.

AGOSTO		Rio São Lourenço				Rio Varginha	
		S1	S2	S3	S4	V1	V2
COLEOPTERA							
Elmidae	<i>Caenelmis</i>	0	0	0	0	0	2
Elmidae	<i>Cylloepus</i>	0	3	0	0	4	0
Elmidae	<i>Heterelmis</i>	78	379	17	4	381	82
Elmidae	<i>Hexancorus</i>	33	9	0	0	30	0
Elmidae	<i>Gonielmis</i>	14	0	0	0	59	2
Elmidae	<i>Macrelmis</i>	12	18	2	1	28	11
Elmidae	<i>Microcylloepus</i>	205	19	1	80	117	14
Elmidae	<i>Neoelmis</i>	31	10	0	0	13	7
Elmidae	<i>Neocylloepus</i>	0	0	0	0	1	0
Elmidae	<i>Phanocerus</i>	7	20	0	0	252	5
Elmidae	<i>Promoresia</i>	1	0	0	0	64	2
Elmidae	<i>Xenelmis</i>	10	6	2	2	465	111
Elmidae	<i>Austrolimnus</i>	8	1	0	2	200	11
Elmidae	Elmidae sp .9	3	0	0	0	9	5
Dystiscidae	Dystiscidae	2	1	0	0	1	0
Dryopidae	Dryopidae	0	0	0	0	0	0
Gyrinidae	Gyretes	0	0	0	0	0	1
Hydrophilidae	<i>Enochorus</i>	10	3	0	1	0	0
Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	6	1	0	0	1	0
Hydrophilidae	<i>Tropsternum</i>	0	1	0	0	0	1
Hydrophilidae	Hydrophilidae sp.1	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	Hydrophilidae sp.2	2	0	0	0	0	0
Lutrochidae	Lutrochidae	0	1	0	0	8	0
Psephenidae	Psephenus	34	4	0	1	7	0
Staphilinidae	Staphilinidae	2	3	1	1	2	2
Scirtidae	Scirtidae	0	0	0	0	0	2
DIPTERA							
Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	55	55	2	6	17	12
Chironomidae	Chironomidae	3099	1443	327	486	1297	2995
Chironomidae	Tanypodinae	312	170	5	13	62	194
Dixidae	Dixidae	1	0	0	0	0	0
Empididae	Empididae	111	23	1	0	11	7
Psychodidae	Psychodidae	1	0	0	0	0	0
Simuliidae	<i>Simulium</i>	583	293	81	706	319	121
Stratiomyidae	Stratiomyidae	19	0	0	0	0	1

AGOSTO		S1	S2	S3	S4	V1	V2
Tabanidae	Tabanidae	2	2	0	0	0	5
Tipulidae	Tipulidae	0	5	0	0	4	0
EPHEMEROPTERA							
Baetidae	<i>Americabaetis</i>	80	107	132	313	57	28
Baetidae	<i>Baetodes</i>	18	5	0	1	0	2
Baetidae	<i>Camelobaetidius</i>	0	0	2	4	0	0
Baetidae	<i>Cloeodes</i>	9	17	0	1	50	8
Baetidae	<i>Cryptonimpha</i>	0	0	0	1	0	0
Baetidae	<i>Paracleodes</i>	0	1	0	2	1	0
Baetidae	<i>Zeluzia</i>	0	0	0	0	0	0
Euthiplocidae	<i>Campilocya</i>	0	0	0	0	1	0
Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	18	35	0	0	28	12
Leptohyphidae	<i>Trichorythopsis</i>	154	34	0	7	81	10
Leptophlebiidae	<i>Hylister</i>	4	3	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Mirocolis</i>	2	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	1	1	0	0	24	12
Leptophlebiidae	<i>Ulmeritoides</i>	18	1	0	0	31	1
Leptophlebiidae	Leptophlebiidae sp.1	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	Leptophlebiidae sp.2	0	0	0	0	1	7
HEMIPTERA							
Belastomatidae	<i>Belastoma</i>	0	0	0	0	0	0
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	0	6	0	0	1	1
Naucoridae	<i>Limonocoris</i>	34	6	0	9	31	5
Pleidae	<i>Neoplea</i>	5	1	0	0	160	1
Pleidae	<i>Paraplea</i>	0	0	0	0	4	1
Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	49	2	0	0	4	5
LEPIDOPTERA							
Pyralidae	Pyralidae	41	16	1	7	6	1
MEGALOPTERA							
Corydalidae	<i>Corydalus</i>	1	0	0	0	0	0
ODONATA							
Aeshinidae	<i>Limnetron</i>	4	1	0	0	9	0
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	0	5	0	0	1	4
Libellulidae	<i>Elasmothemis</i>	0	0	0	0	0	0
Calopterigidae	<i>Hetaerina</i>	10	3	2	0	0	9
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	10	1	0	0	1	0
Coenagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0	0	0	0	2	0
Cordullidae	<i>Cordulidae</i>	0	0	0	0	2	0
Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>	0	1	0	0	1	0
Gomphidae	<i>Gomphoides</i>	0	0	0	0	1	0
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	0	0	1	0	0	1

AGOSTO		S1	S2	S3	S4	V1	V2
PLECOPTERA							
Grypopterigydae	<i>Grypopterix</i>	1	0	0	0	1	0
Grypopterigydae	<i>Guaranyperla</i>	6	50	0	0	0	0
Grypopterigydae	<i>Paragrypopterix</i>	0	5	0	0	90	61
Grypopterigyda	<i>Tupiperla</i>	1	1	0	0	0	0
Grypopterigydae	Grypopterigydae sp.1	0	1	0	0	0	0
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	7	3	0	0	41	77
TRICHOPTERA							
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	111	44	0	0	258	3
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	0	5	0	0	559	3
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	24	16	0	0	7	0
Hidroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	23	0	0	0	9	0
Hidroptilidae	<i>Alisotrichia</i>	16	0	0	3	6	0
Glossosomatidae	<i>Protoptila</i>	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Blepharopus</i>	4	0	0	0	7	0
Hydropsychidae	<i>Diplectrona</i>	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	7	0	0	0	15	1
Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	7	0	0	0	8	0
Hydropsychidae	<i>Macrostemum</i>	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	<i>Smicridae</i>	78	8	0	13	71	9
Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	10	41	1	17	162	126
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	34	6	590	644	108	0
Leptoceridae	<i>Notalina</i>	76	14	0	0	60	0
Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	7	6	0	0	29	0
Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	14	5	0	0	39	0
Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	0	0	0	0	0	0
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1	0	0	0	20	89
ANNELIDA	Oligochaeta	0	5	5	1	22	59
ARACHNIDA	Hidracarina	7	4	0	0	0	0
Arachnida	Aranae	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA	Paleomonidae	0	0	0	0	0	0
INSECTA	Collembola	0	0	0	0	0	0
TOTAL		5533	2930	1173	2326	5361	4129

ANEXO 3 Continuação. Valores de freqüência dos organismos coletados no mês de fevereiro. nas seis localidades avaliadas Locais S1, S2, S3 e S4 no rio São Lourenço e locais V1 e V2 no Rio Varginha.

FEVEREIRO		<i>Rio São Lourenço</i>				Rio Varginha	
		S1	S2	S3	S4	V1	V2
COLEOPTERA							
Elmidae	<i>Caenelmis</i>	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Cylloepus</i>	2	4	1	0	7	5
Elmidae	<i>Heterelmis</i>	131	276	3	4	664	210
Elmidae	<i>Hexancorus</i>	7	6	0	0	17	0
Elmidae	<i>Gonielmis</i>	5	0	0	0	93	5
Elmidae	<i>Macrelmis</i>	2	14	1	0	53	24
Elmidae	<i>Microcylloepus</i>	157	120	94	140	249	31
Elmidae	<i>Neoelmis</i>	6	12	4	2	105	10
Elmidae	<i>Neocylloepus</i>	0	0	0	0	0	0
Elmidae	<i>Phanocerus</i>	10	14	0	0	348	42
Elmidae	<i>Promoresia</i>	3	0	0	0	24	5
Elmidae	<i>Xenelmis</i>	14	33	5	5	261	124
Elmidae	<i>Austrolimnus</i>	1	2	0	6	20	39
Elmidae	Elmidae sp. 9	1	12	0	0	15	1
Dystiscidae	Dystiscidae	1	0	0	1	3	0
Dryopidae	Dryopidae	0	4	0	0	0	1
Gyrinidae	Gyretes	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	<i>Enochorus</i>	8	18	1	2	0	0
Hydrophilidae	<i>Berosus</i>	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	<i>Tropsternum</i>	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	Hydrophilidae sp.1	6	0	0	0	3	3
Hydrophilidae	Hydrophilidae sp..2	0	0	0	0	0	0
Lutrochidae	Lutrochidae	6	14	1	0	10	3
Psephenidae	Psephenus	8	8	0	0	4	1
Staphilinidae	Staphilinidae	0	1	13	2	1	0
Scirtidae	Scirtidae	0	0	0	0	0	0
DIPTERA							
Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	19	57	3	2	34	9
Chironomidae	Chironomidae	6318	10057	4116	4654	4604	1601
Tanypodinae	Tanypodinae	366	787	73	220	190	115
Dixidae	Dixidae	0	2	0	0	0	0
Empididae	Empididae	15	29	5	0	40	16
Psychodidae	Psychodidae	90	590	0	0	0	1
Simuliidae	Simulium	1794	1160	755	1692	488	66
Stratiomyidae	Stratiomyidae	2	0	1	0	0	0
Tabanidae	Tabanidae	0	1	0	0	0	0
Tipulidae	Tipulidae	15	66	1	0	12	2

FEVEREIRO		S1	S2	S3	S4	V1	V2
EPHEMEROPTERA							
Baetidae	<i>Americabaetis</i>	78	272	440	332	54	5
Baetidae	<i>Baetodes</i>	52	23	1	0	22	0
Baetidae	<i>Camelobaetidius</i>	0	1	1	102	7	0
Baetidae	<i>Cloeodes</i>	66	6	8	10	11	0
Baetidae	<i>Cryptonimpha</i>	0	0	0	10	0	0
Baetidae	<i>Paracleodes</i>	2	0	1	3	3	4
Baetidae	<i>Zeluzia</i>	0	0	0	0	3	0
Euthiplocidae	<i>Campilocya</i>	0	0	0	0	1	1
Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	2	133	0	1	70	26
Leptohyphidae	<i>Trichorythopsis</i>	175	80	2	50	135	20
Leptophlebiidae	<i>Hylister</i>	4	20	0	0	2	4
Leptophlebiidae	<i>Mirocolis</i>	2	0	0	0	50	38
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	6	1	0	0	57	18
Leptophlebiidae	<i>Ulmeritoides</i>	3	0	0	0	5	15
Leptophlebiidae	Leptophlebiidae sp. 1	0	0	0	0	4	0
Leptophlebiidae	Leptophlebiidae sp. 2	0	0	0	0	14	4
HEMIPTERA							
Belastomatidae	<i>Belastoma</i>	0	1	0	0	0	0
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	1	0	0	0	0	0
Naucoridae	<i>Limonocoris</i>	38	14	2	1	28	3
Pleidae	<i>Neoplea</i>	2	1	0	2	160	19
Pleidae	<i>Paraplea</i>	15	14	0	0	106	17
Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	0	2	15	0	23	4
LEPIDOPTERA							
Pyralidae	Pyralidae	78	27	1	32	8	0
MEGALOPTERA							
Corydalidae	<i>Corydalus</i>	0	2	0	0	6	0
ODONATA							
Aeshnidae	<i>Limnetron</i>	1	3	0	0	0	2
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	0	0	1	0	0	1
Libellulidae	<i>Elasmothemis</i>	0	2	0	0	0	1
Calopterigidae	<i>Hetaerina</i>	4	1	0	0	6	1
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	5	2	0	0	0	0
Coenagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0	1	0	0	0	0
Cordullidae	<i>Corduliidae</i>	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	<i>Gomphoides</i>	0	0	0	0	0	1
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	0	0	0	0	0	0

FEVEREIRO		S1	S2	S3	S4	V1	V2
PLECOPTERA							
Grypopterigydae	<i>Grypopterix</i>	3	4	0	0	10	0
Grypopterigydae	<i>Guaranyperla</i>	0	5	0	0	0	0
Grypopterigydae	<i>Paragrypopterix</i>	1	10	0	0	13	22
Grypopterigydae	<i>Tupiperla</i>	0	2	0	0	0	1
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	6	5	0	0	219	84
TRICHOPTERA							
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	26	22	0	0	66	32
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	4	20	0	2	636	100
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	13	39	0	0	21	0
Hidroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	45	4	0	13	16	2
Hidroptilidae	<i>Alisotrichia</i>	216	90	0	2	12	0
Glossosomatidae	<i>Protoptila</i>	3	3	0	11	0	0
Hydropsychidae	<i>Blepharopus</i>	13	9	0	1	0	0
Hydropsychidae	<i>Diplectrona</i>	0	0	0	0	1	0
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	0	8	2	0	0	4
Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	23	4	4	17	4	1
Hydropsychidae	<i>Macrostenum</i>	0	0	0	0	85	0
Hydropsychidae	<i>Smicridae</i>	76	100	18	64	73	23
Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	116	44	3	0	616	130
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	6	10	903	338	12	48
Leptoceridae	<i>Notalina</i>	40	71	0	0	34	27
Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	10	11	0	0	129	62
Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	4	4	0	0	1	3
Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	1	1	0	0	1	0
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	3	5	0	0	19	29
ANNELIDA	<i>Oligochaeta</i>	52	63	271	983	58	62
ARACHNIDA	<i>Hidracarida</i>	28	23	0	4	20	1
Arachnida	<i>Aranae</i>	0	1	2	0	1	6
CRUSTACEA	<i>Paleomonidae</i>	5	1	0	0	0	0
INSECTA	<i>Collembola</i>	0	7	21	2	0	0
TOTAL		10215	14459	6773	8710	10067	3135

ANEXO 4 - Relação dos táxons que ocorreram de forma exclusiva ou tiveram uma distribuição preferencial em relação aos substratos avaliados.

- Táxons exclusivos dos substratos sujeitos à correnteza (folhicho de correnteza e pedra): *Caenelmis*, Scirtidae, *Belastoma*, *Cryptonimpha*, Leptophlebiidae sp.1, Leptophlebiidae sp.2, Grypopterygidae sp.1, *Diplectronea*.
- Táxons que ocorreram em maior frequência nos substratos sujeitos à correnteza (folhicho de correnteza e pedra): *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Cloeodes*, *Corydalus*, *Hetaerina*, *Grypopteryx*, *Ochrotrichia*, *Blepharopus*, *Leptonema*, *Macronema*, *Macrostenum*, *Hidracarida*, *Aranae*.
- Táxons que ocorreram em maior frequência associados à depósitos de matéria orgânica (folhicho de correnteza e de fundo): *Notalina*, *Guaranyperla*, *Tupiperla*, *Dixidae*, *Dryopidae*, *Zeluzia*, *Mirocolis*, *Ullmeritoides*, Lutrochidae, Hydrophilidae sp. 2, Collembola.
- Táxons exclusivos das áreas de remanso (folhicho de fundo e sedimento): *Neocylloepus*, *Gyretes*, *Tropsternum*, Cordullidae, *Erpetogomphos*, *Barypenthus*.
- Táxons que ocorreram em maior frequência no substrato de sedimento: *Neocylloepus*, Hydrophilidae sp.1, *Berosus*, *Gyretes*, *Progomphos*, *Barypenthus*.

Bibliografia:

AGROFIT, 1998. Uso Adequado de Agrotóxicos, 1998. Ministério da Agricultura e do Abastecimento, softer AGROFIT 98, 1998.

ALVES, S.R. 2000. *Avaliação dos resíduos de pesticidas organofosforados e carbamatos por metodologia enzimática no Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo-RJ*. Dissertação de mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro. 61 p.

ANGRISANO, E. B. 1995. Insecta Trichoptera In: Lopretto E. C. & Tell G. (eds). *Ecossistemas de Aguas Continentales: metodologias para su estudio* (vol. III). pp. 1197-1123 Ediciones Sur, La Plata Argentina.

ARMITAGE, A. P.; MOSS, D.; WRIGTH J. F. & FURSE, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*. 17 (3), 333-347.

BAPTISTA, D. 1998. Estrutura e função de comunidades de insetos aquáticos em um sistema fluvial de mata atlântica no sudeste brasileiro com especial referência à avaliação do conceito de continuidade de rios (CCR) 140 p. Tese de doutorado apresentada ao programa de pós graduação em Zoologia do Museu Nacional – UFRJ.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLE, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & SOARES, L. H. J. 1998. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. pp. 197-207. In : Nessimian J.L. & Carvalho A. L. (eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos . Series Oecologia Brasiliensis, vol V*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; BUSS, D. F. & EGLER, M. 2002. Perspectivas do uso do biomonitoramento para avaliação da saúde ambiental de ecossistemas aquáticos. *Cadernos de Saúde Publica*. No prelo.

BARBOUR, M. T., GERRITSEN, G.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. Revision to Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA, 841-D-97-002.

BARTON, D.R., 1996; The Use of Model Affinity to Assess the Effects of Agriculture on Benthic Invertebrate Communities in Headwater Streams of Southern Ontario, Canada, *Freshwater Biology*, 36, 397-410.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1996. Distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do parque ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. pp 157- 173. In Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds), pp 157-172. *Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis vol V. PPGE- UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.*

BRASIL, 1985. Ministério da Agricultura Diretriz 329 - 2 de Setembro. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF. 03/09/1985. Seção 1. p.12941.

BRENENAN, D. H. & PONTASCH, K. W. 1994 . Stream microcosm toxicity testes: Predicting the effects of fenvalerate on riffle insects communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 13, 331- 338.

BROWN, A. V. & BRUSSOCK, P. P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pool. *Hydrobiologia*, 220, 99-108.

BUIKEMA, A. I. & VOSHELL, J. R. 1993. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates, pp 344-398. In Rosemberg, D. M. & Resh, V. H. (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chappman & Hall, New York, NY.

BUSS, D. F. 2001. Utilizando macroinvertebrados bentônicos no desenvolvimento de um programa integrado de avaliação da qualidade da água de rios. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia UFRJ - Rio de Janeiro.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J. L., DORVILLÉ, L. F. & SILVEIRA, M. P. 2001. The influence of Water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrates assemblages in a river basin in Southeastern Brazil. *Hydrobiologia*.

CAIRNS, J. & PRATT, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. pp 10-26. *In* Rosemberg D. M. & Resh V. H. (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chappman & Hall, New York, NY.

CAIRNS, J. ; McCORMICK, P. V. & NIEDERLEHNER , B. R 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263, 1- 44.

CALOW, P & PETTS, G. EDITORS (1994) *The Rivers Handbook - Hydrological and Ecological Principles*. Volume 2, Blackwell Scientific

CARVALHO, A. L. & CALIL, E. R. 2000. Chaves de Identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos larvas. *Papéis avulsos de Zoologia*, 41 (vol 15) pp 223-241.

CLEMENTS, W. H. 2000. Integrating effects of contaminats across levels of biological organization. *Journal of Ecosytem Stress and Recovery* 7:113-116. 2000.

CMMDA. 1988. *Nosso Futuro Comum*. Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1ª ed. São Paulo. Editora da Fundação Getúlio Vargas.

CNUMAD. 1992. Conferencia das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: Agenda 21. Capítulo 18. Senado Federal, Brasília, 585 P.

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* .199: 1302-1309.

COOPER, K. 1991. Effects of Pesticides on Wildlife, pp 463-496. *In* Hayes, W. J. & Laws, E. R. (eds) *Handbook of Pesticide Toxicology* . ol 1. General principles. Academic Press.

CRAWFORD, J. K. & LENAT, D. R., 1991 Effects of land use on the water quality and biota of three streams in the Piedmont Province of North Carolina. Water resources investigations report 89-4007, Us Geological survey Raleigh North carolina. USA.

CUMMINS W. K. & M. J. KLUG. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annual Review Ecological Systems. 10:147-72.

CUNHA BASTOS V.L.F.; CUNHA BASTOS J. F.; LIMA J. S. & CASTRO FARIA M.V. 1991. *Brain acetylcholinesterase as an "in vitro" detector of organophosphorus and carbamate insecticides in the water.* Water Research, 25 (7) :835-840.

DE PAUW, N. & VANHOOREN G. 1980. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. Hydrobiologia, 100: 153-168.

DUDGEON, D. 1990 Benthic community structure and the effect of rotenone piscicide on invertebrate drift and standing stocks in two Papua New Guinea streams. - *Archiv für Hydrobiologie* 119: 35-53.

DUNKEL F. V. & D. C. RICHARDS . 1998. Effect of Azadirachtin Formulation on six nontarget aquatic macroinvertebrates. *Physiological and Chemical Ecology.* 27 (3) : 667-674.

ECOBICHON, D. J. 1991. Toxic Effects of Pesticides. pp. 643- 686. *In* HAYES, W. J. & LAWS, E. R. (eds) *Handbook of pesticide toxicology.* Academic Press Inc. San Diego, California.

EMATER, 1996. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural Programa de Desenvolvimento Comunitário Integrado da Microbacia de São Lourenço – Município de Nova Friburgo. Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas Nova Friburgo, RJ.

GARMAN, G. C. & MORING, J. R. 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia*, 209 :29-37.

GHETTI, P. F. & SALMORAGUI, G. 1994. Macroinvertebrates and the changing Italian rivers. *Bolletín of Zoology*. 61: 409 – 414.

GRAPHPAD INSTAT version 3.00 for Windows 95. 1998., GraphPad Software Inc, San Diego California USA.. Endereço para download: <http://www.graphpad.com>

GRAÇA, M. A. S. & COIMBRA, C. N. 1998. The Elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*, 32 (2), 380-392

GRUESSNER, B. & WATZIN, M. C. 1996. Response of a aquatic communities from a vermont stream environmentally realistic atrazine exposure in laboratory microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15 (4) 410-419.

GRUMIAUX, F.; DHAINAUT- COURTOIS, N.; LEPRÊTRE, A. 1998. Effects of sediment quality on benthic macroinvertebrates communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia*, 385: 33-46.

HAWKINS, C. P. & SEDELL, J. R. 1981. Longitudinal and seasonal change in functional organization of macroinvertebrates communities in four Oregon streams. *Ecology* 62 (2) pp 387 – 397.

HAWKINS, C. P.; MURPHY, M. L. & ANDERSON, N. H. 1982. Effects of Canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology* 1840-1856.

HAYES, W. J. & LAWS, E. R. (eds) *Handbook of pesticide toxicology*. Academic Press Inc. San Diego, California .

HAYES, W. J. 1991. Introduction Chapter. pp. 1-37 *In* HAYES, W. J. & LAWS, E. R. (eds) *Handbook of pesticide toxicology*. Academic Press Inc. San Diego, California.

HELLAWELL, J. M. 1986 Biological indicators of fresh water pollution and environment management. Elsevier Applied Science publ. London 546 p.

HESPANHOL, I. 1999. Água e saneamento básico – uma visão realista. pp 249-303 *In* REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. (eds). 1999. Águas doces no Brasil: uso e conservação. São Paulo. Escrituras Editora.

HILSENHOFF, W.L. 1987. *An improved biotic index of organic stream pollution*. Great Lakes Entomol. 20:31-40.

HOSE, G. C.; LIM, R.P.; HYNE, R. V. & PABLO, F. (2002) A pulse of Endosulfan-contaminated sediment affects macroinvertebrates in Artificial Streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51, 44 – 52.

HYNES, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool, 195 p.

IBGE, 1985. Censo Agropecuário. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: editora do IBGE.

IBGE, 1985. Censo Agropecuário de 1991. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: editora do IBGE.

JOHNSON, R. K.; WIEDEHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. pp 41-105. *In* Rosemberg D. M. & Resh V. H. (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chappman & Hall, New York, NY.

KARR, J. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1 (1) 66-84.

KAUSS, P. B.; HART, D. R.; MCKEE, P. M. & BURT, A. J. 1991 Effects of pollution on benthic macroinvertebrates communities of St. Marys River 1985., *Hydrobiologia* 224 : 65-80.

KENDALL, R. J.; BENS, C. M.; COBB, G.P; DICKERSON, R. L.; DIXON, K. R.; KLAINE, S. J.; LARCHER, T. E.; LAPOINT, T. W.; MACMURRY, S. T.; NOBLET, R. & SMITH, E.E. 1996. Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology. pp 883 – 905. *In* CASARETT; L.J. & DOULL, J. (eds) *Toxicology: the basic science os poisons*. 5. Edition. McGraw-Hill, New-York, N.Y. (USA).

KIKUCHI, R. M. & UIEDA, V. S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados aquáticos de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds), pp 157-172. *Ecologia de Insetos Aquáticos (Oecologia Brasiliensis vol V)* PPGE- UFRJ, Rio de Janeiro.

LANDIS, W. G., MATTHEWS, A. R. & MATTHEWS, G. B. 1996. The layer and historical natures of ecological system and the risk assessment of pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 432-440.

LAIR, N. & VALADAS, B. 2000. Impact of Agricultural practices on a small headwater stream: terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes. *Hydrobiologia* 421: 129-139.

LENAT, D.R. 1984. Agriculture and stream water quality: biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8: 333-344.

LENAT, D. R. & 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.R., BARBOUR, M.T., 1994; Using Benthic Macroinvertebrate Community Structure for Rapid, Cost-Effective, Water Quality Monitoring; Rapid Bioassessment, In Loeb, S.L. and Species, A. (eds), *Biological Monitoring of Aquatic Systems*, 187-215; Lewis publishers, London, England.

LEMLY, A. D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrients enrichment. *Hydrobiologia*, 87, 229-245.

MAUND, S. J., SHERRATT, T. N. & STICKLAND, T. 1997. Ecological considerations in pesticide risk assessment for aquatic ecosystems. *Pesticide Science* 47: 185-190.

MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1996. (eds) *An Introduction to the Aquatic insects of North America*. 3^o ed. Kendall/ Hunt Publishing, Dubuque, IA. 862 p

METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.

MEYER, F. L. & ELLERSIECK, M. R. 1986. Manual of Acute Toxicity : Interpretation and database of chemicals on 66 species of freshwater animals. Resource Publication 160. Fish and Wildlife service, US Department of Interior. Washington D.C.

McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1997. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3.0. MjM Software. Gleneden Beach. Oregon. USA

MINAYO, M.C.S. 1995 Os Muitos Brasis: Saúde e População na Década de 80. São Paulo: Ed. HUCITEC, ABRASCO, 356pp.

MINSHALL, G. W. & MINSHALL, J. N. 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (U.S.A.) stream. *Hydrobiologia* 55: 231-249

MOREIRA, J. C.; CASTRO FARIA, M.V.; JACOB, S. C.; LIMA J. S.; ALVES, S.R.; OLIVEIRA-SILVA, J. J.; PERES F.; SARCINELLI, P.N.; CURY, R.; MOURA, M. C.; MEYER, A.; ARAUJO, A. J.; SOARES, M. O.; KUBOTA, A. H. BAPTISTA, D. F.; EGLER, M. 2002 *Avaliação Integrada do Impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana de uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ*. Revista de Saúde Coletiva. Julho 2002.

MVSP 1998. Multivariate Statistical Package .Kovack Computing Systems. Isle of Anglesey
Wales U.K WWW: <http://www.kovcomp.com/>

NIESER N. & DE MELO A. L. 1997. *Os Heterópteros aquáticos de Minas Gerais, guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Editora UFMG, Belo Horizonte. 180p

ODUM, E. P. 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *Bioscience*, 35 (1) ; 419-422.

OMS, 1989. Serie de Informes Técnicos. Número 778. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura:Informe de Un Grupo Cientifico de la OMS.

OPAS, 1993 Organização Panamericana de Saúde. Nuestro Planeta, Nuestra Salud. Informe de La Comission de Salud Y Medio Ambiente de la OMS. Publicacion Científica N° 544. Washington. Eua.

OLIVEIRA, A. L. H. 2001. Distribuição espacial e temporal da fauna de Chironomidae (Insecta:Diptera) em um rio da floresta da tijuca Rio de Janeiro, RJ. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia UFRJ - Rio de Janeiro.

PAUMGARTTEN, J. R.; DELGADO I. F.; OLIVEIRA, E. S.; ALLELUIA I. B.; BARRETTO, H. H. C.; KUSSUMI, T. A. 1998. Levels of organochlorine pesticides in the blood serum of agricultural workers from Rio de Janeiro State, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*. 14 (3).

PERES F. 1999. *É veneno ou é remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*. Dissertação de mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro.

PETERSEN, R. C. 1992. The RCE: a Riparian and Channel Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27 :295-306.

PETTS, G. & CALOW, P. 1996. River biota – Diversity and Dynamics. Ed. Blackwell Science, Inglaterra. 257 p

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. (eds). 1999. *Águas doces no Brasil: uso e conservação*. São Paulo. Escrituras Editora.

REBOUÇAS, A. C. 1999. Água doce no mundo e no Brasil. pp. 1-61 *In* REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. (eds). 1999. *Águas doces no Brasil: uso e conservação*. São Paulo. Escrituras Editora

REPETTO, R. & BALIGA, S. J. 1996. *Los Plaguicidas y el sistema inmunitario: riesgos para la salud pública*. World Resources Institute.

RESH, V. H. & JACKSON, J. K. 1993. Rapid assessment approaches in benthic macroinvertebrate biomonitoring studies. Pages 195-233 *In*. Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.

RESH, V.H. & MCELRAVY, E. P 1993. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. pp. 159-194. *In* Rosemberg D. M. & Resh V. H. (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chappman & Hall, New York, NY.

ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chappman & Hall, New York, NY.

ROSGEN, D. 1996. Applied River Morphology. Printed Media Companies, Minnesota,. pp 2-2/2-4.

SHERMA, J. 1997. Current status of pesticide residue analysis. *Journal of aoac International*. 80 (2).

SHIKLOMANOV, L. A. 1990. Global water recourses. *In: Nature and resources*. Paris. Unesco. 26. pp 34 – 43.

SILVEIRA, M. P. 2001 Estudo da comunidades de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macae, Estado do Rio de Janeiro .Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia UFRJ - Rio de Janeiro.

SIMIÉ, V. & SIMIÉ, S. 1999. Use of the river macrozoobenthos to formulate a biotic index. *Hydrobiologia* 416:51-64.

SNOO, R. G. & P. de WIT 1998. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental safety* 41, 112-118.

THORNE, S. J. R. & WLLLIAMS, P. 1997. The response of benthic macroinvertebrate to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* . 37 : 671-686.

VAN URK, G., KERKUM, F. & VAN LEEUWEN, C. J. 1993. Insects and insecticides in the Lower Rhine. *Water Reseach* 27: 205-213.

VANNOTE R. L.; MINSAHLL G. W.; CUMMINS W. K.; SEDELL J. R. & C. E. CUSHING. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of fish and Aquatic Science*. 37: 130-136

ZAMORA-MUNOZ C.;SANCHEZ–ORTEGA A.; ALBA-TERCEDOR 1993. Physico-chemicals factors that determine the distribution of mayflies and stoneflies in a high-mountains stream in Southern Europe. *Aquatic insects*, 15 (1) : 11-20.

WALLACE, J. B.; LUGTHART, G. H.; CUFFNEY, T. F. & SCHURR, G. A. 1989. The impact of repeated insecticidal treatments on drift and benthos of a headwater stream. *Hydrobiologia*, 179:135-147.

WALLACE, B. J.; GRUBAUGH, J. W. & WHILES, M. R. 1996 Biotic indices and stream ecosystem processes : Results from an experimental study. *Ecological applications* 6 : 140-151.

WALLACE, B. J. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of Entomology*, 41: 115 – 39.

WALLING, E. D.1990. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins, *Hydrobiologia* 410: 223-240.

WARD, J. V. & STANFORD, J.A. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual review of entomology*; 27:97-117

WATZIN, M.C. & MACINTOSH, A. W 1999. Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. *Journal of Soil and Water conservation* ,(4) 636-644.

WATZIN M. C. & GRUESSNER, B. Response of aquatic communities from a vermont stream to environmentally realistic atrazine exposure in Laboratory microcosms. *Environmental Toxicology & Chemistry* 15(4):410-419, 1996

WHILES, M. R.; BROCK, B. L.; FRANZEN, A. C. & DINSMORE, S. C. 2000 Environmental Auditing: Stream invertebrate communities, water quality and land use patterns in an agricultural drainage basin in northeastern Nebraska, USA. *Environmental Management*, 26: 563-576.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. 1990. Public health impacts of pesticides used in agriculture. Geneva.

WOHL, D.L., WALLACE, J.B. & MEYER, J.L. 1996. Benthic macroinvertebrate community structure, function and production with respect to habitat type, reach and drainage basin in the southern Appalachians (U.S.A.). *Freshwater Biol.* 34:447-464

WOIN P. 1998. Short and Long term effects of the Pyrethroid insecticide fenvelerate on an invertebrate pond community. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41: 137-156.

WORLD RESOURCE INSTITUTE, 1990-1991. Oxford, Oxford University Press.

Bibliografia Internet:

CALIFORNIA RIVERS ASSESSMENT. 1997.

<http://www.endeavor.des.ucdavis.edu/newcara/erosionlink.htm>

DANISH PROTECTION AGENCY, 2001

http://www.mst.dk/homepage/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/udgiv/Publications/2001/87-7944-634-5/html/helepubl_eng.htm. Acessado em abril 2002

EXTOXNET, 1993

<http://ace.ace.orst.edu/info/extoxnet/ghindex.html>

FONGERS D. & FULCHER J. 2001. Hydrologic Impacts Due to Development: The Need for Adequate Runoff Detention and Stream Protection Land and Water Management. Division Michigan Department of Environmental Quality.

http://www.michigan.gov/documents/deq-water-mgmt-Impact_4620_7.pdf

KOLKA, R. G. STRINGER, J. W. & GRUBBS S. A . 2001. Effects for riparian zone width and disturbance on water quality and stream communities following forest harvest in eastern Kentucky Watersheds. Kentucky University College of Agriculture. Water quality research Phase III Projects.

http://www.bae.uky.edu/sb271/P3_PP3/P3PP3_KOLKA2.PDF

PARRIS, K. 2002. OCDE. Environmental impacts in the agricultural sector: using indicator as a tool for policy purposes. Paper presented to the Comission for Environmetal Cooperating Meeting.

http://www.cec.org/files/pdf/economy/OECDParris_EN.pdf

Tillamook County Gis Project, 2001. Oregon Integrated river management to prevent Flood risk and promote salmon recovery at Tilamook Bay Basin.

http://gisweb.co.tillamook.or.us/library/feastudy/Chapter_1.PDF

http://gisweb.co.tillamook.or.us/library/feastudy/Chapter_5.PDF

VAN DER GEEST, H. G. 2001. Insects in polluted rivers: an experimental analysis. PhD thesis presented to the Department of Aquatic Ecology and Ecotoxicology Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics. Faculty of Sciences, University of Amsterdam. Disponível em: <http://www.bio.uva.nl/onderzoek/aot/Publications/thesis.vandergeest/thesis.htm> Acesso em: 03 mar. 2002

USEPA, 2002 - Pollutants/Toxics

<http://www.epa.gov/ebtpages/pollutants.html>

USEPA, 2002 - Current Drinking Water Standards

<http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>.

USEPA – AQUIRE DATABASE (Aquatic Toxicity Information Retrieval)

<http://www.epa.gov/med/databases/databases.html#aquire>

US GEOLOGICAL SURVEY (1999) - Water-resources investigations report 98-4222 - Pesticides in streams of the united states--initial results from the national water-quality assessment program sacramento, California. LARSON, S. J., GILLIOM, R. J., & CAPEL, P. D.

URL: <http://water.wr.usgs.gov/pnsp/rep/wrir984222/summary.html>