

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

EFEITOS DE METAIS PESADOS PRESENTES NA
ÁGUA SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES
BENTÔNICAS DO ALTO RIO DAS VELHAS-MG

Sebastião Venâncio de Castro

Belo Horizonte
2006

EFEITOS DE METAIS PESADOS PRESENTES NA ÁGUA SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BENTÔNICAS DO ALTO RIO DAS VELHAS-MG

Sebastião Venâncio de Castro

Sebastião Venâncio de Castro

**EFEITOS DE METAIS PESADOS PRESENTES NA
ÁGUA SOBRE A ESTRUTURA DAS COMUNIDADES
BENTÔNICAS DO ALTO RIO DAS VELHAS-MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Avaliação de impactos e riscos ambientais

Orientador: Dr. Eduardo von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2006

AGRADECIMENTOS

À Janaína Brumer, pelo apoio imprescindível na coleta de material bibliográfico em inúmeras bibliotecas e instituições.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Eduardo von Sperling, pelos estímulos positivos, pela orientação tranquila, segura e madura.

À Mônica Campos, pelas idéias e sugestões iniciais. A Alcione R. Mattos pela remessa de diversos materiais bibliográficos.

Ao Rômulo Cajueiro, pela “força” ao longo desta pesquisa, sempre “acorrendo” com material.

Ao Ailton Corecha, pelo apoio na estatística.

Ao Fernando Jardim, Thales, Frank (todos da Copasa) pelas idéias e pela boa vontade.

À Maria Edith Rolla pelas idéias iniciais e a Jussara Moreira pelos contatos.

Ao Cliff, pela parceria nos assuntos “operacionais” e pela ajuda constante.

À Élen Mara, pelo carinho e apoio, sempre.

À Nina, Alpha, Baja, Yasmin, Athena e Gaia pela companhia, carinho incondicional e ensinamentos.

RESUMO

O Rio das Velhas e seus afluentes drenam uma região de alta densidade populacional e industrial no Estado de Minas Gerais. A qualidade destas águas, medida por Índices Bióticos e pelo Índice de Qualidade da Água (IQA), vai de “Excelente” a “Muito Ruim”, devido ao lançamento de efluentes industriais, agrícolas e domésticos. O foco desta dissertação é investigar os efeitos que os metais lançados no Rio das Velhas e monitorados pelo IGAM exercem, em conjunto, sobre as comunidades de organismos bentônicos nesse rio, a partir de análises físico-químicas, bacteriológicas e de zoobentos feitas em 7 pontos de coleta, no “Alto Rio das Velhas”. São utilizados os dados provenientes de uma série histórica de monitoramento, de 1985 a 2004, produzida pelo CETEC e GEOSOL, para a FEAM e IGAM. Este trabalho tem como objetivo identificar e descrever, utilizando índices bióticos, tais modificações, relacionando-as com os teores de metais e com o IQA. Verificou-se, a partir dos resultados, que o IQA mantém uma correlação positiva com os índices biológicos BMWP, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, não sendo suficiente, porém para explicar todas as suas variações. A partir de um índice de metais desenvolvido pelo autor, observou-se correlação negativa forte com os índices biológicos acima citados. Conclui-se que os metais lançados no Rio das Velhas e em seus afluentes modificam e impactam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Palavras-chave: metais pesados, índices bióticos, IQA, zoobentos.

ABSTRACT

Rio das Velhas and its tributaries drain a region of high populational and industrial density in Minas Gerais State. The quality of these waters, assessed by Biotic Indexes and by the Water Quality Index (WQI), ranges from “Excellent” to “Very bad”, due to the discharge of industrial, agricultural and domestic effluents. The goal of this dissertation is to investigate, using results of physicochemical, bacteriological and zoobenthos analysis, the effects that the heavy metals discharged into Rio das Velhas and monitored by IGAM exert, altogether, on the communities of benthonic organisms of this river. The data used are from a historical series, from 1985 to 2004, produced by CETEC and GEOSOL, for FEAM and IGAM’s monitoring programs. This research aims to identify and describe, using biotic indexes, such alterations, correlating them with the metal content and with WQI. The author has verified that the WQI keeps a positive correlation with the biotic indexes BMWP, richness, Shannon-Wiener diversity and Pielou equitability but it’s not sufficient to explain all its variations. A metal index, developed by the author, keeps, on the other hand, a strong negative correlation with the above mentioned biotic indexes. The author concludes that the heavy metals discharged into Rio das Velhas and on its tributaries alter and impact the structure of benthonic macroinvertebrates.

Key-words: heavy metals, biotic indexes, WQI, zoobenthos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS.....	X
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	14
2.1. GERAL	14
2.2. ESPECÍFICOS	14
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	15
3.1. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	15
3.2. METAIS PESADOS	20
3.2.1 <i>Fontes de metais pesados</i>	22
3.3. METAIS E ORGANISMOS AQUÁTICOS	23
3.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA).....	33
3.5. ÍNDICES BIOLÓGICOS	40
3.5.1. <i>BMWP – Biological Monitoring Working Party</i>	43
3.5.2. <i>Abundância ou Densidade</i>	44
3.5.3. <i>Riqueza</i>	44
3.5.4. <i>Índice de Diversidade de Shannon-Wiener</i>	45
3.5.5. <i>Índice de Equitabilidade de PIELOU (E)</i>	46
4. MATERIAL E MÉTODOS	47
4.1. REDE DE AMOSTRAGEM	47
4.2. DADOS UTILIZADOS	47
4.3. METODOLOGIA UTILIZADA	48
4.3.1. <i>Índices biológicos</i>	48
4.3.2. <i>Índices físico-químicos</i>	52
4.3.2.1. IQA.....	52
4.3.2.2. Índice de metais.....	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
5.1. GRÁFICOS DOS ÍNDICES BIOLÓGICOS E FÍSICO-QUÍMICOS NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO ALTO RIO DAS VELHAS	55
5.2. GRÁFICOS DOS ORGANISMOS AMOSTRADOS.....	59
5.3. ÍNDICES FÍSICO – QUÍMICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA, POR PONTO DE COLETA (2003-2004)	67
5.3.1 <i>Índice de Metais</i>	67
5.3.2.1. <i>Análise dos Componentes Principais (PCA)</i>	68
5.3.2.2. <i>Análise da Variância para Índices Bióticos e IQA</i>	71
5.3.2.3. <i>Análise de Dispersão</i>	77
5.3.2.4. <i>Comparação entre os Índices</i>	82
6. CONCLUSÕES	86
7. REFERÊNCIAS	88
ANEXOS	97

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1- Tolerância de alguns grupos de invertebrados bentônicos à poluição	19
Figura 4.1- Principais Sub-Bacias De Minas Gerais	49
Figura 4.2- Mapa Estações de Coleta estudadas nesta dissertação	50
Figura 4.3- Duas Das Sete Estações De Coleta Pesquisadas	51
Figura 5.1- Índice Biológico BMWP (1985-2004)	55
Figura 5.2- Índice Biológico de Diversidade (1992 – 2004)	57
Figura 5.3- Índice Biológico de Riqueza (1992 – 2004)	58
Figura 5.4- Índice Biológico de Equitabilidade (1992-2004)	59
Figura 5.5- Organismos Amostrados no Ponto AV 005 (1985-2004)	60
Figura 5.6- Organismos Amostrados no Ponto AV 010 (2003-2004)	61
Figura 5.7- Organismos Amostrados no Ponto AV 040 (1985-2004)	62
Figura 5.8- Organismos amostrados no ponto AV 130 (1985-2004)	63
Figura 5.9- Organismos Amostrados no Ponto AV 210 (1985-2004)	64
Figura 5.10- Organismos Amostrados no Ponto AV 330 (1985-2004)	65
Figura 5.11- Organismos Amostrados no Ponto AV 350 (1985-2004)	66
Figura 5.12- IQA	67
Figura 5.13- Gráfico dos Auto-Valores	70
Figura 5.14- Plotagem dos Componentes	71
Figura 5.15- Análise de Dispersão IQA X IM	77
Figura 5.15- Análise de Dispersão IM X DIVERSIDADE	78
Figura 5.16- Análise de Dispersão IM X RIQUEZA	79
Figura 5.17- Análise de Dispersão IM X EQUITABILIDADE	80
Figura 5.18- Análise de Dispersão IM X BMWP	81
Figura 5.19- Comparação entre os Índices Normalizados e Diversidade	82
Figura 5.20- Comparação entre os Índices Normalizados e BMWP	83
Figura 5.21- Comparação entre os Índices Normalizados e Riqueza	84
Figura 5.22- Comparação entre os Índices Normalizados e Equitabilidade	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Metais pesados: Ocorrência e Efeitos na Biota	25
Tabela 3.2- Padrões de qualidade de água (metais pesados)	33
Tabela 3.3- Classes de qualidade estabelecidas e seus respectivos intervalos	35
Tabela 3.4- Classificações da qualidade da água bruta - (cetesb, 2005)	38
Tabela 3.5- Classes de qualidade da água segundo o bmwp	44
Tabela 4.1- Índices Bióticos Utilizados	48
Tabela 5.1- Classificação do Índice Calculado (BMWP)	56
Tabela 5.2- Estatística Descritiva	68
Tabela 5.3- Testes de KMO e Bartlett	69
Tabela 5.4- Variância Total Explicada	69
Tabela 5.5- Matriz Dos Componentes	70
Tabela 5.6- Diversidade de Shannon-Wiener	72
Tabela 5.7- Riqueza	73
Tabela 5.8- Equitabilidade de Pielou	74
Tabela 5.9- BMWP	75
Tabela 5.10- IQA	76

LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS

BMWP	BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY
CETEC	FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS
CETESB	COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
CONAMA	CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE
FEAM	FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE
GEOSOL	GEOLOGIA E SONDAgens LTDA
IGAM	INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS
IQA	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA
MMA	MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE
PNMA	PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE

1. INTRODUÇÃO

O Rio das Velhas nasce em Ouro Preto, na Cachoeira das Andorinhas e deságua, 700 km a jusante, no Rio São Francisco, na região de Barra do Guaicuí, no município de Várzea da Palma. Ao longo de seu curso, corta regiões de extensa atividade mineradora, industrial e grandes aglomerações urbanas que nele lançam seus efluentes domésticos e industriais. A sub-bacia do Rio das Velhas tem área de 29,1 mil quilômetros quadrados, onde vivem 4,5 milhões de pessoas, distribuídas em 56 municípios, que respondem por 42% do Produto Interno Bruto mineiro (IGAM, 2003). Para essa população o Rio das Velhas tem enorme importância, sobretudo como fonte de abastecimento, como ocorre com Belo Horizonte, que tem 60% de sua água de abastecimento captada deste rio.

Em termos de usos do solo, na área da bacia, as atividades de mineração de ferro afetam particularmente as sub-bacias dos Rios Itabirito, Maracujá, Pedras, Peixe e Ribeirões dos Macacos e Água Suja. Outros minerais extraídos, como topázio e calcário, e a exploração de areia, especialmente nos municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte, também impactam as águas do Rio das Velhas e de seus afluentes. No alto e médio Rio das Velhas as indústrias alimentícias, metalúrgicas, têxteis, químicas e farmacêuticas exercem igualmente forte pressão sobre a sub-bacia, enquanto a horticultura está presente ao longo de diversos afluentes, que acabam por receber, via escoamento superficial, parte dos defensivos agrícolas utilizados nas culturas (IGAM, 2003).

Dentre os metais lançados na sub-bacia do Rio das Velhas pela atividade antrópica e monitorados pelo IGAM, e que serão objeto deste trabalho encontram-se: chumbo, sódio, mercúrio, potássio, arsênio, níquel, zinco, selênio, cobre, cálcio, ferro solúvel, ferro total, manganês, bário, cromo trivalente, cromo hexavalente e cádmio.

Os efeitos de metais pesados em organismos têm sido estudados há décadas, especialmente após os acidentes da Baía de Minamata e em Niigata, no Japão, nas décadas de 40 e 50, quando cerca de 1740 pessoas (além de gatos e ratos), após ingerirem peixe e mariscos com altas concentrações de metilmercúrio, vieram a adoecer, muitas ficando com seqüelas (DIAS, 2004). Já a doença de Itai-itai (década de 60) foi provocada pelo cádmio concentrado nos grãos de arroz cultivado por inundação, que causava dor intensa nos ossos, daí o nome itai-itai ("dói-dói", em japonês) (THORNTON, 1995; DIAS, 2004). Inúmeros estudos têm sido

conduzidos, em diversos países, buscando determinar os limites tóxicos e os prejuízos à integridade de animais, humanos e plantas, por metais pesados (WELCH, 1980; CONNELL & MILLER, 1984; ELDER, 1988; BREZONIK *et al.*, 1991; THORNTON, 1995; HILLERT, 1997; DAMATO *et al.*, 1998; MORTIMER, 2000; DIRILGEN, 2001; MELVILLE & BURCHETT, 2002).

A despeito dos estudos conduzidos no Brasil sobre metais pesados e seus perigos para a saúde animal e humana, das pesquisas feitas sobre zoobentos e seu papel como bioindicadores da qualidade da água e ainda de seu papel e significado ecológico (CUMMINS *et al.*, 1989; DEVAI, 1990; CALLISTO & ESTEVES, 1995), pouco se tem pesquisado no tocante aos efeitos específicos de metais sobre esses organismos, em sistemas lóticos. Sua utilização como indicadores da qualidade de água tem se baseado no fato de que são geralmente mais permanentes no ambiente, sendo o seu monitoramento uma informação importante e, muitas vezes, mais eficiente que o monitoramento baseado tão somente na mensuração de parâmetros físicos e químicos (LENAT & BARBOUT, 1994; ALBA-TERCEDOR, 1996), permitindo avaliar não apenas impactos contínuos, mas também impactos descontínuos (WARD & STANFORD, 1979).

Segundo Damato (1998), apenas um reduzido número de espécies de água doce da região neotropical tem sua sensibilidade para parâmetros toxicológicos determinada, o que leva à necessidade de serem utilizados dados bibliográficos sobre a toxicidade de determinados efluentes em condições ambientais muito diferentes das encontradas no Brasil. A determinação dos efeitos tóxicos de diversas substâncias em espécies nativas se reveste, pois, de grande importância, seja nos programas de agentes tóxicos, seja na avaliação de possíveis impactos ambientais de substâncias tóxicas sobre a biota aquática e suas possíveis implicações na preservação do meio ambiente (DAMATO, 1998).

Os índices bióticos utilizados no programa de monitoramento do Rio das Velhas levam em consideração os resultados de análises de zoobentos, mas são ainda poucos os estudos buscando relacionar os resultados dessas análises, em especial, com os teores encontrados para metais. Paula (2004), trabalhando nessa linha, relaciona índices bióticos com o IQA, utilizando resultados físico-químicos, bacteriológicos, hidrobiológicos (fito e zooplâncton e zoobentos) de 2003, concluindo que há uma estreita relação entre os resultados de IQA e os índices bióticos. No entanto, o IQA não leva em consideração os resultados de metais

pesados, não havendo estudos conclusivos relacionando esses elementos com índices bióticos, para a sub-bacia do Rio das Velhas.

O foco desta dissertação é investigar os efeitos que os metais lançados no Rio das Velhas e monitorados pelo IGAM exercem, em conjunto, sobre as comunidades de organismos bentônicos desse curso d'água, a partir de análises físico-químicas, bacteriológicas e de zoobentos feitas em 07 estações de coleta, no próprio Rio das Velhas (trecho que vai de São Bartolomeu – AV 005 – até a cidade de Sabará – AV 350). Os dados aqui utilizados são secundários, produzidos pelo CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais) e pela GEOSOL, ao longo de 19 anos, de 1985 a 2004, (com lacunas, em vários anos), para a FEAM e para o IGAM.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Relacionar as modificações ocorridas na estrutura das comunidades bentônicas do Alto Rio das Velhas, com metais pesados aí lançados e em seus afluentes, identificando e quantificando, para um período de 19 anos, as alterações e impactos ecológicos advindos desses lançamentos de metais.

2.2. Específicos

- Identificar e descrever, utilizando índices bióticos, as modificações ocorridas na estrutura das comunidades bentônicas do Alto Rio das Velhas;
- Relacionar modificações, observadas e determinadas pelos índices de riqueza, equitabilidade (Pielou), diversidade de Shannon-Wiener e BMWP dessas comunidades bentônicas, com os teores de metais detectados e com o Índice de Qualidade de Água (IQA);
- Comparar resultados da série histórica, buscando avaliar e relacionar a evolução da qualidade da água no período estudado, com os índices bióticos e os teores de metais;
- Propor um Índice de Metais que possa ser relacionado com os índices biológicos e com o IQA e explicar as alterações dos primeiros.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Macroinvertebrados bentônicos

Macroinvertebrados bentônicos (geralmente maiores que 0,5 mm (CUMMINS *et al.*, 1989) são organismos que vivem, pelo menos parte de seu ciclo vital, nos sedimentos de ecossistemas lóticos ou lênticos, associados a substratos diversos, tanto orgânicos quanto inorgânicos. (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003). Os zoobentos ocupam posição intermediária na cadeia trófica, entre os produtores e os consumidores do topo da cadeia, principalmente os vertebrados (CUMMINS *et al.*, 1989). Sua distribuição, ocorrência e abundância estão vinculados a características ambientais tais como a corrente, o tipo de substrato (pedras, areia, folhiços, macrófitas), a disponibilidade de alimento, abrigo contra predação e estabilidade do ambiente (regime hidrológico) (GONÇALVES & ARANHA, 2004).

As seguintes categorias de macroinvertebrados bentônicos podem ser destacadas (adaptado de MANDAVILLE, 1999):

- I. Animais haptobênticos ou perifíticos verdadeiros, vivendo atracados a substrato sólido, seja permanentemente, como adultos (flagelados ou ciliados protista, esponjas, rotífera, ectoprocta, dentre outros) ou durante a maior parte de sua vida (alguns ciliados, hydridae, cristatella, alguns moluscos e várias larvas de insetos).
- II. Animais de vida livre no haptobento e capazes de movimentos: grande número de espécies dos filos protista, turbellaria, nemertea, nematoda, rotífera, gastrotricha, oligoqueta, tardigrada e a maioria dos grupos de pequenos artrópodos.
- III. Animais com movimentos, maiores do que os anteriores, porém maus nadadores ou incapazes de nadar e geralmente não deixando o substrato: moluscos gastrópodes, alguns insetos e poucos crustáceos, tais como o Asellus.
- IV. Animais nadadores, que se alimentam de organismos do sedimento e se deslocam em busca de alimento: sanguessugas, crustáceos e um grande número de insetos.
- V. Animais que vivem no lodo, geralmente em águas um pouco mais profundas, e debaixo de vegetação: larvas de insetos, especialmente quironomídeos, alguns protistas, platielmintos, nematodos, alguns oligoquetas, alguns crustáceos e muitos moluscos bivalvos.

VI. Fauna da areia ou psamobentos, que se desenvolvem em meio à mistura de líquido, sólido e ar da região litorânea de lagos e rios.

Macroinvertebrados bentônicos reagem aos diferentes níveis de poluição de formas específicas, podendo ser classificados, quanto a essa reação, em organismos tolerantes, intolerantes e organismos resistentes (GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004).

Os organismos tolerantes, ou pouco sensíveis à poluição, são, em sua maioria, insetos aquáticos, além de moluscos, bivalvos, e representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera, além de algumas famílias de Diptera, que demandam menor concentração de oxigênio dissolvido, algumas espécies inclusive utilizando oxigênio atmosférico (Heteroptera, adultos de Coleoptera e alguns Pulmonata) (GOULART & CALLISTO, 2003).

Os organismos intolerantes são aqueles que requerem altas concentrações de oxigênio dissolvido, e pertencem às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, cuja abundância percentual é, por isso mesmo, utilizada como índice de qualidade de água (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003).

Os organismos resistentes sobrevivem em condições de depleção de oxigênio dissolvido e, muitos sendo fossoriais (vivem enterrados) e detritívoros (alimentam-se de matéria orgânica depositada no sedimento), adaptam-se mais facilmente aos mais diversos ambientes. Esse grupo é formado por larvas de Chironomidae, diversas espécies de Diptera e pelos Oligochaeta. (GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é um importante componente do sedimento de rios e lagos, sendo fundamental para a dinâmica de nutrientes, a transformação de matéria e o fluxo de energia (CALLISTO & ESTEVES, 1995). O biorrevolvimento da superfície do sedimento e a fragmentação do *litter* proveniente da vegetação ripária são exemplos de processos sob a responsabilidade da comunidade bentônica, que resultam na liberação de nutrientes para a água e na aeração dos sedimentos (CUMMINS *et al.*, 1989; DEVAI, 1990), sendo a saúde e a qualidade de um corpo d'água dependentes de tais processos.

Estudos na Rússia (SUSHCHIK *et al.*, 2002) enfatizaram o importante papel dos invertebrados bentônicos na síntese de alguns ácidos graxos poliinsaturados (PUFA), componentes essenciais na nutrição de peixes e outros vertebrados, inclusive de seres

humanos. Os mecanismos utilizados pelos zoobentos para a síntese de tais ácidos também têm merecido atenção, uma vez que podem abrir caminho para a fabricação de ácidos sintéticos para utilização humana (SUSHCHIK *et al*, 2002).

A qualidade do *habitat* é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos. A flora e a fauna presentes em um sistema aquático são também influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água (geomorfologia, velocidade da corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção) (DEVAI, 1990). Outros autores (FONTOURA, 1989; JESUS & FORMIGO, 1999) também verificaram diferenças na estrutura, estabilidade e resiliência das comunidades de macroinvertebrados, a montante e jusante de empreendimentos hidráulicos (barragens), devido a alterações de velocidade da corrente. Resiliente é a biota que apresenta capacidade de rápida recolonização de áreas perturbadas pelas cheias e persistente é a biota que demonstra uma boa capacidade de resistência a distúrbios (JESUS & FORMIGO, 1999).

A ecologia dos corpos d'água está estreitamente relacionada às atividades antrópicas desenvolvidas em seu entorno; por isso o primeiro passo para a compreensão de como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão reagindo à alteração da qualidade de água é identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas estão afetando esses organismos (TATE & HEINY, 1995, apud MARQUES *et al.*, 1999). Em alguns casos, por exemplo, efluentes ácidos oriundos de minas abandonadas são transportados por águas de chuva e depositados em rios e lagos próximos, causando grandes danos à biota aquática e aos lençóis subterrâneos (COOR, 2001).

Macroinvertebrados bentônicos são hoje amplamente utilizados como organismos indicadores para a avaliação da integridade ecológica de ecossistemas (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004). As vantagens da utilização de macroinvertebrados de água doce são bastante conhecidas: eles são ubíquos, sendo afetados por perturbações em muitos *habitats* diferentes; apresentam grande riqueza de espécies, podendo produzir uma ampla gama de respostas; são sedentários, permitindo a determinação espacial de um distúrbio no ecossistema; têm vida longa, o que facilita o acompanhamento de mudanças temporais em sua abundância e em seu desenvolvimento; e demonstram condições do ecossistema ao longo do tempo, fornecendo evidências de suas características por longos períodos de tempo (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003).

Algumas desvantagens em se utilizar macroinvertebrados como bioindicadores também merecem menção: sua distribuição e abundância podem ser afetadas por outros fatores que não os pesquisados, além de variarem de acordo com a estação e não responderem a todos os impactos ambientais; além disso, aspectos ligados às coletas (representatividade dos *taxa*, identificação taxonômica, especialmente em países tropicais) também podem introduzir erros nos índices biológicos (ROSENBERG, 1998; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998). Ao pesquisar a resposta de invertebrados a metais lançados em seu *habitat*, RAVERA *et al.* (2003), trabalhando com moluscos *Unio pictorum mancus* (Mollusca, Lamellibranchia), em 12 lagos do norte da Itália, concluíram que as concentrações de metais nesses organismos não refletiam as concentrações de metais das águas em que viviam.

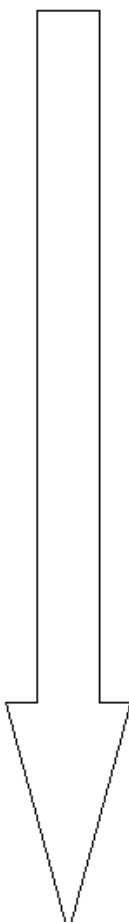
Menor tolerância à poluição  Maior tolerância à poluição	Plecoptera	
	Ephemeroptera	
	Amphipoda	
	Isopoda	
	Diptera	
	Oligochaeta	

Figura 3.1 - Tolerância de alguns grupos principais de invertebrados bentônicos à poluição (ADAPTADO DE MASON, 1991)

Créditos fotos: 1.Lab. Ecol. Bentos UFMG 2.www.famu.org
3.<http://en.wikipedia.org/wiki/Amphipod>
4.www.dec.state.ny.us/website/dow/stream/isob.jpg 5.www.lakes.chebucto.org
6.www.dlwc.nsw.gov.au/images/oligochaeta.jpg

3.2. Metais pesados

Metal é o elemento químico que apresenta ligações químicas fortes entre seus átomos (ligação metálica) e três características físicas definidas, quais sejam: conduzir eletricidade, ter brilho, ser maleável e flexível (BACCAN, 2004). O que dá ao metal tais características é o arranjo regular em que se encontram os cátions, cercados por um grande número de elétrons, cuja mobilidade, por exemplo, confere brilho ao metal. Os metais exibem características diferentes, dependendo da temperatura e cerca de 80 dos 110 elementos da tabela periódica são classificados como metais (BACCAN, 2004).

Metais se combinam em quase todas as proporções, formando uma vasta gama de ligas que geralmente mostram todas as características de um metal, sendo portanto consideradas como tal (HILLERT, 1997). Ligas são combinações de elementos que não podem ser separados por meios físicos, e podem ser obtidas por processos como fundição, usinagem e extrusão, para exibir propriedades mecânicas vantajosas tais como elasticidade e resistência (HILLERT, 1997).

Os termos “metais pesados”, “metais tóxicos”, “metais traço”, “elementos traço” e ainda “constituintes traço” têm sido utilizados como sinônimos na literatura, referindo-se a elementos (nem sempre metais) nos sistemas aquáticos, de alto potencial toxicológico e associados à poluição (ANZECC/ARMCANZ, 2000). Por outro lado, Hillert (1997) defende que o termo “metal pesado” teria surgido como uma conveniência para os legisladores para referir-se a metais com potencial tóxico. Cádmio, mercúrio, chumbo e bismuto têm sido frequentemente mencionados, até porque a atividade humana aumentou a sua concentração no ambiente (HILLERT, 1997). Por outro lado, diferentemente do que comumente se pensa, nem todos os metais causam danos à saúde humana e animal, se estiverem em formas não disponíveis biologicamente e se a dieta do organismo que o ingeriu não contiver determinados elementos que se complexam com os metais, tendo como produto final um metal sob uma forma então tóxica (THORNTON, 1995).

Uma das definições de metais pesados compara-os a seus óxidos, em termos de densidade (HILLERT, 1997). Titânio encontra-se na linha divisória, podendo ou não ser considerado um metal pesado, uma vez que tem óxidos mais e menos densos que a substância pura (THORNTON, 1995). Outra definição propõe que metais pesados sejam aqueles que têm densidade maior que 6 g.cm^{-3} e, assim, metais mais pesados que o vanádio seriam metais

pesados, aí se incluindo a maioria dos metais comerciais (PHIPPS, 1981; ALLOWAY, 1995; THORNTON, 1995; HILLERT, 1997). Outros autores (BARCELÓ & POSCHENRIEDER, 1992; PUNZ & SIEGHARDT, 1993; MALAVOLTA, 1994), consideram metais pesados os elementos que possuem densidade superior a 5 g.cm^{-3} ou número atômico superior a 20. Há, ainda, autores (HAWLEY, 1993; HAWKES, 1997) que sustentam que, para um metal ser classificado como pesado, há que se levar em conta suas propriedades químicas, e não sua densidade. Ainda uma outra definição de metais pesados congrega o bloco dos metais pertencentes aos grupos 3 a 16 da tabela periódica, nos períodos iguais ou superiores a 4 (HAWKES, 1997).

Diversos metais pesados, em quantidades mínimas, desempenham importante papel para os organismos vivos, aí incluídos os humanos (GRAFT, 1988; THORNTON, 1995; NATIVIDADE, 1998). Nos sistemas lacustres e fluviais, metais pesados podem ser encontrados na coluna d'água, nos sólidos suspensos e sedimentados, nos organismos e nas plantas aquáticas (SALOMONS *et al.*, 1988).

A presença de metais pesados em sedimentos de fundo, habitat preferencial dos zoobentos, tem merecido estudos cada vez mais freqüentes, uma vez que os sedimentos refletem a qualidade da água do ecossistema (AZEVEDO *et al.*, 1988; CALLISTO & ESTEVES, 1995), representando, igualmente, a evolução histórica dos impactos aí causados pela contaminação ou poluição (LACERDA *et al.* 1988), funcionando ainda como um reservatório acumulador de metais pesados (PUCCI, 1988; SALOMONS *et al.*, 1995).

Verifica-se, no entanto, uma mobilidade dos metais nos sedimentos, devido a alterações das condições físico-químicas do sistema aquático, principalmente, mudanças nos teores de pH e potencial redox (Eh) (MOURA, 2002). Assim, por exemplo, hidróxidos de ferro e manganês podem ser parcial ou totalmente dissolvidos, mediante alterações de Eh do sedimento, liberando metais pesados incorporados ou adsorvidos. De forma semelhante, a queda do pH leva à dissolução de carbonatos e hidróxidos, igualmente liberando metais pesados para a coluna d'água (FÖRSTNER & WITTMAN, 1981). Ainda segundo esses autores, a matéria orgânica apresenta grande capacidade de adsorção de metais pesados, sendo as partículas menores que 63μ as que concentram mais metais pesados (FÖRSTNER & WITTMAN, 1981).

A fase solúvel representa a principal fonte de metais biodisponíveis, favorecida em condições de pH baixo, baixas cargas de particulados e altas concentrações de matéria orgânica dissolvida (ELDER, 1988). Em baixos valores de pH, a solubilidade dos hidróxidos metálicos aumenta, a capacidade de adsorção de superfícies sólidas diminui e os íons H^+ competem com os metais por sítios de ligação em moléculas orgânicas (ELDER, 1988). Mais metais também podem entrar em solução quando aumenta a dureza da água, porque cátions (especialmente Ca^{2+} e Mg^{2+}) igualmente competem com os metais por sítios de ligação (ELDER, 1988).

3.2.1 Fontes de metais pesados

A ocorrência de metais no estado elementar é bastante rara; modernamente, mesmo os metais inativos são obtidos primariamente de compostos encontrados na natureza, freqüentemente na forma de óxidos, sulfetos e carbonatos (ANZECC/ARMCANZ, 2000). A obtenção desses metais a partir de seus minérios é essencialmente uma questão de separação de substâncias indesejáveis. O ferro, por exemplo, requer uma redução química, enquanto o alumínio requer uma redução eletrolítica, para serem obtidos de seus minerais fonte (ANZECC/ARMCANZ, 2000).

As atividades antrópicas podem aumentar as concentrações de metais a níveis mais altos dos que os originalmente presentes na natureza, a partir de lançamentos de efluentes industriais e municipais, enxurradas urbanas e agrícolas, sedimentos finos provenientes da erosão de mananciais, deposição atmosférica, pinturas antiaderentes de embarcações (especialmente estanho e cobre), metais dos tubos de estações de tratamento de esgotos, drenos de solos ácidos sulfatados e minas para extração de minérios (ANZECC/ARMCANZ, 2000).

Os metais são separados nas fases solúveis, nos sedimentos em suspensão e de fundo, e na biota dos sistemas aquáticos, sendo as principais rotas, a adsorção, a complexação, a precipitação e a absorção biológica (ELDER, 1988). A adsorção é geralmente o processo predominante, uma vez que os metais têm uma forte afinidade pelos oxihidróxidos de manganês e ferro, por matéria orgânica particulada e, em menor grau, por minerais argilosos, tendendo, portanto, a se acumularem nos sedimentos de fundo (ELDER, 1988; MOURA, 2002). Altos teores de pH e Eh e concentrações elevadas de matéria orgânica particulada favorecem a perda de metal para os sedimentos de fundo, ou para fases particuladas suspensas, se a energia hidráulica for alta o bastante (ELDER, 1988).

3.3. Metais e Organismos Aquáticos

O acelerado crescimento industrial e agrícola, a utilização, muitas vezes sem critério, de agrotóxicos e o lançamento de esgoto doméstico e industrial, eventualmente sem tratamento adequado, em corpos d'água e no solo, tem provocado um incremento no conteúdo de metais pesados no ambiente, colocando em risco a saúde humana (THORNTON, 1995; MOURA, 2002).

As atividades industriais, tipicamente, resultam na deposição de elevados níveis de chumbo, cádmio, mercúrio e zinco em rios e lagos, vindo a atingir os organismos aquáticos (JACKSON, 1991), razão porque estudos ligados à qualidade dos ambientes aquáticos devem levar em conta não apenas a qualidade da água, mas igualmente a vegetação, os organismos aquáticos, os sedimentos suspensos e de fundo (MOURA, 2002)

Os metais tendem a se acumular em plantas e animais aquáticos, penetrando nesses organismos através da superfície do corpo e de estruturas respiratórias, e também pela ingestão que fazem, de material particulado e água, criando uma condição de toxicidade (MELVILLE & BURCHETT, 2002). A toxicidade manifesta-se como distúrbios na função metabólica, implicando em possíveis mudanças na distribuição e na abundância de populações (ELDER, 1988). Efeitos subletais podem incluir mudanças morfológicas, fisiológicas, bioquímicas, comportamentais e na reprodução (CONNELL & MILLER, 1984). A extensão da absorção de metal, a toxicidade e a bioacumulação variam dependendo do organismo, e podem ser alteradas pelos efeitos da temperatura, do pH, da turbidez, do oxigênio dissolvido e das concentrações de outros metais em solução, de tal forma que a acumulação de metais em organismos aquáticos pode ser um indicador útil da presença de metais em formas biologicamente disponíveis (MORTIMER, 2000).

A maneira como os metais afetam os organismos aquáticos tem sido pesquisada por diversos cientistas (WELCH, 1980; CONNELL & MILLER, 1984; BREZONIK *et al.* 1991; DAMATO *et al.*, 1998; MORTIMER, 2000; DIRILGEN, 2001; MELVILLE & BURCHETT, 2002), cujos estudos demonstram que essas interações de metais dissolvidos com superfícies orgânicas tais como membranas celulares podem afetar o transporte, a química, a bioacumulação e a toxicidade de metais. Tais superfícies são o mais importante substrato para a ligação com metais em ambientes aquáticos e, em alguns casos, as concentrações de metais dissolvidos são controladas pela adsorção por superfícies orgânicas do sedimento

(DIRILGEN, 2001). As interações que ocorrem em superfícies biológicas em águas naturais são muito complexas. As reações de íons metálicos com os vários grupos funcionais dessas superfícies (amino, carboxila, hidróxido, óxido) são numerosas e difíceis de serem quantificadas individualmente (DIRILGEN, 2001). Este autor, estudando a acumulação de metais por organismos aquáticos concluiu, que esse é um processo de duas fases, a primeira consistindo de adsorção rápida ou ligação com a superfície, seguida por transporte lento e de difusão controlada para o interior da célula. O transporte para o interior da célula pode ser tanto por difusão do íon do metal através da membrana celular ou por transporte ativo feito por uma proteína transportadora (BREZONIK *et al.* 1991; DIRILGEN, 2001).

Dentre os fatores que afetam a bioacumulação de metais pesados por organismos aquáticos, as condições da solução, a natureza do íon metálico (correlações envolvendo o raio do íon ou a função carga-raio) e a natureza dos organismos aquáticos são de importância capital (BREZONIK *et al.* 1991; DIRILGEN, 2001). Outros autores (ESPINOZA-QUIÑONES *et al.*, 2004), em experimentos utilizando a macrófita aquática *Salvinia* sp. verificaram que o vegetal possui afinidade e preferências distintas para a incorporação de metais, sendo o K, Zn, Ca, Fe e Co absorvidos rapidamente.

Pouco se conhece, no entanto, sobre os efeitos tóxicos de substâncias contaminantes em espécies animais tropicais, sendo, pois, de interesse e importância sua determinação para a avaliação de impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos, visando esforços de preservação ambiental (DAMATO *et al.*, 1998). Para uma espécie de peixe, *Hyphessobrycon callistus*, Damato *et al.* (1998) constataram que o cobre foi o metal mais tóxico seguido pelo zinco, arsênio e cromo, nesta ordem. Em condições naturais, porém, diferentemente do que ocorre em ensaios de laboratório, quando metais pesados contaminam um rio, pode levar meses até que seja possível detectar a substância nos organismos bentônicos (REBELO, 2005). Trabalhando com moluscos, esse autor está desenvolvendo técnicas baseadas em análises químicas e genéticas para detectar a exposição desses organismos às substâncias tóxicas (cádmio, zinco) e seus efeitos (hiperatividade da proteína metalotioneína e ativação do gene p53, que codifica uma proteína para monitorar o DNA em busca de erros) nos organismos pesquisados, num prazo de 24 horas após a exposição (REBELO, 2005). Na Malásia, pesquisando a bioabsorção de metais por moluscos, cientistas concluíram que espécies diferentes mostram preferências distintas para a absorção de diferentes metais, sendo o As o elemento mais absorvido por duas espécies (*Brotia costula* e *Clithon* sp.).

Variações no conteúdo do mesmo metal, na carapaça e nos tecidos dos moluscos também foram observadas (LAU *et al*, 1998).

O quadro a seguir apresenta as principais fontes e os efeitos dos metais pesados abordados neste trabalho, sobre seres humanos, vegetais e outros organismos.

Tabela 3.1 - Metais pesados: Ocorrência e Efeitos na Biota

Arsênio: Número atômico: 33 Densidade: 5.7 g.cm ⁻³ a 14°C
FONTES / OCORRÊNCIA: Devido às suas propriedades semimetálicas, o arsênio é utilizado em metalurgia como um metal aditivo. A queima de combustíveis fósseis, notadamente carvão, libera arsênio para a atmosfera. Também encontrado no solo e em ostras e crustáceos (VON SPERLING, 2002). Em águas naturais, aparece nas formas pentavalente e trivalente, estas, 60 vezes mais tóxicas que aquelas. Ocorre em áreas geralmente associadas às águas subterrâneas, fontes geotermiais e a águas e ambientes próximos de mineração. Em Minas Gerais, as principais fontes naturais estão localizadas no Quadrilátero Ferrífero, em minerais como a arsenopirita e a pirita.
EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA: Os compostos de arsênio são perigosos, principalmente devido aos seus efeitos irritantes na pele. A toxicidade destes compostos é principalmente devida à ingestão e não à inalação. A intoxicação por arsênio provoca ceratoses (calosidades), câncer de pele, pulmão, próstata, rins, bexiga e fígado, distúrbios gastro-intestinais e problemas cardíacos.
Bário Número atômico: 56 Densidade: 3,5 g.cm ⁻³ a 20°C
FONTES / OCORRÊNCIA: Bário é encontrado no solo e em castanhas, peixes, algas marinhas e em certas plantas. É normalmente utilizado nos processos de produção de lama de perfuração, pigmentos, fogos de artifício, vidros, praguicidas e borracha. Bário é liberado para a atmosfera durante os processos de extração e refino de minérios, durante a produção de compostos de bário e durante a combustão de carvão e petróleo.
EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA: A ingestão de bário, em doses superiores às permitidas, pode causar desde um aumento transitório da pressão sanguínea, por vasoconstrição, até sérios efeitos tóxicos sobre o coração. Os maiores riscos são associados à ingestão via respiração, de ar contendo sulfato ou carbonato de bário. Presente na água, os efeitos sobre a saúde são dependentes da solubilidade dos compostos, que podem causar dificuldades respiratórias, aumento de pressão arterial, mudanças no ritmo cardíaco, irritações estomacais, fraqueza muscular, danos aos rins, fígado e coração, além de paralisia e morte. O elemento não está associado à etiologia do câncer, infertilidade ou defeitos congênitos. Alguns dos compostos liberados durante os processos industriais dissolvem-se facilmente na água e são encontrados em lagos, rios e riachos, podendo se acumular nos tecidos de peixes e outros organismos aquáticos.

Cádmio

Número atômico: 48

Densidade: $8,7 \text{ g.cm}^{-3}$ a 20°C **FONTES / OCORRÊNCIA:**

Está presente em águas doces em concentrações traço, geralmente inferiores a 1 mg/L . Pode ser liberado para o ambiente através da queima de combustíveis fósseis; também é utilizado na produção de pigmentos, baterias, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes, acessórios fotográficos, praguicidas etc. É um subproduto da mineração do zinco.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

O elemento e seus compostos são considerados potencialmente carcinogênicos e podem ser fatores para vários processos patológicos no homem, incluindo disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, doenças crônicas em idosos e câncer.

O cádmio possui uma grande mobilidade em ambientes aquáticos; é bioacumulativo, isto é, acumula-se em organismos aquáticos podendo, assim entrar na cadeia alimentar; é persistente no ambiente.

Cálcio

Número atômico: 20

Densidade: $1,6 \text{ g.cm}^{-3}$ a 20°C **FONTES / OCORRÊNCIA:**

Terceiro elemento metálico mais abundante na Terra. Presente no esqueleto animal, nos dentes, na casca de ovos, nos corais e em muitos solos. Em contato com o ar, o cálcio desenvolve um óxido e uma película de nitreto que o protege de futura corrosão. O metal comercialmente produzido reage facilmente com a água e ácidos, produzindo hidrogênio, que contém quantidades consideráveis de amônia e hidrocarbonetos como impurezas. O óxido de cálcio, CaO , é produzido pela decomposição termal de minerais carbonatados em fornos, e é utilizado em arcos de luz de alta intensidade (luzes de palco) e também como agente de desidratação. A indústria metalúrgica usa o óxido amplamente durante a redução de ligas ferrosas.

É encontrado no leite e derivados, em vegetais (espinafre e couve-flor), castanhas, lentilha e feijão.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

O metal é trimórfico, mais duro que o sódio e menos duro que o alumínio. Não causa queimaduras de pele. É menos reativo quimicamente que os metais alcalinos e que os outros metais alcalino-terrosos.

Cálcio está presente em todas as plantas, sendo essencial para o seu crescimento. Em animais, está presente nos tecidos macios, em fluidos dentro dos tecidos e na estrutura de todo o esqueleto ósseo e nos dentes, sob as formas de fluoreto de cálcio, carbonato de cálcio e fosfato de cálcio.

A ingestão além da dose diária ($2,5\text{g}$) pode levar à formação de cálculos renais e à esclerose dos rins.

Deficiência de cálcio pode causar osteoporose.

Fosfeto de cálcio é muito tóxico a organismos aquáticos.

Chumbo: Número atômico: 82 Densidade: 11,34 g.cm⁻³ a 20°C
FONTES / OCORRÊNCIA: A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes, além da sua utilização como aditivo anti-impacto na gasolina.
EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA: O chumbo é uma substância tóxica cumulativa. Uma intoxicação crônica por este metal pode levar ao saturnismo, que ocorre, na maioria das vezes, em trabalhadores expostos ocupacionalmente. Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros. Quando o efeito ocorre no sistema periférico, o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. Este metal afeta praticamente todos os órgãos e sistemas do corpo humano, acumulando-se nos ossos (cerca de 90%) e no sangue, podendo atravessar a barreira placentária.
Cobre: Número atômico: 29 Densidade: 8,9 g.cm⁻³ a 20°C
FONTES / OCORRÊNCIA: Corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como fungicida e pesticida no tratamento de solos e efluentes. As principais fontes industriais são as indústrias de mineração, fundição, metalúrgicas (TÓTH <i>et al.</i>2002), refinaria de petróleo e têxtil.
EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA: Doses excessivamente altas podem provocar irritação e corrosão de mucosas, danos capilares generalizados, problemas hepáticos e renais e irritação do sistema nervoso central seguido de depressão.
Cromo: Número atômico: 24 Densidade: 7,19 g.cm⁻³ a 20°C
FONTES / OCORRÊNCIA: O cromo é utilizado em ligas metálicas e em pigmentos para pinturas, cimento, papel, borracha e galvanoplastias, onde a cromação é um dos revestimentos de peças mais comuns. Outra fonte são os efluentes de curtumes e de circulação de águas de refrigeração, onde é utilizado para o controle da corrosão.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

A exposição humana e de outros organismos pode se dar através da ingestão pelo ar, pelos alimentos, pela água e pelo contato com a pele.

O cromo hexavalente é o mais perigoso para a saúde humana, podendo causar alergias, dores e úlceras estomacais, problemas respiratórios, enfraquecimento do sistema imunológico, danos aos rins e fígado, alterações genéticas, câncer de pulmão e morte.

O cromo acumula-se com frequência em organismos aquáticos, tornando perigosa a ingestão de peixes que tenham sido expostos a altos níveis do elemento. Do ponto de vista ambiental, as plantas contêm sistemas que impedem que a entrada de cromo em seus tecidos seja alta, mas quando a concentração desse elemento aumenta no solo, pode haver uma elevação de concentração nos vegetais. A acidificação do solo pode também influenciar a absorção de cromo pelas plantas.

Ferro:

Número atômico: 26

Densidade: 7,8 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Encontrado na carne, em produtos naturais, batatas e vegetais. Elemento essencial da hemoglobina.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Pode causar conjuntivite, coroidite e retinite. Inalação crônica e excessiva de vapores de ferro podem causar siderose (pneumoconiose benigna). Inalação de óxidos de ferro concentrados pode aumentar o risco de câncer de pulmão. Ferro(III)-O-arsenito, pentahidrato pode causar danos ambientais (a plantas, ar e água), sendo persistente no ambiente.

Manganês

Número atômico: 25

Densidade: 7,43 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Muito disseminado no ambiente. Presente em alimentos (espinafre, chá, ervas, soja, arroz, ovos, castanhas, azeite de oliva, feijão verde e ostras).

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Essencial ao corpo humano mas tóxico em altas concentrações. Após absorção pelo corpo, é transportado pelo sangue até o fígado, rins, pâncreas e glândulas endócrinas.

Efeitos deletérios são principalmente no trato respiratório e cérebro. Sintomas: alucinações, perda de memória e danos ao sistema nervoso. Pode causar Mal de Parkinson, embolia pulmonar e bronquite, dores nas pernas, paralisia, além de impotência masculina. Pode causar ainda uma síndrome caracterizada por esquizofrenia, lentidão, fraqueza muscular, dores de cabeça e insônia. Em trabalhadores que respiram ar contaminado com manganês pode ocorrer alta incidência de pneumonia e outras infecções respiratórias.

A falta de manganês no organismo humano pode causar obesidade, intolerância à glicose, embolia, problemas de pele, baixos níveis de colesterol, desordens esqueléticas, defeitos congênitos, mudanças na coloração dos cabelos, sintomas neurológicos.

Para animais, o manganês é componente essencial de mais de 36 enzimas necessários ao metabolismo de carboidratos, proteínas e gordura. Quando ingerido em quantidades insuficientes, verifica-se, em animais, crescimento anormal, má formação óssea e problemas na reprodução. A dose letal é baixa para alguns animais.

Manganês presente em substâncias ingeridas por animais pode causar distúrbios pulmonares, hepáticos e vasculares, hipotensão, problemas no desenvolvimento fetal e danos cerebrais. Manganês absorvido pela pele pode causar tremores e problemas de coordenação motora. Pode ser carcinogênico.

Em vegetais, íons de manganês são transportados para as folhas, após absorção do solo. Absorção muito pequena causa distúrbios no desenvolvimento vegetal. Em baixos teores de pH do solo, deficiências de manganês são mais comuns. Altas concentrações no solo podem causar ruptura das paredes celulares, murchamento das folhas e manchas marrons nas folhas.

Mercúrio

Número atômico: 80

Densidade: 13,6 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Substância tóxica sem função conhecida na fisiologia e na bioquímica de humanos, não ocorrendo naturalmente em organismos vivos.

É um poluente global com propriedades químicas e físicas complexas. As maiores fontes são o desgaste da crosta terrestre, os vulcões e a evaporação de corpos d'água naturais. Também advém da queima do carvão, da produção de metais não-ferrosos e de cloro. A mineração desse metal leva a descargas na atmosfera.

A utilização de mercúrio no garimpo de ouro tem merecido atenção pelos danos à saúde de garimpeiros, seus familiares e pessoas que comem peixes oriundos de rios ou lagos contaminados (GONÇALVES & GONÇALVES, 2004). O uso do mercúrio é comum em processos industriais e em vários produtos (p.ex. baterias, lâmpadas e termômetros); é largamente utilizado em amálgamas dentais e pela indústria farmacêutica. Pode ocorrer, no ambiente, em formas muito tóxicas. Na atmosfera está presente, em geral, sob forma relativamente não-reativa, como gás, cuja vida, em torno de 1 ano, significa que a emissão, o transporte e a deposição desse elemento é uma preocupação global.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Envenenamento com mercúrio inorgânico está associado a tremores, gengivites e distúrbios psicológicos, além de aborto espontâneo e malformação fetal. Monometilmercúrio causa danos ao cérebro e ao sistema nervoso central.

Processos biológicos naturais causam o aparecimento de formas metiladas que se bioacumulam na ordem de um milhão de vezes e se concentram em organismos vivos, especialmente nos peixes. As formas monometilmercúrio e dimetilmercúrio são altamente tóxicas, causando desordens neurotóxicológicas. A principal rota de contaminação de humanos é através da cadeia alimentar e não pela inalação.

Níquel:

Número atômico: 28

Densidade: 8,9 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Metal prateado, duro, maleável e dútil. Ocorre combinado com o enxofre e com arsênio. Comercialmente, o composto mais importante é o sulfato, utilizado em niquelagem, na preparação de outros compostos e em pinturas, vernizes e cerâmicas. Os óxidos de níquel são utilizados em cerâmicas, vidraria, em ligas e em baterias. Níquel é utilizado ainda como catalisador, como proteção para metais menos resistentes à corrosão, especialmente ferro e aço (muitos aços inoxidáveis contêm níquel). Utilizado amplamente na indústria, em aplicações diversas (moedas, baterias, detergentes, jóias, motores de avião, etc).

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Ocorre no ambiente em baixos níveis. Em alimentos diversos, apresenta-se com baixos teores. Chocolate e gorduras contêm teores mais altos. Absorção de grandes concentrações pode ocorrer via ingestão de vegetais provenientes de solos contaminados.

Níquel é liberado para a atmosfera pelas chaminés de indústrias e incineradores, voltando ao solo após reagir com gotas de chuva. É persistente no ar. A maior parte do níquel liberado para o ambiente é adsorvida pelo sedimento ou por partículas do solo, tornando-se imóvel. Em solos ácidos é mais móvel, podendo chegar aos lençóis subterrâneos.

Altas concentrações de níquel em solos arenosos podem danificar plantas e, na água, podem reduzir a taxa de crescimento de algas e de microorganismos que, no entanto, desenvolvem resistência ao níquel depois de algum tempo. Pode causar danos a animais, incluindo câncer. Não se acumula em plantas ou animais, portanto não sofrendo magnificação pela cadeia alimentar.

Altos teores no corpo humano podem provocar câncer de pulmão, nariz, laringe e próstata, embolia pulmonar, tonteiras, náuseas, defeitos congênitos, asma e bronquite, desordens cardíacas e reações alérgicas (“coceira do níquel”).

Potássio:

Número atômico: 19

Densidade: 0,86 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Pode ser encontrado em vegetais, frutas, batatas, carne, pão, leite e castanhas.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Desempenha importante função no sistema físico de fluídos dos humanos e na fisiologia do sistema nervoso (bomba de sódio-potássio).

Potássio pode afetar humanos ao ser inalado, causando irritações nos olhos, nariz, garganta e pulmões. Concentrações maiores provoca acúmulo de líquidos nos pulmões, podendo levar à morte.

Juntamente com o nitrogênio e o fósforo, o potássio é um dos macrominerais essenciais à sobrevivência das plantas. Sua presença é de grande importância para a saúde do solo, para o crescimento vegetal e para a nutrição animal. Sua função primária na planta é na manutenção da pressão osmótica e tamanho das células, influenciando a fotossíntese e a produção de energia, a abertura dos estômatos, o suprimento de dióxido de carbono e a translocação de nutrientes. Níveis muito baixos de potássio levam a crescimento restrito, baixa floração e produção mais baixa e de pior qualidade.

Altos níveis de potássio solúvel em água provocam danos à germinação, inibem a absorção de outros minerais e reduzem a qualidade da colheita.

Selênio

Número atômico: 34

Densidade: 4,79 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Ocorre amplamente no ambiente. Presente em grãos e em carnes. Águas de abastecimento podem receber concentrações maiores de selênio devido à irrigação de solos com altas concentrações do elemento.

É liberado para a atmosfera devido à combustão de carvão e petróleo, como dióxido de selênio, que é convertido em ácido de selênio na água.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Na atmosfera, compostos de selênio são reduzidos a selênio e água, não representando perigo à saúde. Quando não reage com oxigênio permanece imóvel, não se dissolvendo em água e representando menos riscos. O oxigênio no solo e sua acidez, temperatura, umidade do solo, conteúdo de matéria orgânica e atividade microbiana aumentarão as formas móveis de selênio, aumentando os riscos para organismos. Selênio pode se acumular nos tecidos corporais e passar pela cadeia trófica. Geralmente essa biomagnificação tem início quando animais ingerem muitos vegetais contaminados por selênio.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Selênio é necessário a humanos e a outros animais em pequenas quantidades, mas pode causar danos, em concentrações mais altas, ao sistema nervoso, e ainda fadiga, tonturas, irritabilidade, problemas musculares e cardíacos. Selênio acumula-se no tecido vivo causando problemas no longo prazo (queda de cabelo e de unhas, danos aos rins, ao fígado e aos sistemas circulatório e nervoso), erupções cutâneas, calores, inchaços e dores severas. Em casos extremos, pode levar à morte. Não é classificado como carcinogênico.

Selênio pode causar problemas reprodutivos e defeitos fetais congênitos em organismos.

Sódio:

Número atômico: 11

Densidade: 0,97 g.cm⁻³ a 20°C

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Na atmosfera, compostos de selênio são reduzidos a selênio e água, não representando perigo à saúde. Quando não reage com oxigênio permanece imóvel, não se dissolvendo em água e representando menos riscos. O oxigênio no solo e sua acidez, temperatura, umidade do solo, conteúdo de matéria orgânica e atividade microbiana aumentarão as formas móveis de selênio, aumentando os riscos para organismos. Selênio pode se acumular nos tecidos corporais e passar pela cadeia trófica. Geralmente essa biomagnificação tem início quando animais ingerem muitos vegetais contaminados por selênio.

FONTES / OCORRÊNCIA:

Metal flexível, reativo e com baixo ponto de fusão, com densidade relativa de 0,97 a 20° C. Comercialmente, é o mais importante de todos os metais alcalinos.

Sexto mais abundante elemento na crosta terrestre. Depois do cloreto, o sódio é o segundo elemento mais abundante dissolvido na água do mar. Os sais de sódio mais importantes são: cloreto de sódio, carbonato de sódio, borato de sódio, nitrato de sódio e sulfato de sódio. Sais de sódio estão presentes na água do mar, em lagos salgados, em lagos alcalinos e em águas minerais.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Sódio está presente na maioria dos alimentos, sendo necessário para os humanos na manutenção do equilíbrio dos fluidos corporais. Também é necessário ao funcionamento do sistema nervoso e muscular. Sódio em excesso pode causar danos aos rins e aumentar as chances de hipertensão. O contato do sódio com a água forma vapores de hidróxido de sódio, altamente irritantes à pele, olhos, nariz e garganta. Exposições severas a esses vapores pode causar dificuldades respiratórias, tosse e bronquite química. Contato com a pele pode causar coceiras, dermatites, queimaduras e danos permanentes. Nos olhos, pode causar danos e até perda da visão.

Sódio, em sua forma sólida, não apresenta mobilidade, embora absorva umidade muito rapidamente. Uma vez líquido, hidróxido de sódio percola rapidamente pelo solo, podendo contaminar mananciais.

Zinco

Número atômico: 30

Densidade: 7,11 g.cm⁻³ a 20°C

FONTES / OCORRÊNCIA:

Substância muito comum, ocorrendo em água potável, no ar, no solo e em muitos alimentos. Efluentes de indústrias (mineração, combustão do carvão e de lixo e siderurgia) ou lixo tóxico podem acarretar aumento na água potável, levando a problemas de saúde. Zinco solúvel em solos pode contaminar águas subterrâneas.

EFEITOS EM HUMANOS E NA BIOTA:

Elemento traço essencial à saúde humana. Ingestão insuficiente de zinco pode causar perda de apetite, do paladar e do olfato, dificuldades de cicatrização de ferimentos e problemas de pele e até defeitos fetais.

Zinco em excesso pode causar dores de estômago, irritações de pele, vômitos, náusea, anemia, danos ao pâncreas, distúrbios no metabolismo de proteínas e arteriosclerose. Exposição prolongada ao cloreto de zinco pode causar desordens respiratórias. Exposição ocupacional pode causar a “febre do metal”. Atravessa a barreira placentária, podendo causar problemas ao feto e no recém-nascido, através do leite materno contaminado.

Pode aumentar a acidez das águas. Pode se acumular em peixes, podendo se bioacumular e se magnificar na teia alimentar. Solos contaminados em fazendas podem ser ameaça tanto para o gado quanto para plantas. Plantas frequentemente absorvem teores de zinco maiores do que com os quais são capazes de lidar; assim, poucas espécies sobrevivem em solos contaminados por zinco. Afeta a atividade de microorganismos e de minhocas.

Fontes:

- <http://www.lenntech.com/heavy-metals.htm>
- HANN & JENSEN. "Water Quality Characteristics of Hazardous Materials", *Enviro. End. Div.*, Texas A&M, vol. 3 (1974).
- ANAIS DO IX ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, IPEN, São Paulo, 2004.

Tabela 3.2 - Padrões de qualidade de água (metais pesados) resolução CONAMA 357/2005 águas doces – classes I e II

Parâmetro	Valor máximo (mg/l)
Arsênio total	0,01
Bário	0,7
Cálcio	Não mencionado
Cádmio total	0,001
Chumbo total	0,01
Cobre dissolvido	0,009
Cromo total	0,05
Ferro dissolvido	0,3
Manganês total	0,1
Mercúrio total	0,0002
Níquel total	0,025
Potássio	Não mencionado
Selênio	0,01
Sódio	Não mencionado
Zinco total	0,18

3.4. Índice de Qualidade da Água (IQA)

O primeiro índice de qualidade da água foi proposto, em 1965, por Horton, para a Comissão de Saneamento do Rio Ohio (Ohio River Valley Water Sanitation Commission), nos Estados Unidos (HORTON, 1965).

No início dos anos 70, mais de 100 especialistas foram convidados pela National Sanitation Foundation (NSF), dos EUA, a criar um Índice de Qualidade de Água padronizado, num esforço para desenvolver um sistema que pudesse comparar a qualidade da água em várias partes dos Estados Unidos (NSF, 2005). O IQA é, basicamente, uma forma matemática de calcular um valor único a partir de múltiplos resultados de análises e representa o nível de qualidade da água num dado corpo d'água tal como um lago, rio ou córrego. Pode ser utilizado para monitorar mudanças na qualidade da água num corpo d'água específico, ao longo do tempo, ou pode ser utilizado para comparar a qualidade da água de um manancial em uma determinada região ou em outras regiões do mundo (WSDE, 2002).

Tradicionalmente, nove parâmetros são utilizados no cálculo do IQA (MATTOS, 1998; CETESB, 2002; NSF, 2005; FERREIRA & ALMEIDA, 2005):

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): medida do teor de matéria orgânica presente na água. As bactérias utilizam a matéria orgânica para seu metabolismo e retiram oxigênio da água.
- Oxigênio Dissolvido (OD): teor de oxigênio livre disponível na água para peixes, invertebrados e outros organismos.
- Coliformes fecais: bactérias encontradas nas fezes de animais de sangue quente.
- Nitratos: formas oxidadas do nitrogênio, macronutrientes essenciais nos ambientes aquáticos. Podem ser danosos ao homem porque o intestino humano pode quebrar o nitrato a nitrito, que afeta a capacidade da hemoglobina em carrear oxigênio. Nitritos podem ser danosos a peixes.
- pH: medida da acidez ou alcalinidade da água. A maioria das formas de vida aquática é sensível a variações de pH. Águas com grande conteúdo de matéria orgânica tendem a ser ácidas.
- Temperatura: a maioria das características físicas, biológicas e químicas de um rio é diretamente afetada pela temperatura. A maioria dos organismos aquáticos sobrevive numa estreita faixa de temperatura, poucos podendo tolerar mudanças extremas desse parâmetro.
- Sólidos Totais Dissolvidos (Resíduo Total): sais, alguns materiais orgânicos, minerais. Altas ou muito baixas concentrações de sólidos podem afetar o crescimento e levar à morte muitas formas de vida aquáticas.
- Fósforo Total: compostos químicos obtidos do fósforo e do oxigênio, necessários para o crescimento de plantas e animais. Fosfatos podem estar presentes sob muitas formas, e o fósforo total dá uma estimativa da quantidade total de fósforo potencialmente disponível em um determinado corpo d'água.
- Turbidez: medida da dispersão da luz numa coluna d'água, devido a material suspenso. Em situações de elevada turbidez, a água perde a capacidade de suporte de vida a uma variedade de plantas e outros organismos aquáticos.

Uma vez determinados os parâmetros acima, um valor “Q” é calculado para cada parâmetro, sendo-lhe atribuído um “peso” e o IQA geral para o ponto amostrado é calculado (CETESB, 2002; NSF, 2005; FERREIRA & ALMEIDA, 2005). No Brasil (CETESB, 2002), estabeleceram-se curvas médias de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro, bem como o seu peso. Mattos (1998) faz um estudo

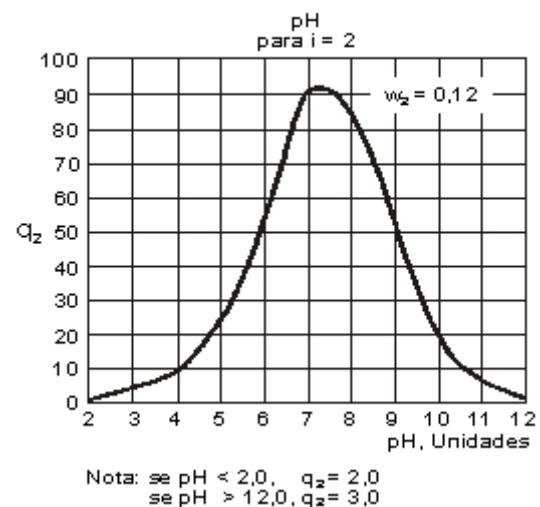
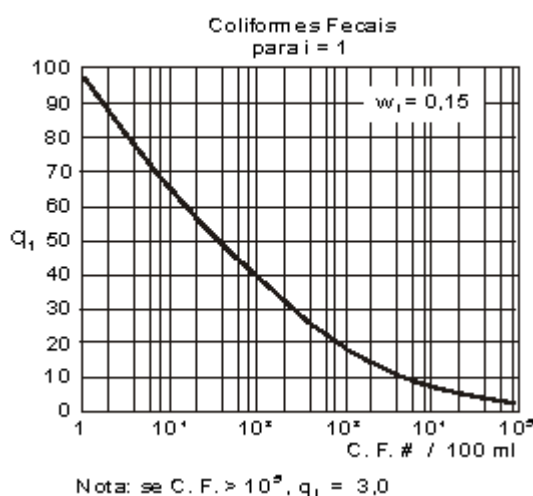
abrangente e aprofundado do IQA, mostrando que, em diferentes países, diferentes parâmetros são utilizados, sendo a escolha dos parâmetros um tanto quanto subjetiva (HAASE & POSSOLI, 1993; MATTOS, 1998).

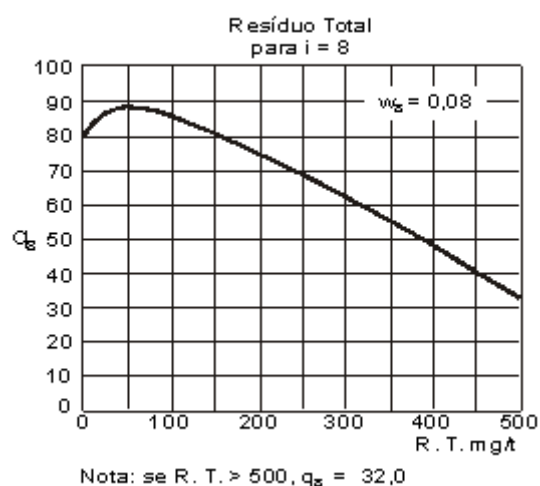
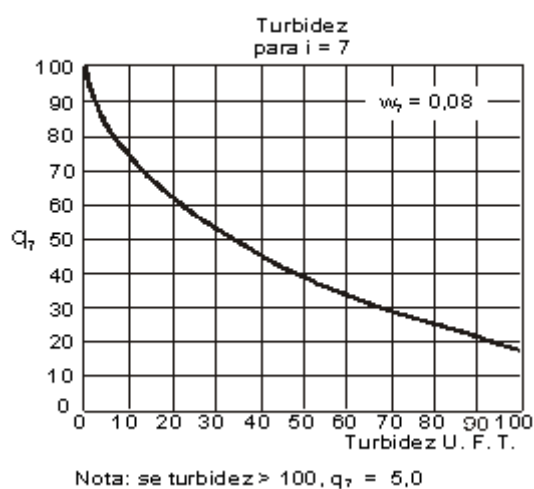
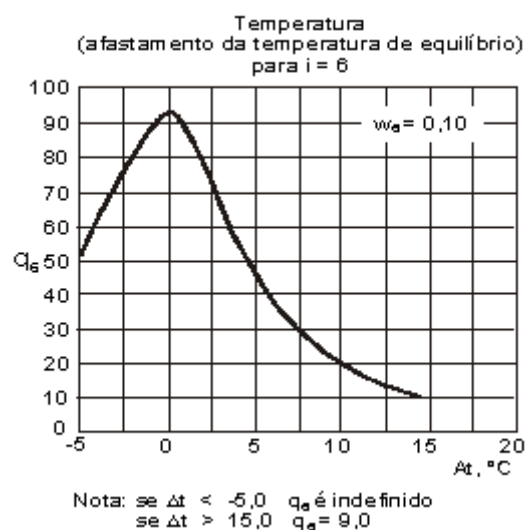
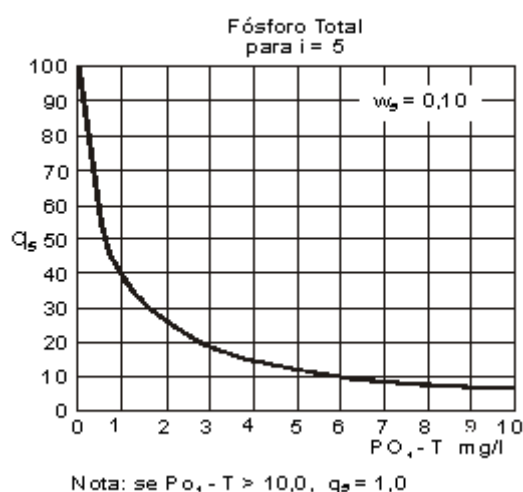
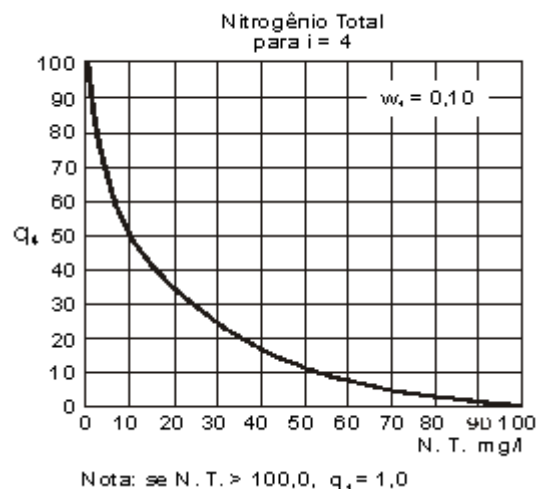
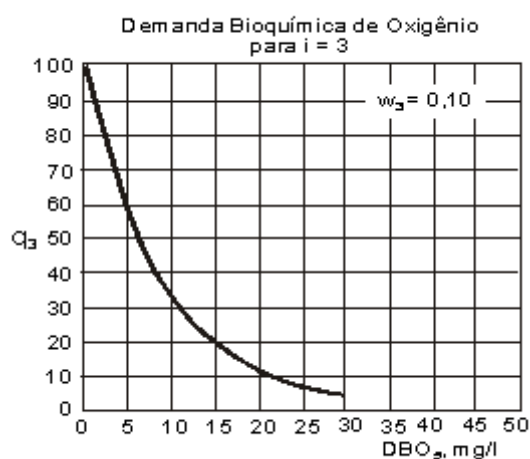
Em Minas Gerais, o IGAM desenvolveu metodologia própria para o cálculo do IQA, que inclui curvas específicas de variação dos parâmetros, com os mesmos pesos preconizados pela CETESB. O Ministério do Meio Ambiente, através do Programa Nacional do Meio Ambiente, publicou, em junho de 2005, documento específico estabelecendo as equações e as condições para o cálculo do IQA (FERREIRA & ALMEIDA, 2005).

Tabela 3.3 - Classes de qualidade estabelecidas e seus respectivos intervalos

Classes	Intervalos (IQA)
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito ruim	$00 < IQA \leq 25$

Fonte: (IGAM, 2004; BILICH & LACERDA, 2005; FERREIRA & ALMEIDA, 2005).





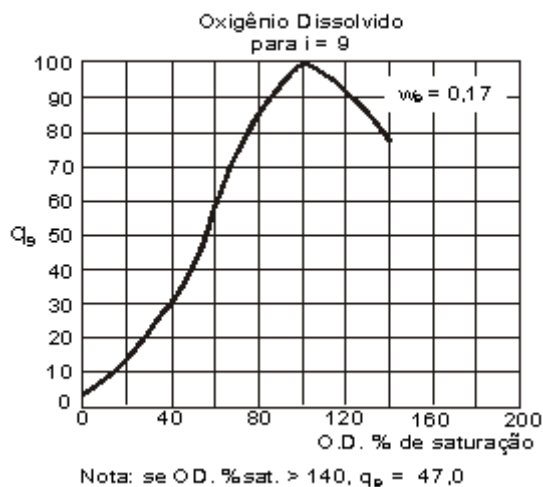


Figura 3.2 - Curvas Médias de Variação para Cálculo do IQA (Cetesb, 2005)

A CETESB (2005) propôs, em 2001, uma modificação no IQA, introduzindo o IAP (Índice de Qualidade de Água para fins de Abastecimento Público, associando a ele critérios ecotoxicológicos), o IVA (Índice para a Proteção da Vida Aquática) e o IB (Índice de Balneabilidade) com objetivos específicos e distintos, recomendando a aplicação do IAP para os mananciais de abastecimento público e o IVA para o monitoramento dos corpos d'água das classes 1, 2 e 3, de acordo com a “antiga” resolução Conama (CONAMA 20/86).

O IAP – Índice de Qualidade de Água Bruta para fins de abastecimento público (CETESB, 2005), é composto por três grupos principais de parâmetros:

- IQA - grupo de parâmetros básicos (temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez);
- Parâmetros que indicam a presença de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel).
- Grupo de parâmetros que afetam a qualidade organoléptica (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

- A partir dos resultados do IAP, cinco classificações da qualidade da água bruta foram estabelecidas:

Tabela 3.4 - Classificações da qualidade da água bruta - (cetesb, 2005)

Classificação	Índice
Qualidade Ótima	$79 < \text{IAP} \leq 100$
Qualidade Boa	$51 < \text{IAP} \leq 79$
Qualidade Regular	$36 < \text{IAP} \leq 51$
Qualidade Ruim	$19 < \text{IAP} \leq 36$
Qualidade Péssima	$\text{IAP} < 19$

O IAP é resultado da expressão:

$$\text{IAP} = \text{IQA} \times \text{ISTO}$$

Onde:

- **IQA** – índice de qualidade da água, com os nove parâmetros tradicionais;
- **ISTO** – índice de substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade – Ames -, potencial de formação de trihalometanos – THMPF -, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e organolépticas (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).

No Canadá (NEARY *et al.*, 2002), outros parâmetros têm sido utilizados para o cálculo do IQA: condutividade, turbidez, OD, pH, carbono orgânico dissolvido, alumínio, arsênio, cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês, chumbo, níquel, fósforo e zinco. Em Washington oito parâmetros têm sido monitorados mensalmente, e compõem o IQA local: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez (WSDE, 2002).

Alguns autores (TOLEDO *et al.*, 2002), estudando os impactos antrópicos sobre a qualidade da água do Rio Camboriú, em Santa Catarina, trabalharam com as seguintes variáveis para o cálculo do IQA: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrato, amônia, nitrito, ferro total, fósforo total e dissolvido, turbidez, pH, coliformes fecais e totais, dureza, alcalinidade, cálcio, magnésio e temperatura. No estudo citado, utilizaram a técnica multivariada de análise

fatorial de Haase & Possoli (1993), selecionando as variáveis mais representativas para aquele manancial, definindo os parâmetros mais sensíveis e significativos para a composição do IQA.

Ao se utilizar índices, é importante ter em mente suas limitações. O IQA não substitui análises detalhadas de dados de monitoramento, nem deve ser utilizado como única ferramenta de gestão de corpos d'água. As vantagens do índice incluem sua capacidade de representar determinações de uma gama de variáveis num simples número, com uma facilidade de comunicação de seus resultados. Desta forma diferentes índices têm sido criados, para diferentes usos da água (NEARY *et al.*, 2002)

Índices, por seu próprio desenho, contêm menos informações que os dados brutos que sintetizam, sendo mais úteis para fins comparativos e para questões gerais, não se constituindo em modelos preditivos perfeitos para aplicações técnicas e científicas (BROWN & McCLELLAND, 1974).

A maioria dos índices é baseada em um conjunto pré-identificado de parâmetros de qualidade de água; assim, um determinado ponto de coleta pode ter um IQA bom, mas ter a qualidade da água comprometida por algum parâmetro não incluído no índice. Além disso, a agregação de dados pode tanto mascarar quanto enfatizar problemas pontuais de qualidade de água (NEARY *et al.*, 2002).

As desvantagens em se utilizar o IQA incluem a perda de informação de variáveis específicas, a sensibilidade dos resultados para a formulação do índice, a perda de informação quanto às interações entre as variáveis e a falta de “adequação” do índice aos diferentes ecossistemas (NEARY *et al.* 2002).

No que diz respeito à sensibilidade do IQA, num estudo no Ribeirão do Feijão (CARVALHO *et al.* 2000), os autores encontraram níveis de DDT em valores acima do máximo recomendado pelo CONAMA, embora o IQA no ponto amostrado apresentasse resultado satisfatório, demonstrando que o cálculo desse índice, ao não levar em conta contaminantes potenciais e informações biológicas, mostra aspectos falhos, não podendo ser utilizado para vários objetivos. Da mesma forma, o IAP – Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 1999), não aplica o IQA da CETESB porque não verificou concordância entre os valores do IQA e a observação da realidade no campo e constatou que, mesmo com IQA de boa qualidade,

violações de padrões da resolução CONAMA 20/86, então vigente, em parâmetros individuais, puderam ser observadas.

Assim, um IQA satisfatório num ponto não significa que a qualidade, naquele ponto, tenha sempre sido boa. Um bom IQA pode, por outro lado, indicar que a má qualidade da água (pelo menos para os parâmetros incluídos no índice) não era crônica durante o período coberto pelo índice.

Nesta dissertação, além do IQA calculado pelo método tradicional, contra o qual são feitas comparações com os índices bióticos, foi desenvolvido outro índice, que está sendo chamado de Índice de Metais (IM), utilizando todos os resultados de metais da sub-bacia do Rio das Velhas (59 pontos), ao longo de 19 anos (1985 a 2004). Uma comparação entre o dois índices (IQA e IM) é feita na presente pesquisa.

3.5. Índices Biológicos

Biomonitoramento é a utilização sistemática de organismos vivos ou suas respostas para determinar a qualidade do ambiente, objetivando a manutenção da integridade biológica do ecossistema. Métodos químicos e biológicos são utilizados para esse trabalho de monitoramento (ROSENBERG, 1998). A história do biomonitoramento tem início com Aristóteles, que colocou peixes de água doce em água salgada, para observar suas reações. Os primeiros experimentos sobre toxicidade foram publicados em 1816, e relataram que diversas espécies de moluscos de água doce, colocadas em soluções salinas a 2%, sobreviveram por mais tempo do que aquelas em contato com soluções salinas a 4% (ROSENBERG, 1998). Estudos sobre a sobrevivência de invertebrados de água doce expostos a metais e a compostos orgânicos apareceram em meados de 1890 (ROSENBERG, 1998). A utilização da estrutura das comunidades de organismos de água doce para biomonitoramento data do início de 1900, a partir do trabalho pioneiro de dois cientistas alemães, R. Kolkwitz e M. Marsson, que escreveram sobre saprobidade (grau de poluição), levando ao desenvolvimento do conceito de organismos indicadores, hoje amplamente representado por macroinvertebrados (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003).

Sistemas de monitoramento baseados em organismos indicadores buscam detectar, avaliar e comunicar a condição de sistemas biológicos, a partir dos impactos antrópicos, e as

consequências da poluição àqueles sistemas, identificando riscos ecológicos para os ecossistemas e para a própria saúde humana (KARR & CHU, 1997).

Índices biológicos devem ser sensíveis a uma gama de impactos biológicos, não apenas indicadores estreitos, uma vez que os atributos biológicos escolhidos como medidas devem ser capazes de discriminar os impactos causados pelo homem daquelas alterações de origem natural (temperatura, velocidade de corrente)(KARR & CHU, 1997). Além dessas, muitas outras variáveis, incluindo condutividade, oxigênio dissolvido, tipo de substrato, regime hidrológico, profundidade e temperatura da água são responsáveis por influenciar a distribuição e a abundância de invertebrados (ROSENBERG, 1998; WRIGHT *et al.*, 2000; GOULART & CALLISTO, 2003; MACKIE, 2004), e os índices biológicos devem buscar representar tais condições.

Depois de um século de mudanças, os programas de monitoramento biológico contemplaram uma variedade de abordagens (ROSENBERG, 1998; DAVIS & SIMON, 1995; KARR & CHU, 1997), uma das quais, os índices multimétricos, se desenvolveu a partir de 1981. Eles são atualmente bem reconhecidos como eficazes para a avaliação biológica, utilizando muitos *taxa* provenientes de regiões geográficas diversas, sendo objetivos, cientificamente rigorosos e fáceis de serem compreendidos por leigos (KARR & CHU, 1997). Esses índices integram indicadores de condições biológicas em muitos níveis de organização biológica, buscando refletir respostas específicas e previsíveis de organismos às atividades humanas. Nesse sentido, dois autores (GERNES & HELGEN, 2002), nos EUA, desenvolveram uma pontuação para avaliar o gradiente de distúrbio ambiental causado pelo homem (HDS – Human Disturbance Score), correlacionando índices biológicos com concentrações de fósforo, cloretos e alguns metais. O desenvolvimento de índices biológicos multimétricos contempla a classificação dos ambientes, para definir cenários homogêneos numa região ou em regiões diferentes (p. ex: rios de mesma temperatura média, de dimensões semelhantes), envolvendo a seleção de atributos mensuráveis que proporcionem dados confiáveis e relevantes, o desenvolvimento de protocolos de coleta e métodos que garantam que os atributos biológicos sejam medidos de forma acurada e precisa, a definição de procedimentos analíticos para extrair e compreender padrões relevantes nos dados coletados e, ainda, a comunicação dos resultados à sociedade (KARR & CHU, 1997).

Na Austrália, cientistas criaram o AUSRIVAS (Australian River Assessment System) (DAVIES, 1994), baseado no modelo britânico RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) (WRIGHT *et al.*, 2000), que consiste em modelos de predição de condições esperadas de rios, em termos de macroinvertebrados bentônicos. Os estudos britânicos inspiraram também a criação do RCA (Abordagem da Condição de Referência) - (REECE & RICHARDSON, 1999), nos EUA. O grupo do AUSRIVAS (STARK, 1998; SMITH *et al.*, 1999) desenvolveu protocolos de observação de condições físicas de rios e riachos e de coletas de macroinvertebrados, cujos resultados são lançados em um software (LUCIDA SOFTWARE) que desenha os modelos das condições esperadas de rios não impactados, contra as quais os resultados efetivos de campanhas de coleta realizadas podem ser comparados, chegando-se a uma avaliação da qualidade da água. Tanto o modelo australiano quanto o inglês desenvolveram um Índice de Qualidade Ecológica (EQI), que é a razão entre o número de *taxa* observados dividido pelo número de *taxa* esperados para determinado ambiente (WRIGHT *et al.*, 2000).

A Abordagem da Condição de Referência (RCA), definida como “a condição representativa de um grupo minimamente perturbado de pontos definidos por características físicas, químicas e biológicas selecionadas” (ROSENBERG, 1998), nasceu no Reino Unido (Institute of Freshwater Ecology, River Laboratory, Dorset), sendo representada, posteriormente, por duas grandes “escolas”: a multimétrica, nos EUA e a multivariada, no Reino Unido, Austrália e Canadá (REYNOLDSON *et al.*, 1997; ROSENBERG, 1998; REECE & RICHARDSON, 1999; WRIGHT *et al.*, 2000; MACKIE, 2004). Essa abordagem (RCA) representa um importante avanço no biomonitoramento porque resolve o problema, mais antigo, de ter que utilizar pontos de referência e controle próximos a um sistema impactado sob estudo. Assim, dados de pontos menos impactados e biologicamente similares espalhados por uma bacia ou região podem ser utilizados, estabelecendo-se a chamada “condição de referência”, que servirá de comparação para os dados encontrados em áreas impactadas (ROSENBERG, 1998).

Índices multimétricos e multivariados foram desenvolvidos porque se observou que apenas os parâmetros descritivos clássicos empregados para estudar a estrutura das comunidades bênticas (riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e a dominância de Simpson) não davam indicações claras de distúrbios em áreas estuarinas e em lagoas, onde áreas contaminadas por metais apresentaram maior diversidade que pontos com

concentrações menores ou moderadas de metais (REYNOLDSON *et al.*, 1997; MARÍN-GUIRAO *et al.*, 2005).

3.5.1.BMWP – Biological Monitoring Working Party

O índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) foi criado pelo Departamento do Ambiente Britânico, em 1976, para recomendar um sistema de classificação biológico a ser utilizado nacionalmente em monitoramento de poluição em rios. Um dos termos iniciais de referência era considerar relações eventualmente existentes entre classificações químicas e biológicas, o que acabou não ocorrendo (WALLEY & HAWKES, 1996).

O primeiro relatório do grupo de trabalho recomendava o desenvolvimento de um sistema de pontuação baseado em macro-invertebrados bentônicos. Após utilização pelas companhias de saneamento, alguns procedimentos foram sugeridos: reduzir o nível de identificação taxonômica requerido, retirar as medidas de abundância da fauna, reduzir os nível de habitat para apenas um, aceitar métodos de coleta não padronizados e aceitar pontuação por famílias a partir de suas espécies mais tolerantes à poluição, atribuindo a elas pontuação de 1 a 10 (WALLEY & HAWKES, 1996).

No BMWP, grupos de macroinvertebrados intolerantes à poluição apresentam pontuações elevadas, enquanto grupos tolerantes apresentam pontuações baixas. O valor de BMWP de uma determinada estação é obtido pela soma total das pontuações individuais de cada uma das famílias presentes nesse local, indicando o grau de contaminação das águas (ALBATERCEDOR, 1996; CHAVES *et al.*, 2000).

Uma fragilidade do BMWP, comum a muitos outros métodos biológicos, é o efeito das coletas. Um período de coleta mais longo pode produzir, na maioria das vezes, um resultado final maior do que o resultado de um período mais curto. Para resolver essa fragilidade, tornou-se prática comum calcular a média de pontos por *taxa* (ASPT – Average Score per Taxa), dividindo a pontuação do BMWP pelo número de *taxa*. A partir de 1990 passou-se a adotar diferentes pontuações para *habitats* específicos. Por outro lado, o conceito de organismo indicador (e sua correspondente relação de presente/ausente com qualidade boa/ruim da água) evoluiu, na última década, para o conceito mais amplo de comunidade indicadora, segundo o qual, ao se considerar toda uma comunidade bentônica, os erros são

minimizados e a capacidade de detecção de alterações é ampliada (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Para Minas Gerais, JUNQUEIRA & CAMPOS (1998), a partir de pesquisas na região da Bacia do Rio das Velhas, desenvolveram uma adaptação do BMWP para espécies tropicais, realocando famílias e estabelecendo pontuações diferentes daquela do BMWP proposto para países temperados, em função do grau de saprobidade encontrado na referida bacia. Neste trabalho serão utilizados os scores e a classificação da qualidade da água propostos pelas autoras acima.

A pontuação final do BMWP estabelece cinco classes de qualidade de água, como a seguir:

Tabela 3.5 - Classes de qualidade da água segundo o BMWP

Classe	Pontuação	Qualidade da Água
I	≥ 86	Excelente
II	64 – 85	Boa
III	37 – 63	Satisfatória
IV	17 – 36	Ruim
V	≤ 16	Muito ruim

Fonte: JUNQUEIRA & CAMPOS (1998)

3.5.2. Abundância ou Densidade

A abundância é o número total de organismos presentes numa amostra, dada em número de indivíduos/m². Não leva em conta a proporção e a distribuição de cada espécie em determinada área (MACEDO, 1999). O conceito de diversidade é mais específico e inclui uma estimativa da abundância relativa dos diferentes organismos presentes (CROPPER *et al.*, 2001).

3.5.3. Riqueza

Riqueza é o número de diferentes organismos presentes numa amostra, comunidade ou ecossistema, ou o total de *taxa* distintos. Essa medida reflete a saúde da comunidade através da determinação da variedade de *taxa* presentes (MACEDO, 1999).

3.5.4. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi desenvolvido para resumir a composição de espécies em cada estação. O índice lança mão da riqueza de *taxa* e da abundância relativa dos indivíduos pelas espécies presentes (MACEDO, 1999; CROPPER *et al.*, 2001; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004).

Uma comunidade biológica é usualmente constituída de várias populações de espécies (animais ou vegetais) que coexistem num mesmo território (MACEDO, 1999). Estudos de diversidade biológica, usuais em ecologia e biogeografia, tratam da dispersão qualitativa e quantitativa de populações, constituídas por diversas categorias ou *taxa* de indivíduos. Assim, uma diversidade elevada significa muitas espécies numa comunidade. Para um número fixo de espécies, a diversidade será tanto maior quanto mais homogênea for a distribuição das frequências relativas das espécies presentes. A diversidade encerra, portanto, a componente riqueza de espécies presentes e a homogeneidade na distribuição dos indivíduos pelas espécies (MACEDO, 1999).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener baseia-se na teoria da informação e traduz a medida da ordem (ou da desordem) num sistema específico. Em ecologia, essa ordem pode ser caracterizada pelo número de espécies ou o número de indivíduos de cada espécie numa amostra. Utilizando esses dados na equação do índice, chega-se à diversidade (KREBS, 1989). A diversidade de espécies é uma característica biológica mensurável e única, relacionada ao nível de estabilidade da organização ecológica da comunidade biológica (CROPPER *et al.*, 2001). Comunidades com uma maior diversidade de espécies (num manguezal, por exemplo) possuem uma rede mais complexa de interações tróficas ao longo da qual mecanismos de controle populacional dependentes da densidade podem operar (CROPPER *et al.*, 2001).

Um bom índice de diversidade deve refletir tanto as mudanças no número de espécies presentes na comunidade quanto mudanças nos padrões de distribuição de indivíduos entre as espécies e não ser influenciado pelo tamanho da amostra (CROPPER *et al.*, 2001). O índice de diversidade de Shannon-Wiener pode variar de 0 (apenas uma espécie presente) a 4,5 (com alta incerteza quanto a que espécie um organismo pertencerá, se as espécies tiverem distribuição homogênea). Na prática, esses valores ficam normalmente entre 0 e 3,5. Em

geral, espera-se que ambientes impactados e menos estáveis tenham menores valores de diversidade (ROSENBERG, 1998; THERRIAULT & KOLASA, 1999).

3.5.5. Índice de Equitabilidade de PIELOU (E)

O índice de equitabilidade de Pielou é uma medida de quão homogênea a abundância é distribuída entre as espécies existentes na comunidade. O índice é definido entre 0 e 1, onde 1 representa a comunidade com perfeita equitabilidade e diminui até zero à medida que a abundância relativa das espécies diminui. (PIELOU, 1977; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004).

Há uma multiplicidade de variações de índices biológicos, desenvolvidos em países diferentes e para necessidades específicas (ALBA-TERCEDOR, 1996; KARR & CHU, 1997; MACEDO, 1999; JESUS & FORMIGO, 2004). Na União Européia busca-se, nos últimos anos, uma padronização desses diversos índices (WRIGHT *et al.*, 2000).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Rede de amostragem

A bacia do Rio das Velhas são operadas, atualmente, em seu alto curso, vinte e nove (29) estações de amostragem no âmbito da macro-rede de monitoramento do Projeto “Águas de Minas”. Cinquenta e nove estações de amostragem cobrem toda a bacia do Rio das Velhas e não apenas o seu alto curso. Dessas estações, dezesseis (16) são ao longo do próprio Rio das Velhas (VIOLA, 2004; IGAM, 2004). As estações avaliadas nesta dissertação situam-se entre as coordenadas 7.753.142.67 (Latitude – UTM) e 648.719.04 (Longitude – UTM), no Alto Rio das Velhas (Ponto AV 005), até as coordenadas 7.798.558.27 (Latitude – UTM) e 623.747.64 (Longitude - UTM), Rio das Velhas a montante do Ribeirão Sabará (Ponto AV 350)), cobrindo parte dos municípios de Itabirito, Nova Lima, Raposos, Rio Acima, Sabará e Belo Horizonte. (Vide Mapa a seguir e Tabela com a descrição das estações de amostragem no Anexo 4).

4.2. Dados utilizados

Serão utilizados resultados de análises físico-químicas, bacteriológicas e biológicas obtidos dessa rede de monitoramento, de 1985 a 2004, em 07 pontos de coletas, realizadas pelo CETEC e pela empresa GEOSOL, para a FEAM e para o IGAM, vindo a compor o banco de dados do Projeto “Águas de Minas”.

As análises físico-químicas e bacteriológicas foram realizadas segundo o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (1985), com modificações segundo Manual de Normas do CETEC (CETEC, 1988). Optou-se por trabalhar com resultados de análises de 15 metais (chumbo, sódio, mercúrio, potássio, arsênio, níquel, zinco, selênio, cobre, cálcio, ferro solúvel, ferro total, manganês, bário, cromo trivalente, cromo hexavalente e cádmio), ou seja, que atendessem a pelo menos dois dos critérios estabelecidos na literatura (PHIPPS, 1981; BARCELÓ & POSCHENRIEDER, 1992; PUNZ & SIEGHARDT, 1993; HAWLEY, 1993; MALAVOLTA, 1994; ALLOWAY, 1995; THORNTON, 1995; HAWKES, 1997; HILLERT, 1997) para “metais pesados”: número atômico superior a 20 e densidade maior que 5 g.cm⁻³.

Para as coletas de zoobentos os métodos utilizados foram o de “kicking”, com rede de 0,5 mm de abertura de malha e coleta manual, para substrato pedregoso; e o método de

“dipping”, com malha de 0,30mm e captura manual em substrato natural, para substrato arenoso (CETEC, 1988). Em laboratório as amostras passaram por tamização com malhas de 1,00 a 0,30 mm, seguido de triagem sob microscópio estereoscópio e identificação (bastante dificultada, em nível de espécie, por falta de chaves de identificação para ecossistemas tropicais) (CETEC, 1988)

4.3. Metodologia utilizada

4.3.1. Índices biológicos

Todos os índices foram calculados por este autor, a partir da metodologia aqui descrita. As modificações ocorridas na estrutura das comunidades zoobentônicas são identificadas e descritas a partir dos índices bióticos de qualidade de água.

Tabela 4.1 - Índices Bióticos Utilizados

Densidade e Riqueza MACEDO (1999)	Número de indivíduos/m ² .
	Número total de <i>taxa</i> distintos (família)
BMWP (WALLEY & HAWKES, 1997)	Score por família, segundo tabela modificada por JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998
Diversidade (MACEDO, 1999; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004)	$H = - \sum (P_i \log[P_i])$, onde: H = diversidade de Shannon $\log_n p_i$ = logaritmo natural das proporções de indivíduos de um determinado grupo taxonômico
Equitabilidade (PIELOU, 1977; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004)	$E = H/\log(S)$, onde: E = índice de Pielou H = índice de diversidade de Shannon-Wiener S = riqueza

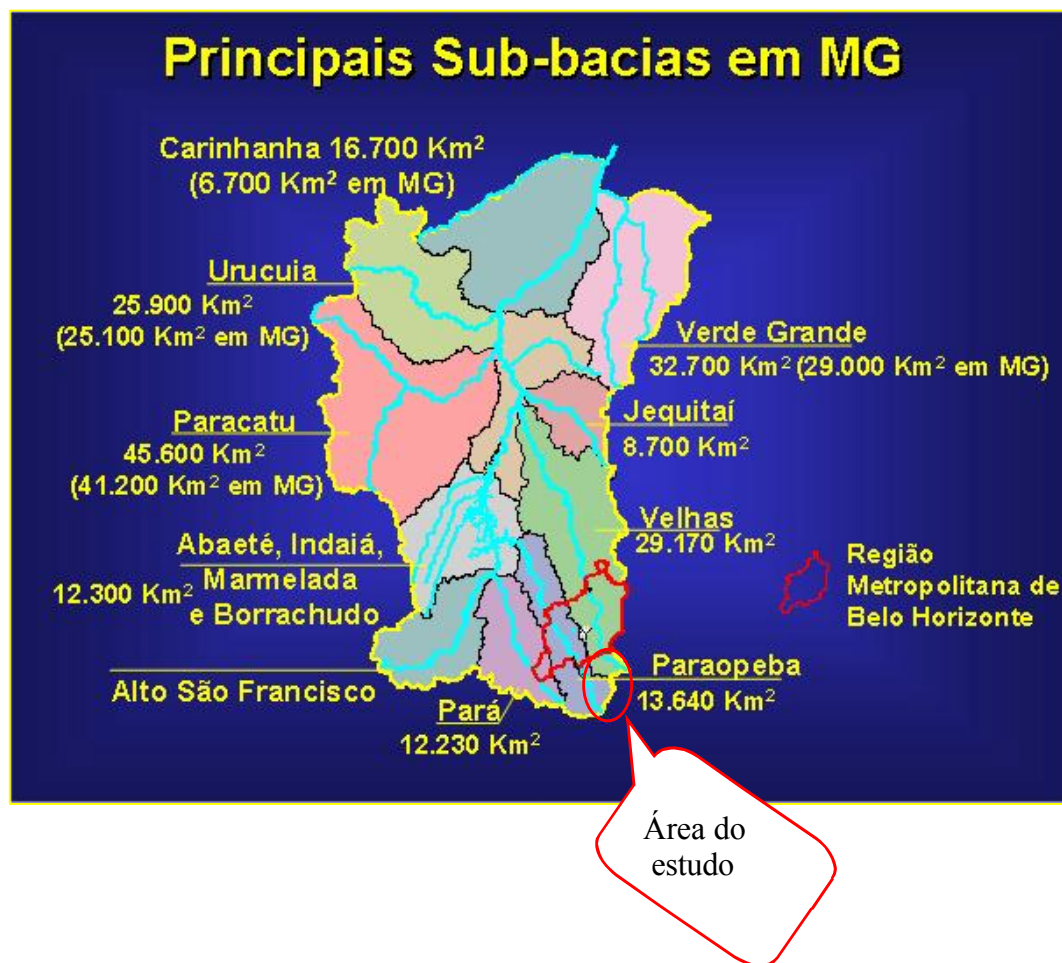


Figura 4.1 - Principais Sub-Bacias De Minas Gerais

FONTE: IBAMA - 2003

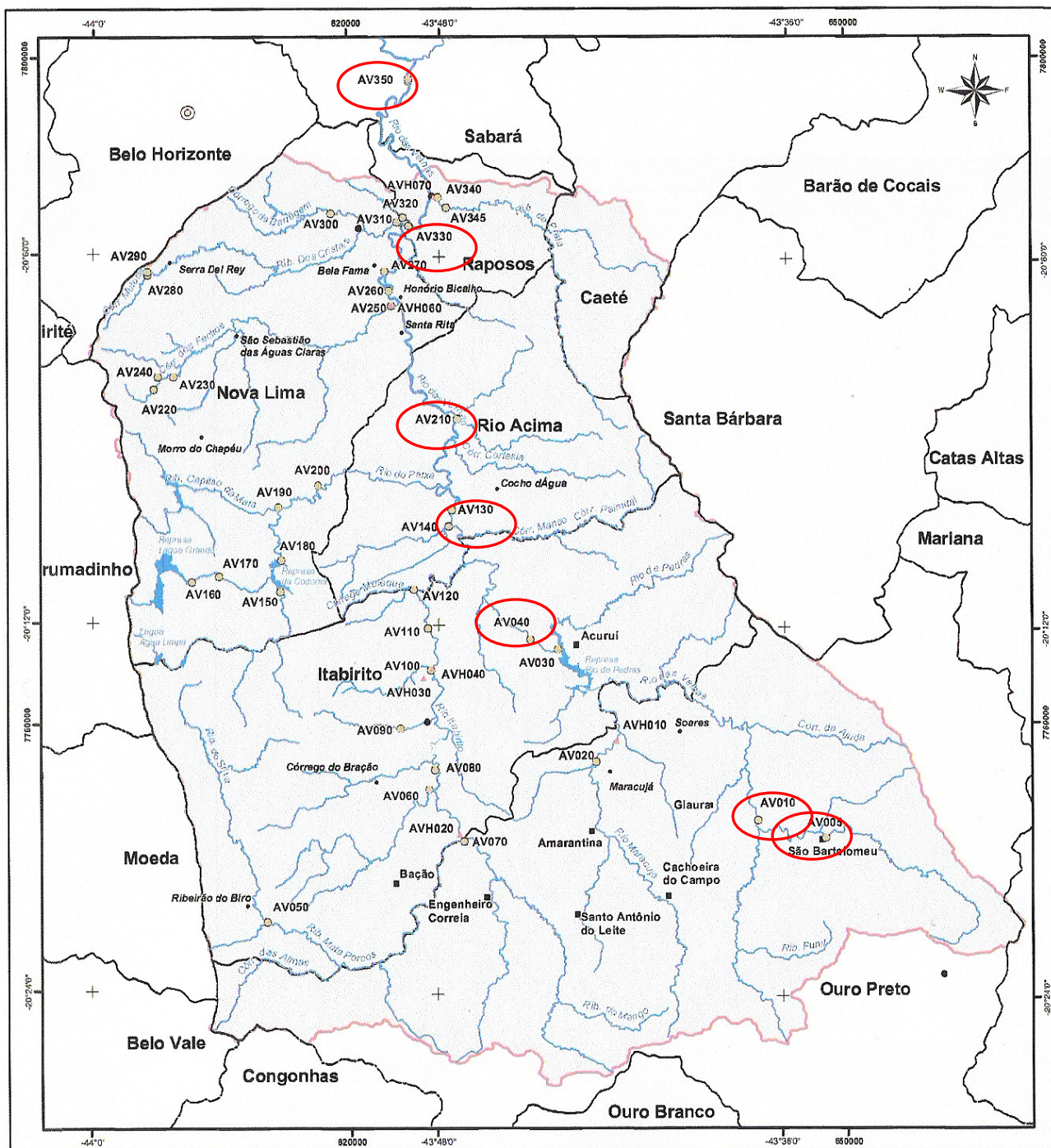


Figura 4.2 - Mapa Estações de Coleta estudadas nesta dissertação - Alto Rio Das Velhas
FONTE: IGAM 2004

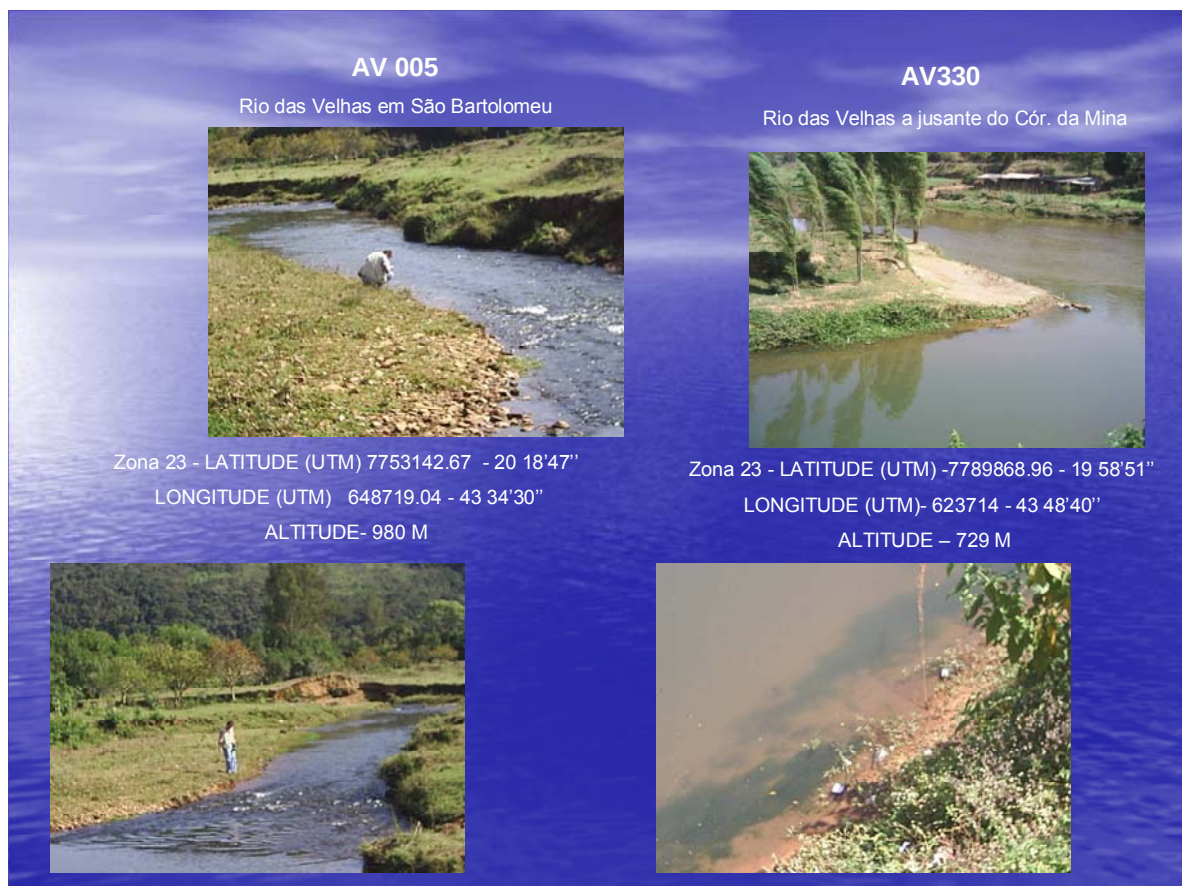


Figura 4.3 - Duas das Sete Estações de Coleta Pesquisadas

Fotos: J. BRUMER & S. CASTRO – 28 Ago 2005

O BMWP – Biological Monitoring Working Party Score System (WALLEY & HAWKES, 1997); JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998) foi calculado por estação de amostragem, para cada uma das campanhas realizadas, utilizando a tabela de pontuações proposta por JUNQUEIRA & CAMPOS (1998), adaptada para a bacia do Rio das Velhas. Para uma ou outra família presente na amostra, mas não contemplada pela tabela brasileira, utilizou-se a pontuação européia modificada por ALBA-TERCEDOR (1996).

Após os cálculos dos índices bióticos nas 7 estações de amostragem, foi feita análise de correlação (ANOVA) com o IQA (Índice de Qualidade de Água) e com o Índice de Metais.

4.3.2. Índices físico-químicos

4.3.2.1. IQA

O IQA foi calculado para cada um dos 7 pontos do Rio das Velhas, em cada uma das campanhas realizadas e cujos resultados estavam disponíveis. Como em algumas campanhas um ou outro dos 9 parâmetros utilizados para o cálculo do IQA não foi analisado, não se pôde calcular o índice para tal campanha, optando-se por trabalhar com o IQA apenas de 2003 e 2004, devido à completude dos dados.

Para o cálculo foi utilizada a metodologia proposta pelo Ministério do Meio Ambiente (FERREIRA & ALMEIDA, 2005), a partir de estudos anteriores (MATTOS, 1998; CETESB, 2002; IGAM, 2003; NSF, 2005; FERREIRA & ALMEIDA, 2005), utilizando as equações propostas, as curvas médias de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro, bem como o peso de cada parâmetro, sendo o IQA calculado pelo produtório ponderado dos resultados de análises dos 9 parâmetros, a partir da fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde,

- IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;
- q_i : qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida e
- w_i : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

onde:

- **n**: número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

4.3.2.2. Índice de metais

O índice de metais (IM) foi desenvolvido por este autor, a partir dos resultados médios de 15 metais em 59 pontos de coleta da sub-bacia do Rio das Velhas, de 1985 a 2004, totalizando 17.478 resultados de metais pesados.

Para o cálculo do IM, foi utilizada a técnica de Análise dos Componentes Principais (PCA), proposta por Haase & Possoli (1993) e por Toledo (2002) e o método de Bartlett para a criação dos fatores de escala que minimizam a variância do erro (HAASE & POSSOLI, 1993; TOLEDO *et. al.* 2002).

A Análise de Componentes Principais é uma técnica estatística fatorial que descreve um conjunto de dados multivariados, identificando e quantificando seus padrões básicos de variação, buscando a sua redução através de combinações lineares das variáveis originais, gerando “variáveis derivadas”, computadas em ordem decrescente de importância, comprimindo, assim, os dados originais, reduzindo a sua dimensionalidade (RODRIGUES & RAYA-RODRÍGUEZ, 2003).

A PCA é frequentemente utilizada para o desenvolvimento de índices de qualidade de água (FACHEL, 1976; LOHANI & MUSTAPHA, 1982; HAASE & POSSOLI, 1993; TOLEDO *et al.* 2002; RODRIGUES & RAYA-RODRÍGUEZ, 2003). Os estágios básicos da análise fatorial envolvem a preparação da matriz de correlação entre as variáveis, a extração dos fatores e uma possível rotação, buscando uma solução final com fatores mais simples e mais fáceis de interpretar. No início do processo, todas as variáveis são igualmente importantes. O grau e a significância da correlação de cada variável com as outras determinarão a sua importância na composição final do índice de qualidade e sua capacidade de expressar a situação ambiental (RODRIGUES & RAYA-RODRÍGUEZ, 2003).

Como resultado da decomposição das variáveis, tem-se as cargas fatoriais, que indicam o quanto cada variável está associada a cada fator e os autovalores (*eigenvalue* - números que refletem a importância do fator) associados a cada um dos fatores envolvidos.

Uma das limitações da PCA é que os índices apurados são específicos para os conjuntos de dados que os originaram e não é possível fazer comparações com escores de fatores obtidos usando outras bases de dados. Uma vez que sintetizam informação, são genéricos e não

podem ser aplicados a decisões que demandem informação mais detalhada e mais precisa (RODRIGUES & RAYA-RODRÍGUEZ, 2003).

Tomou-se a média dos resultados de cada metal (chumbo, sódio, mercúrio, potássio, arsênio, níquel, zinco, selênio, cobre, cálcio, ferro solúvel, ferro total, manganês, bário, cromo trivalente, cromo hexavalente e cádmio); essas médias foram utilizadas para a Análise de Componentes Principais (PCA), que determinou os coeficientes de cada parâmetro na criação da equação a seguir apresentada. Optou-se por trabalhar com as médias dos resultados de cada metal por ponto de coleta porque, em alguns anos, havia algumas lacunas de resultados em alguns pontos (que foram, então, preenchidas pelas médias).

Após a determinação das cargas fatoriais, desenvolveu-se a equação a seguir para o cálculo do IM.

$$\text{IM} = 0,879.\text{Pb} + 0,839.\text{Na} - 0,801.\text{Hg} + 0,781.\text{K} + 0,713.\text{As} + 0,680.\text{Ni} + 0,665.\text{Zn} + 0,579.\text{Se} + 0,442.\text{Cu} + 0,263.\text{Ca} + 0,230.\text{Fe}_s + 0,274.\text{Mn} + 0,403.\text{Fe}_t + 0,464.\text{Ba} + 0,441.\text{Cr}_3 + 0,254.\text{Cd} + 0,812.\text{Cr}_6$$

Utilizando a equação, calculou-se o Índice de Metais para todos os 59 pontos da sub-bacia do Rio das Velhas, para o período de 19 anos; os resultados dos 7 pontos objetos desta dissertação foram posteriormente comparados com o IQA e com os índices biológicos desses mesmos pontos.

Após os cálculos dos índices bióticos, IQA e IM nas 7 estações de amostragem, foi feita análise de variância (ANOVA) e análise da dispersão entre os índices, relacionando-os entre si. Os softwares utilizados foram o Excel 2003 e o SPSS, versão 14.0.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados por índices biológicos e físico-químicos, por ponto de coleta e por campanha de coleta realizada, ao longo dos anos (1985 a 2004). Optou-se por trabalhar com as médias de densidade, riqueza, diversidade, BMWP, equitabilidade, IQA e IM porque os dados apresentam várias lacunas, ao longo dos anos. No caso do IQA, devido à falta de dados anteriores a 2003, esse índice foi calculado para as campanhas de 2003 e 2004. Para a utilização das médias, calculou-se o desvio padrão, o erro padrão e os intervalos de confiança (95%); uma busca de *outliers* foi feita, para cada índice (Vide Tabelas e Quadros nos Anexos).

Os índices biológicos, IQA e IM são apresentados em quadros (Anexo 2), por ponto de amostragem e, em gráficos, a seguir, quando são discutidos e comparados.

5.1. GRÁFICOS DOS ÍNDICES BIOLÓGICOS E FÍSICO-QUÍMICOS NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO ALTO RIO DAS VELHAS

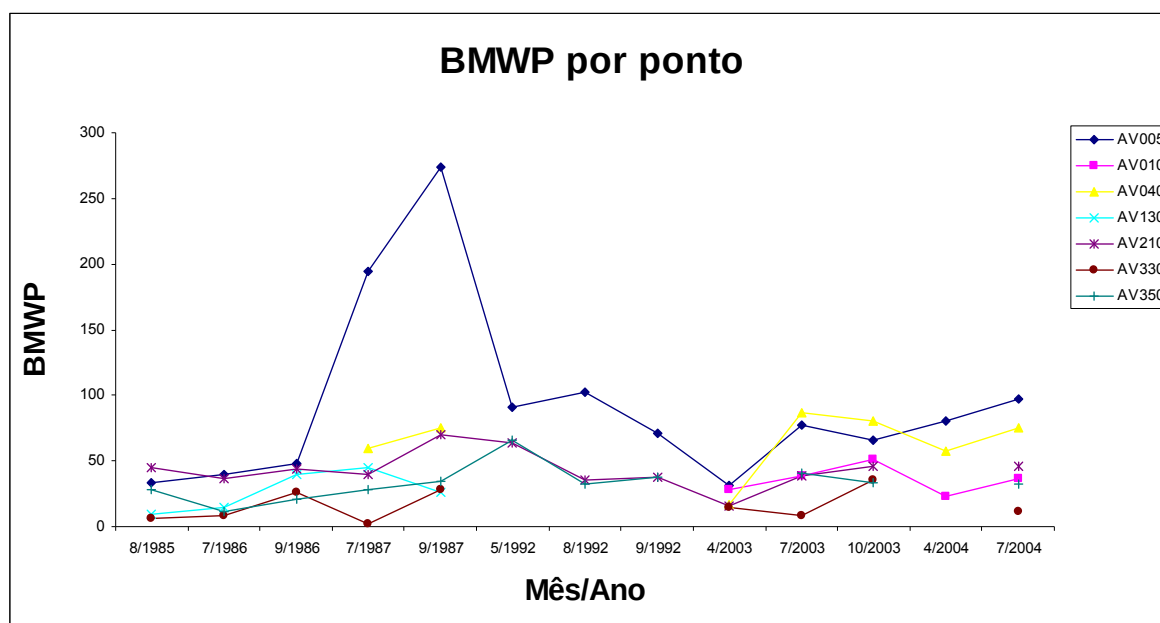


Figura 5.1 - Índice Biológico BMWP (1985-2004)

Tabela 5.1 - Classificação do Índice Calculado (BMWP) em cada ponto por classe de qualidade

Classe	Pontuação	Qualidade da Água
I	≥ 86	Excelente
II	64 – 85	Boa
III	37 – 63	Satisfatória
IV	17 – 36	Ruim
V	≤ 16	Muito ruim

Classe	AV 005	% *	AV 010	%	AV 040	%	AV 130	%	AV 210	%	AV 330	%	AV 350	%
I	5	39	0		1	14	0		0		0		0	
II	4	30	0		2	29	0		2	17	0		1	9
III	2	15	3	60	2	29	2	40	8	67	0		2	18
IV	2	15	2	40	1	14	1	20	1	8	3	33	7	9
V	0	0	0	0	0	0	2	40	1	8	6	67	1	9
Campanhas	13		5		7		5		12		9		11	

* Percentual de resultados por classe.

Conclui-se, pelo BMWP, que o ponto AV 330 apresenta os piores resultados de classificação entre os 7 pontos amostrados no Rio das Velhas, com 99% dos resultados nas faixas “Ruim” e “Muito Ruim”. Certamente, esse ponto é afetado pelo afluente Ribeirão Água Suja e Córrego da Mina, que recebe grande carga de poluentes. Já o AV 005 mantém seu bom nível de qualidade ao longo de 19 anos (69% dos resultados nas faixas de qualidade “Boa” e “Excelente”), com um ponto máximo em setembro de 1987. O ponto AV 010 tem suas águas classificadas entre “Satisfatórias” e “Ruins”, provavelmente em função da influência do Ribeirão do Funil. O Rio recupera-se ligeiramente, o que pode ser observado pelos resultados do ponto AV 040, à montante do Rio Itabirito, e torna a piorar, no ponto AV 130, localizado abaixo do ponto de confluência do Itabirito no Velhas. O ponto AV 210, à jusante de Rio Acima, apresenta qualidade ligeiramente superior à do ponto AV 130, que vem novamente a piorar no ponto AV 330. Finalmente, no ponto AV 350 percebe-se um início de recuperação do Rio. Conclui-se que os afluentes, pela carga poluidora que recebem, impactam negativamente o Rio das Velhas. Observa-se que nos meses chuvosos, de dezembro a abril, aproximadamente, o BMWP apresenta os piores resultados, praticamente para todos os pontos, recuperando-se nos segundos semestres dos anos amostrados.

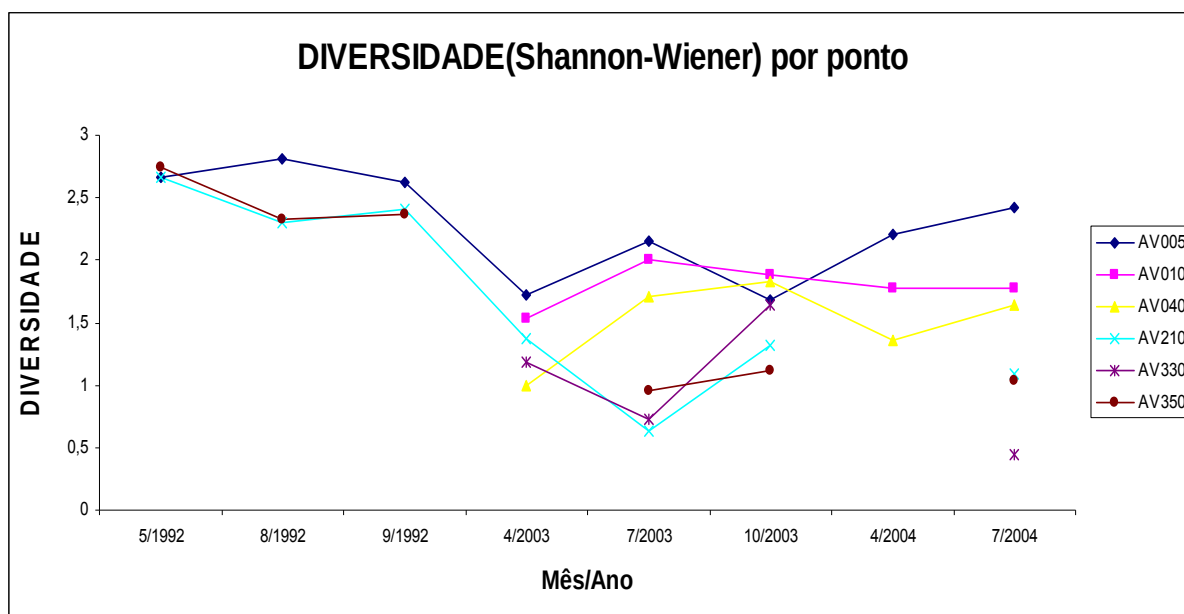


Figura 5.2 - Índice Biológico de Diversidade (1992 – 2004)

Os pontos AV 210 e AV 350 apresentavam, em 1992, melhor índice de diversidade que em 2003, o que indica uma queda na qualidade da água ao longo do tempo. Observa-se (gráficos à frente), ainda, que essa diversidade é composta, majoritariamente, por ordens de organismos tolerantes à poluição (*Diptera*, em sua maioria), embora, em maio de 1992 esses pontos tenham apresentado índices de diversidade quase semelhantes ao AV 005. O ponto AV 005 também apresenta ligeira queda na diversidade, com mínimos em abril e outubro de 2003 (períodos de estiagem) e suave recuperação em 2004, nos mesmos meses, o que é indicativo de melhoria da qualidade da água. Ainda assim, no entanto, os resultados de 2004 são um pouco inferiores aos de 1992. Os pontos AV 010 e AV 040 guardam um comportamento similar ao AV 005, embora com o índice de Shannon-Wiener ligeiramente abaixo, denotando influência de carga poluidora no Rio das Velhas, no sentido de jusante.

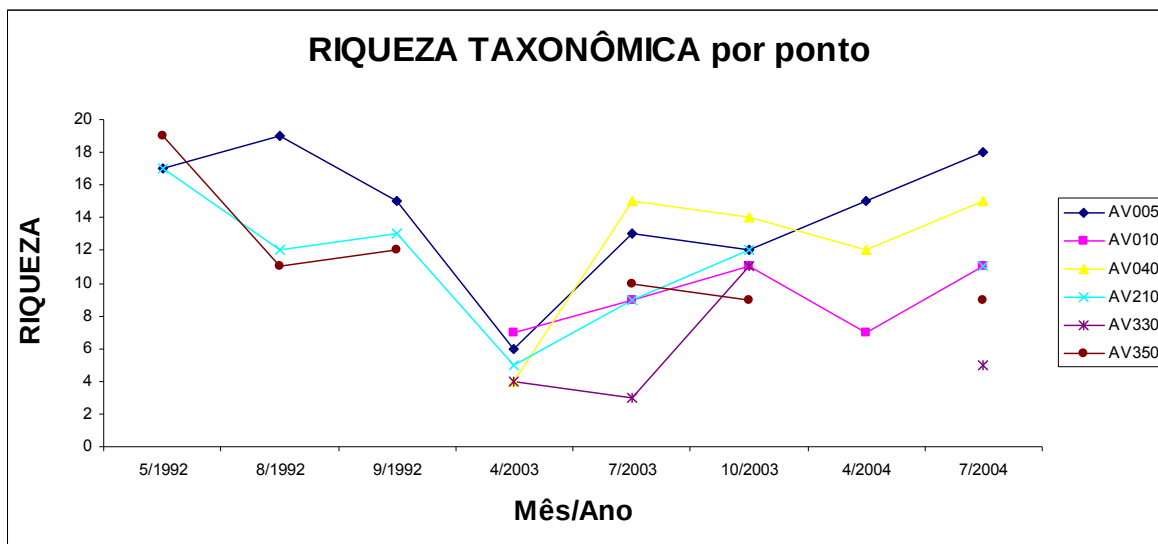


Figura 5.3 - Índice Biológico de Riqueza (1992 – 2004)

O índice de riqueza taxonômica, que reflete a saúde da comunidade através da determinação da variedade de *taxa* presentes, apresenta sensível queda em 2003, notadamente no mês de abril, com uma melhoria nos meses posteriores, chegando em 2004 ao mesmo índice de 1992, apontando para uma recuperação nos pontos AV 005, AV 010 e AV 040, o que é também corroborado pelo índice BMWP. Já os pontos AV 330 e AV 350 não apresentam qualquer indício de recuperação, provavelmente em função da manutenção da carga poluidora a que estão sujeitos.

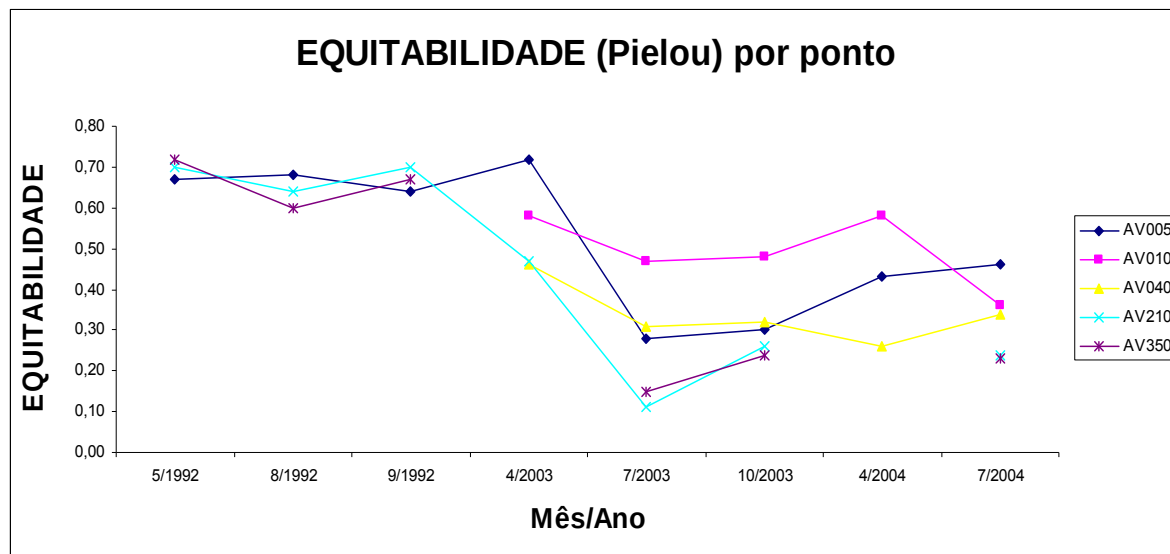


FIGURA 5.4 - Índice Biológico de Equitabilidade (1992-2004)

O índice de equitabilidade de Pielou, que mede quão homogênea a abundância é distribuída entre as espécies existentes na comunidade, e que varia de 0 a 1, mostra sensível tendência de redução em julho de 2003, em comparação com períodos também de estiagem de 1992, o que demonstra desequilíbrio na distribuição das espécies (ou seja, muitos organismos de mesma espécie em um *taxa* e poucos em vários outros *taxa*), com alguma tendência de recuperação em 2004. Ainda assim, cabe ressaltar que, mesmo para os pontos de melhor qualidade da água (AV 005 e AV 010), observa-se uma sensível deterioração na equitabilidade, quando comparada a 1992, o que evidencia efeitos deletérios da poluição ao longo dos anos, sobre a comunidade zoobentônica.

5.2. GRÁFICOS DOS ORGANISMOS AMOSTRADOS

Os gráficos seguintes detalham os números percentuais de organismos amostrados no período de 1985 a 2004 nos 7 pontos de coleta objetos deste estudo, identificados por classes e ordens. A classe Insecta, por representar a maioria absoluta de organismos em todas as campanhas, é mostrada pelos percentuais das ordens encontradas.

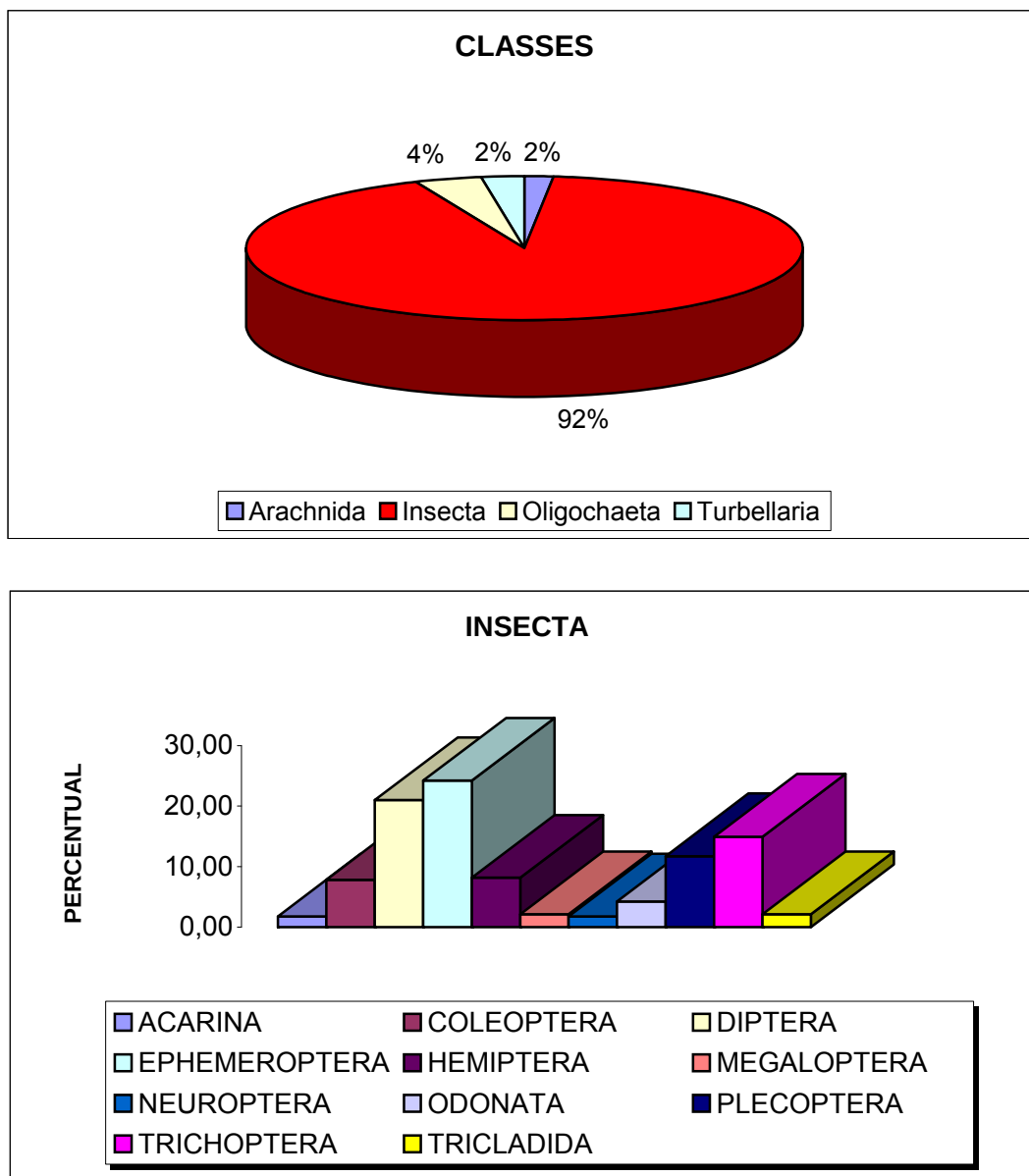


Figura 5.5 - Organismos Amostrados no Ponto AV 005 (1985-2004)

O ponto AV 005, o de melhor qualidade, como já visto nos gráficos anteriores, é o que apresenta melhor distribuição de organismos na classe Insecta. Essa classe, por ser muito ampla, congrega desde organismos bastante tolerantes à poluição (*Lestidae*, *Libellulidae*) até aqueles pouco tolerantes (*Gomphidae*, *Perlidae*). Observe-se que as ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Odonata, mais sensíveis à poluição e, portanto, boas indicadoras de melhor qualidade da água, respondem pelos maiores percentuais de organismos encontrados.

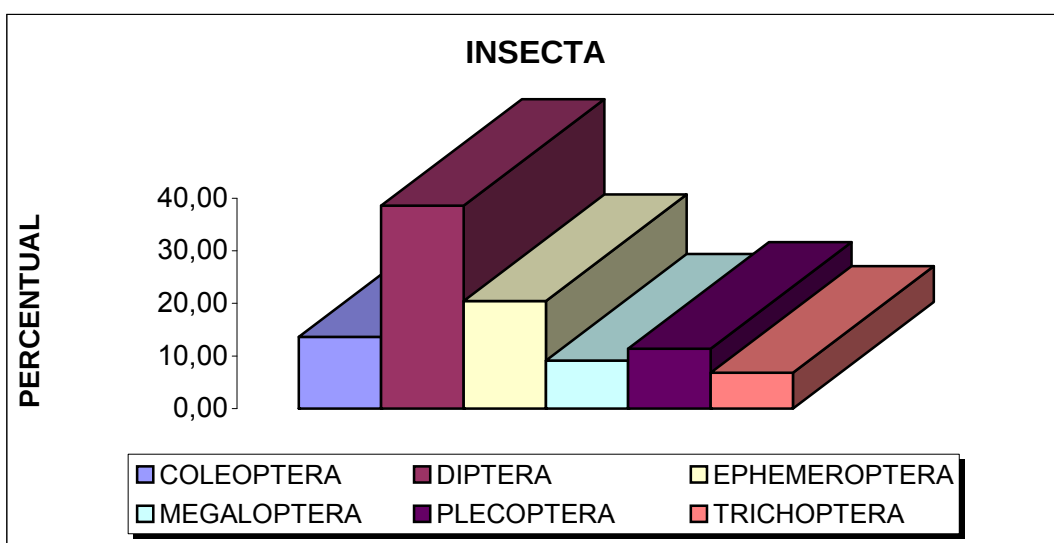


Figura 5.6 - Organismos Amostrados no Ponto AV 010 (2003-2004)
(Todos os organismos foram da classe Insecta)

Esse ponto, AV 010, apresentou, nos dois anos amostrados, apenas representantes da classe Insecta, o que já demonstra desequilíbrio, mostrado nos gráficos anteriores dos índices biológicos. Na classe Insecta, as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera apresentam-se mais reduzidas que a ordem Diptera, evidenciando qualidade de água mais baixa do que no ponto anterior, o que corrobora os achados dos gráficos de índices biológicos.

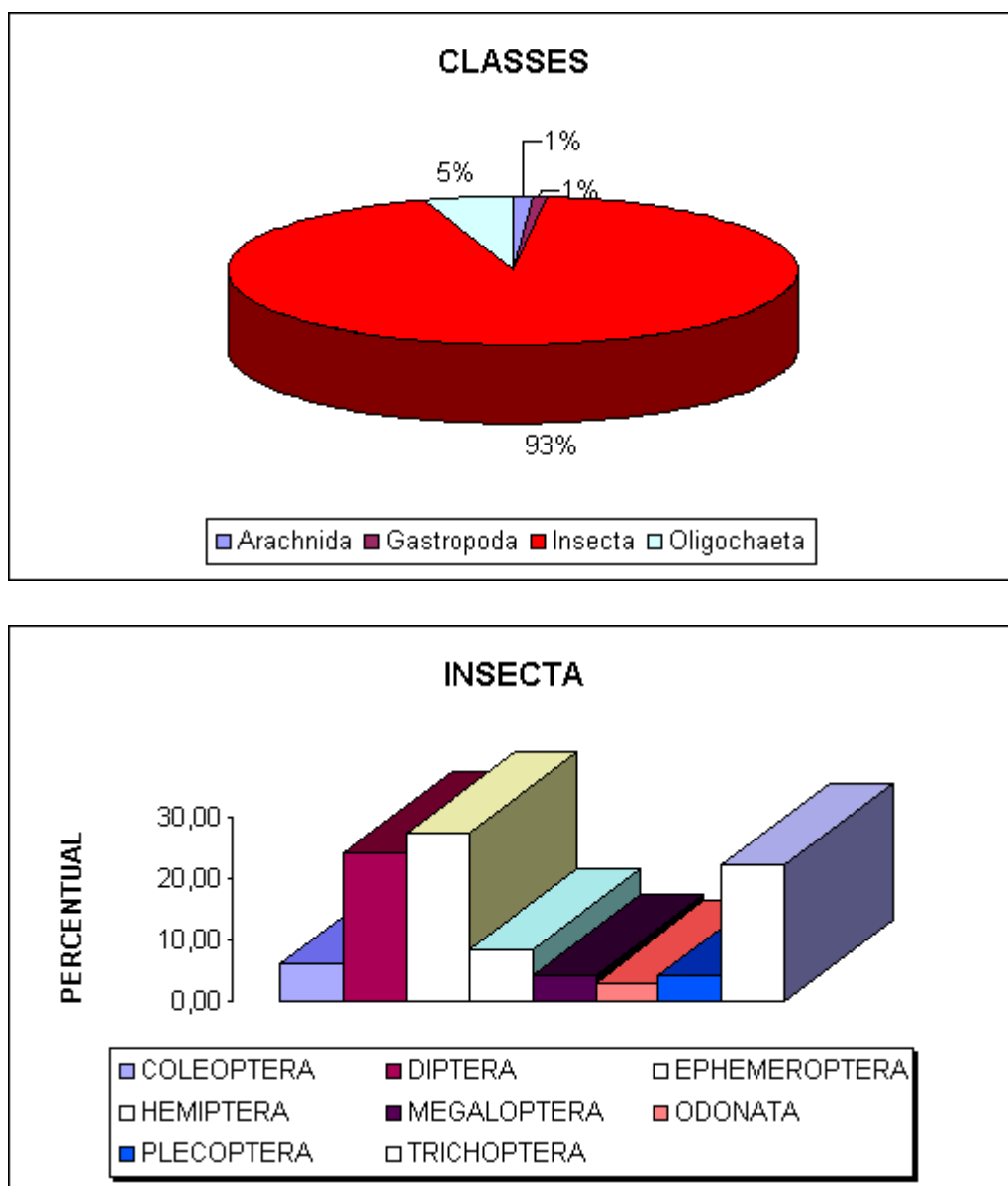


Figura 5.7 - Organismos Amostrados no Ponto AV 040 (1985-2004)

Neste ponto, AV 040, observa-se ligeira melhoria, em comparação com o ponto anterior, na distribuição dos organismos por quatro classes. Na classe Insecta, a presença dominante de Ephemeroptera e Trichoptera são sinais de ligeira melhoria na qualidade da água, também de acordo com os resultados demonstrados pelos índices biológicos.

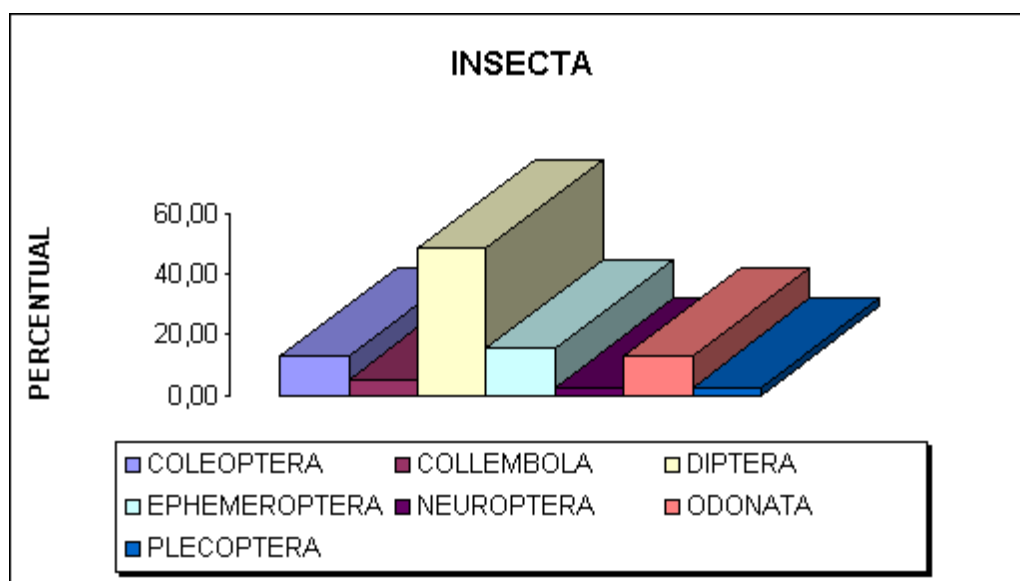
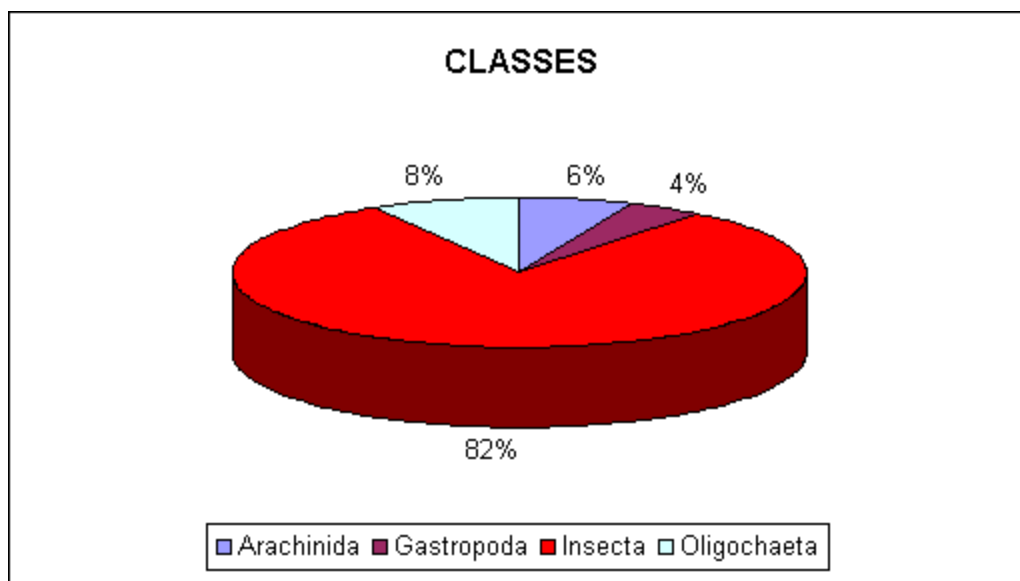


Figura 5.8 - Organismos amostrados no ponto AV 130 (1985-2004)

Este ponto, AV 130, apresenta uma deterioração da qualidade da água. Embora com quatro classes presentes, observa-se que as classes Oligochaeta e Arachnida são representantes de organismos com alta tolerância à poluição, indicando, portanto, má qualidade da água. Ademais, na classe Insecta, os dípteros, em sua maioria também muito tolerantes à poluição, são majoritários. As ordens com organismos sensíveis (Ephemeroptera, Odonata e Plecoptera) têm poucos representantes.

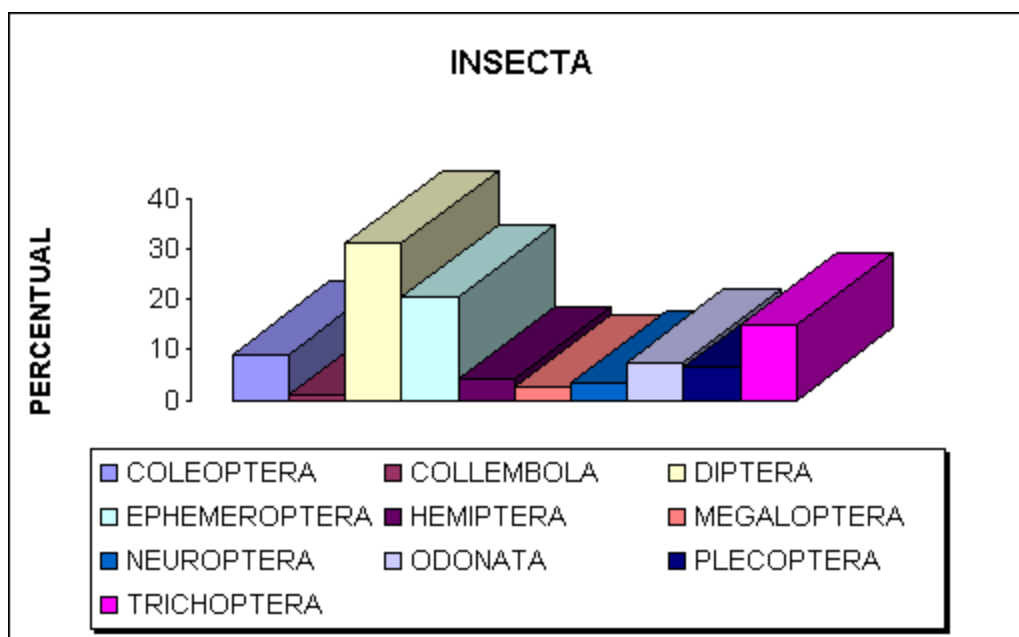
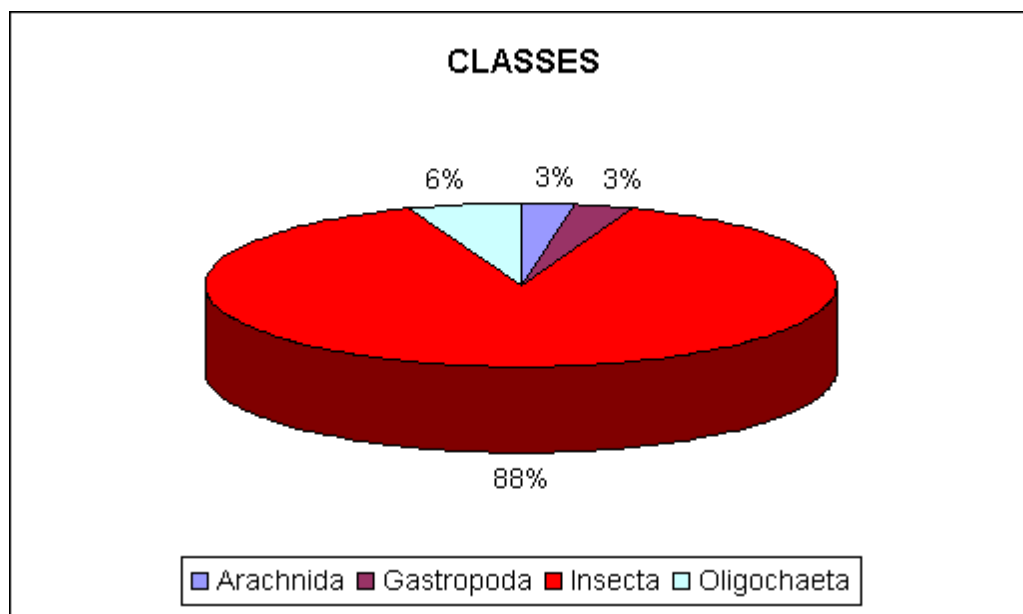


Figura 5.9 - Organismos Amostrados no Ponto AV 210 (1985-2004)

O ponto AV 210 mostra pequena melhoria em termos de qualidade de água, em relação ao ponto anterior, evidenciada pela presença de quatro classes e por uma melhor distribuição das ordens na classe Insecta, com presença um pouco maior de Ephemeroptera e Trichoptera. Observa-se uma presença de Oligochaeta, também bastante tolerantes à poluição, ainda alta (6%), mas ligeiramente inferior aos 8% do ponto anterior.

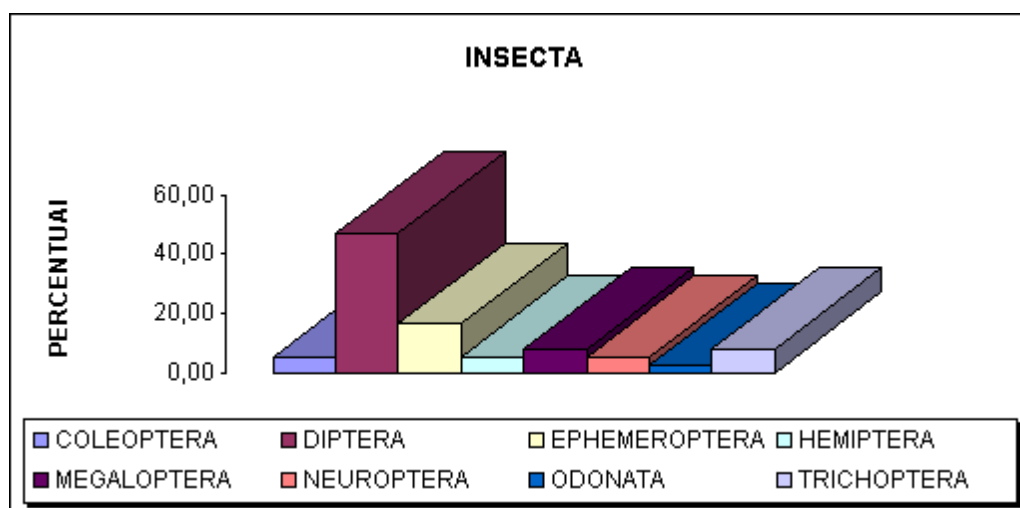
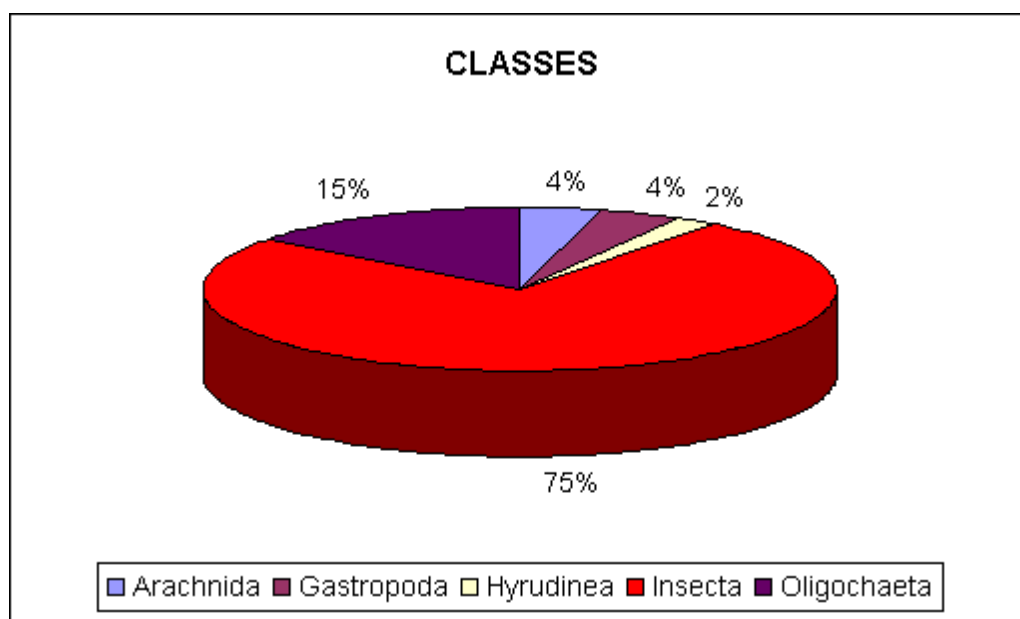


Figura 5.10 - Organismos Amostrados no Ponto AV 330 (1985-2004)

O ponto AV 330 apresenta uma melhor distribuição dos organismos por cinco classes. Observa-se, no entanto, que todas as classes são representadas por organismos muito tolerantes à poluição, donde se conclui que o ponto apresenta qualidade de água muito baixa. Isso é igualmente observado na distribuição dos organismos da classe Insecta, com uma predominância de Diptera, típicos de águas poluídas. Essa conclusão está ancorada também nos índices biológicos, que apontam este ponto como o pior dos 7 analisados.

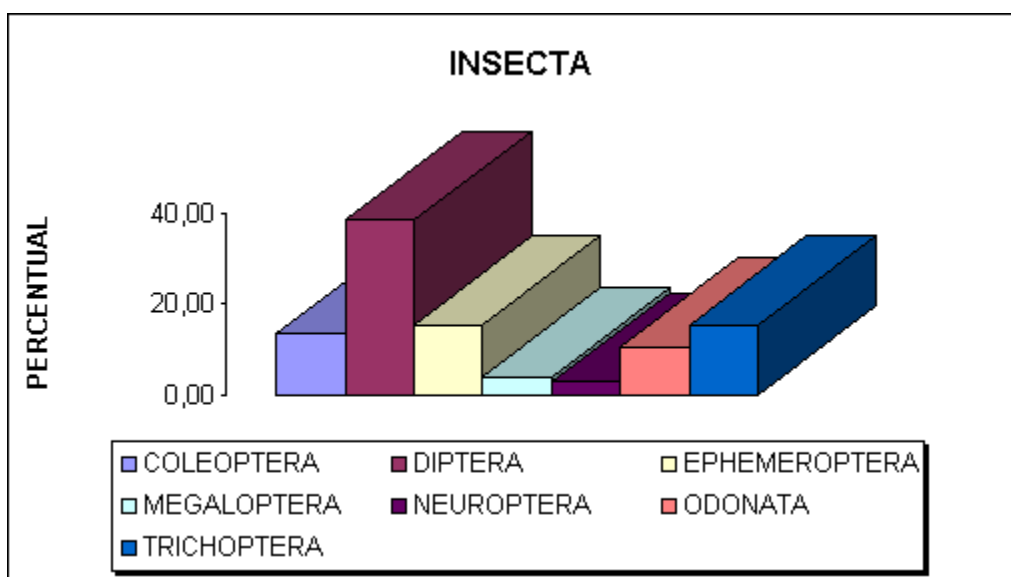
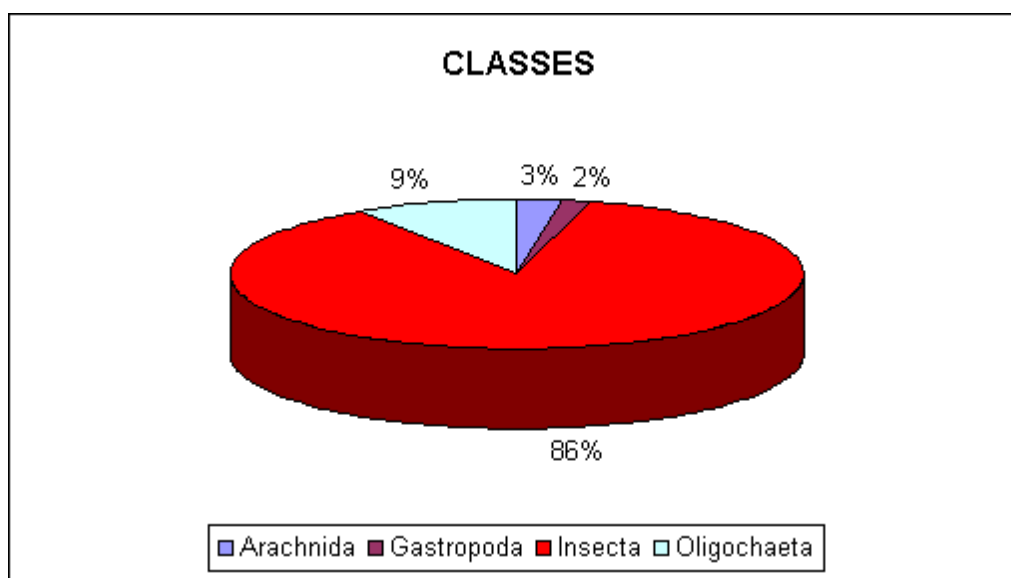


Figura 5.11 - Organismos Amostrados no Ponto AV 350 (1985-2004)

Nesse ponto, AV 350, observa-se ligeira recuperação da qualidade da água, a partir, principalmente, da composição da classe Insecta que, apesar de ter ainda os dípteros dominando, já estão em menor percentual do que no ponto anterior. Aqui ainda se observa o ligeiro aumento de Ephemeroptera e, principalmente, dos Trichoptera, evidenciando, assim, a pequena melhoria da qualidade, devido à capacidade de auto-depuração do Rio.

5.3. ÍNDICES FÍSICO – QUÍMICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA, POR PONTO DE COLETA (2003-2004)

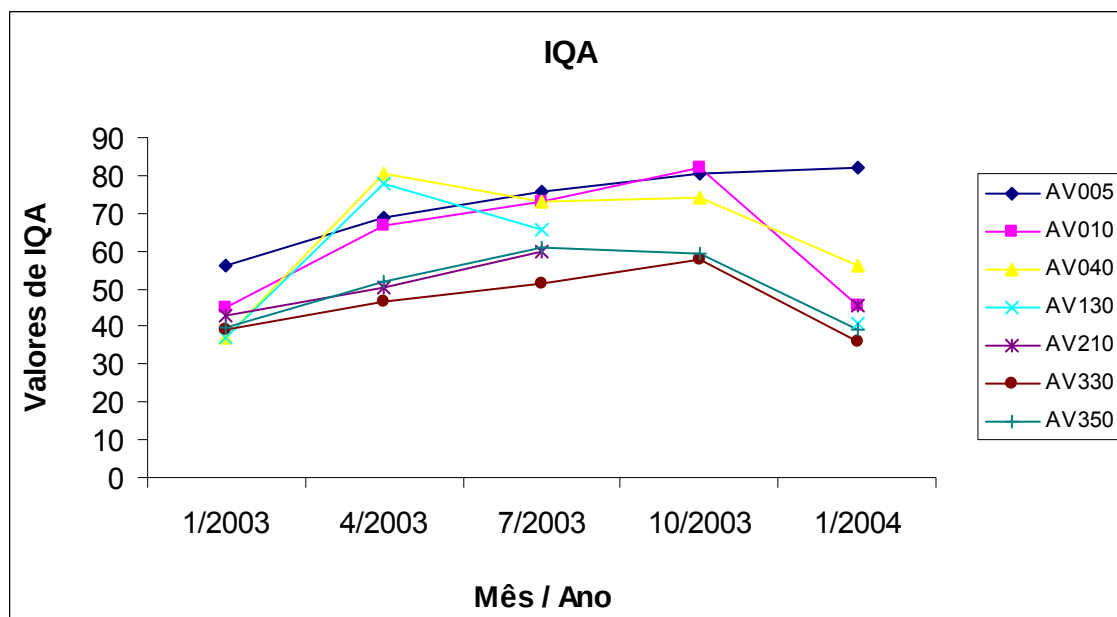


Figura 5.12 - IQA

Os índices de IQA de 2003 e 2004, para os 7 pontos do Rio das Velhas situam-se nas faixas entre “Ruim” e “Bom”. Como é de se esperar, os piores resultados, na maioria dos pontos, estão nos meses de janeiro (2003 e 2004), período chuvoso, que acaba por afetar a qualidade da água devido a arrastes de material da área da bacia para o curso d’água, alteração do regime de fluxo, aumento da velocidade, dentre outros fatores, que afetam os parâmetros que entram no cálculo do IQA. A qualidade do AV 005, é interessante observar, mantém-se e até apresenta ligeira melhoria ao longo do ano de 2003, provavelmente por representar uma região menos impactada e por estar em área relativamente plana e razoavelmente protegida por vegetação. Os melhores resultados do índice são observados no mês de outubro de 2003, período de seca. Comparando-se o IQA com os índices biológicos, verifica-se um comportamento similar entre todos, melhoria no IQA significando melhoria nos índices biológicos, em 2003 e 2004.

5.3.1 Índice de Metais

O Índice de Metais, para cada ponto, calculado segundo a equação e a metodologia já apresentadas, foi desenvolvido de acordo com as seguintes fases:

5.3.2.1. Análise dos Componentes Principais (PCA)

Quadro das médias de resultados de metais, para cada ponto de coleta, ao longo do período estudado – 1985 – 2004 – (Anexo 3).

Tabela 5.2 - Estatística Descritiva

	N	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
Ba	59	,0040	,2320	,055966	,0519067
Cd	59	,0010	,0030	,001051	,0002891
Ca	59	3,1800	58,9380	15,401169	7,6395674
Pb	59	,0050	,0700	,015390	,0130859
Cu	59	,0040	,1630	,019797	,0285499
Cr6	59	,0100	,0500	,024441	,0182986
Cr3	59	,0400	,1570	,050339	,0178805
Fet	59	,1640	31,4160	5,871932	5,0347884
Fes	59	,0300	,4700	,126678	,0884704
Mn	59	,0200	2,6340	,455610	,5516524
Hg	59	,0000	,2270	,124322	,0924445
Ni	59	,0040	,0600	,015203	,0098397
K	59	,1100	14,7000	1,856712	2,6830886
Se	59	,0010	,0100	,003068	,0029529
Na	59	,2250	50,7000	6,461763	9,1674150
Zn	59	,0200	,4100	,053000	,0574087
As	59	,0000	,2620	,023814	,0387661
Amostra válida (N)	59				

Tabela 5.3 - Testes de KMO e Bartlett

Medida da Adequação da Amostra (Kaiser-Meyer-Olkin)		,627
Teste de esfericidade de Bartlett	Qui-Quadrado aproximado	1205,398
	Df	136
	Sig.	,000

Através do teste da análise fatorial de Bartlett, para o nível de significância menor que 0,05 (o valor prefixado), pode-se concluir que os resultados são significativos para a amostra selecionada para o estudo.

Tabela 5.4 - Variância Total Explicada

Componente	Auto valores			Extração dos pesos das somas de quadrados		
	Total	% de Variância	Acumulado %	Total	% de Variância	Acumulado %
1	6,166	36,273	36,273	6,166	36,273	36,273
2	2,960	17,409	53,682	2,960	17,409	53,682
3	1,976	11,626	65,307	1,976	11,626	65,307
4	1,476	8,684	73,991			
5	1,189	6,993	80,983			
6	,893	5,254	86,237			
7	,768	4,517	90,754			
8	,673	3,956	94,711			
9	,257	1,510	96,221			
10	,249	1,467	97,688			
11	,173	1,015	98,703			
12	,085	,499	99,203			
13	,051	,299	99,502			
14	,046	,273	99,775			
15	,025	,144	99,919			
16	,009	,053	99,972			
17	,005	,028	100,000			

Método de extração: Análise do Componente Principal

A análise de variância mostra que os parâmetros do componente 1 explicam 36,27% dos resultados, enquanto que o componente 2 explica apenas 17,40% dos mesmos. Assim, para a construção da equação do Índice de Metais (IM) foi utilizada a seqüência e os valores de cada parâmetro do componente 1 (TOLEDO *et al.*, 2002).

Scree Plot

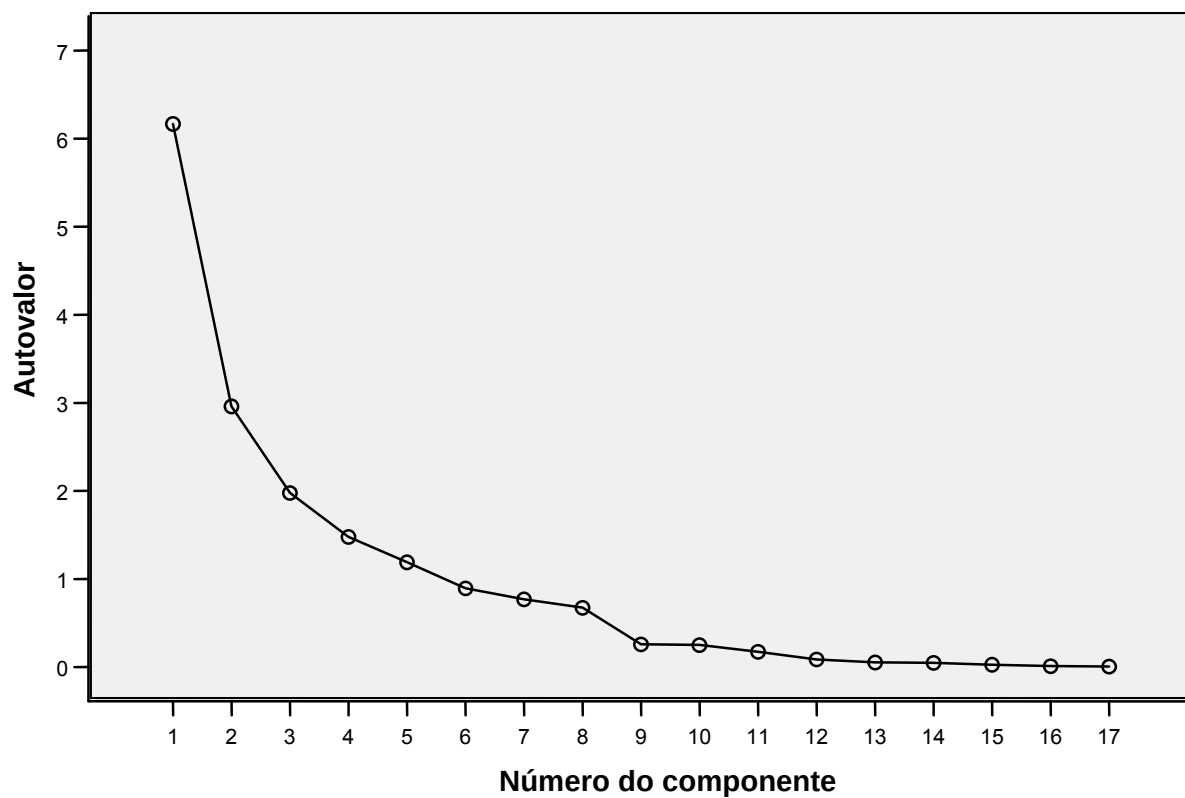


Tabela 5.5 - Matriz Dos Componentes

	Componente		
	1	2	3
Pb	,879	-,359	,131
Na	,839	-,195	,340
Cr6	,812	-,465	-,140
Hg	-,801	,434	,131
K	,781	-,246	,445
As	,713	,008	-,476
Ni	,680	,382	-,181
Zn	,665	,027	,587
Se	,579	-,241	-,483
Cu	,442	,419	-,312
Ca	,263	,066	-,003
Fes	,230	-,082	-,145
Mn	,274	,820	,354
Fet	,403	,760	-,105
Ba	,464	,720	,142
Cr3	,441	,388	-,543
Cd	,254	,130	,448

Método de extração: PCA
3 componentes extraídos

Component Plot

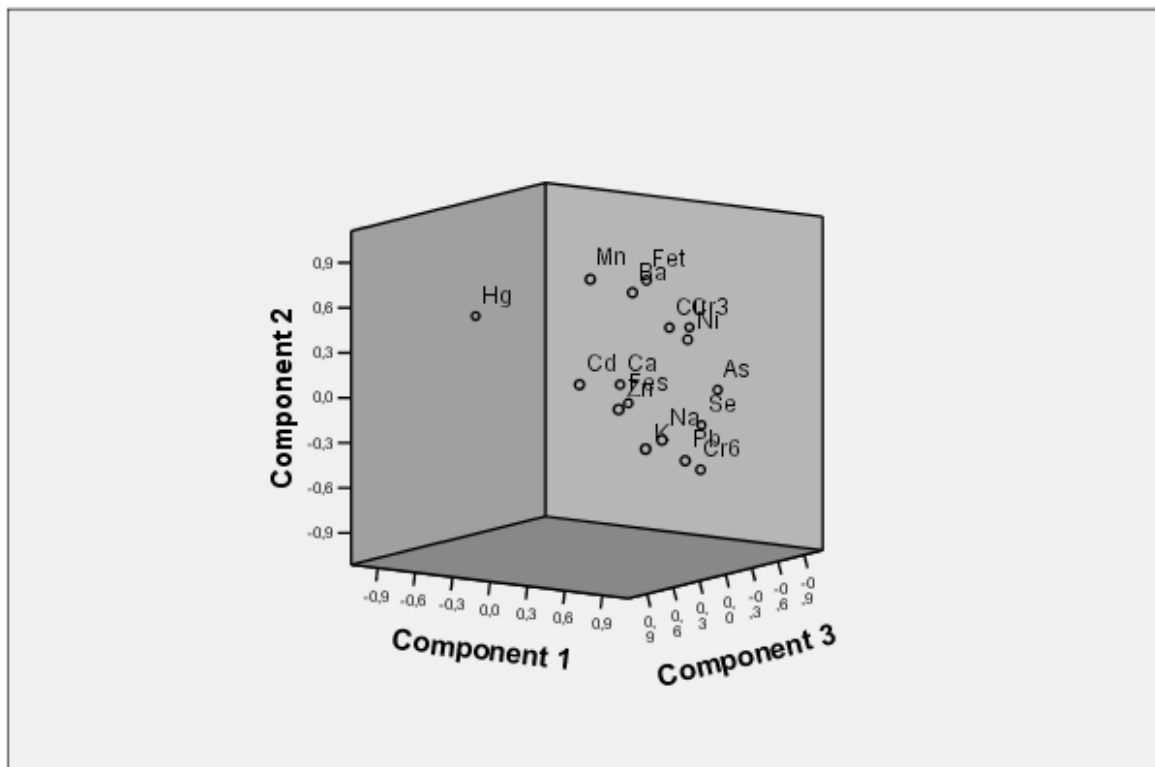


Figura 5.14 - Plotagem dos Componentes

5.3.2.2. Análise da Variância para Índices Bióticos e IQA

Para propósitos de discriminação dos pontos com relação aos índices bióticos e IQA aplicou-se a Técnica Estatística de Análise de Variância (ANOVA), que tem como objetivo principal atestar se as médias de três ou mais grupos (neste trabalho em particular são os pontos) provêm de uma mesma população, ou seja, se os grupos apresentam a mesma média o que levaria a concluir que os índices bióticos seriam os mesmos ao longo do rio. Para solucionar tal questionamento levantam-se duas hipóteses:

- H_0 : as médias dos índices para os pontos são as mesmas e, portanto, o comportamento é semelhante ao longo do rio, ao nível de significância de 5%.
- H_1 : as médias dos índices para os pontos são diferentes e, portanto, o comportamento é fora do normal para pelo menos um ponto ao longo do rio, ao nível de significância de 5%.

Tabela 5.6 - Diversidade de Shannon-Wiener

Anova: fator único

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
AV005	8	18,27	2,284	0,18071
AV010	5	8,98	1,796	0,02868
AV040	5	7,54	1,508	0,11047
AV210	7	11,79	1,684	0,59560
AV330	4	3,98	0,995	0,27797
AV350	6	10,53	1,755	0,65375

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	4,892259643	5	0,978452	2,987542	0,027011	2,545384
Dentro dos grupos	9,497808929	29	0,327511			
Total	14,39006857	34				

Para um nível de significância de 5% (0,05), tem-se uma probabilidade associada à hipótese nula de $p=0,027011$, ou seja, $p < 0,05$ e, portanto, conclui-se que as diferenças entre as médias de diversidade para os pontos é estatisticamente significativa o que leva a rejeitar a hipótese nula inicial (H_0) em favor da hipótese alternativa, ou seja, os pontos não são homogêneos em relação à diversidade. O comportamento da diversidade é diferenciado em pelo menos um ponto.

A rejeição da hipótese inicial (H_0) também é amparada pelo fato de o F calculado ser maior que o F crítico.

Tabela 5.7 - Riqueza

Anova: fator único

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
AV005	8	115	14,38	17,13
AV010	5	45	9,00	4,00
AV040	5	60	12,00	21,50
AV210	7	79	11,29	13,57
AV330	4	23	5,75	12,92
AV350	6	70	11,67	14,27

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	228,2131	5	45,64262	3,20193	0,020143	2,545384
Dentro dos grupos	413,3869	29	14,25472			
Total	641,6	34				

Pelos resultados acima, pode-se concluir que existe diferença significativa em termos das médias de Riqueza para os pontos em estudo.

Para um nível de significância de 5% (0,05), tem-se uma probabilidade associada à hipótese nula de $p = 0,020143$, ou seja, $p < 0,05$ e, portanto, conclui-se que as diferenças entre as médias de riqueza para os pontos é estatisticamente significativa o que leva a rejeitar a hipótese nula inicial (H_0) em favor da hipótese alternativa, ou seja, os pontos não são homogêneos em relação à riqueza. O comportamento da riqueza é diferenciado em pelo menos um ponto.

A rejeição da hipótese inicial (H_0) também é amparada pelo fato de o F calculado ser maior que o F crítico.

Tabela 5.8 - Equitabilidade de Pielou

Anova: fator único

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
AV005	8	4,18	0,523	0,031
AV010	5	2,47	0,494	0,008
AV040	5	1,69	0,338	0,006
AV210	7	3,12	0,446	0,060
AV330	4	1,08	0,270	0,014
AV350	6	2,61	0,435	0,065

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,235243	5	0,047049	1,366497	0,26565	2,545384
Dentro dos grupos	0,998471	29	0,03443			
Total	1,233714	34				

Pelos resultados acima, pode-se concluir que não existe diferença significativa em termos das médias de Equitabilidade para os pontos em estudo.

Para um nível de significância de 5% (0,05), tem-se uma probabilidade associada à hipótese nula de $p = 0,26565$, ou seja, $p > 0,05$ e, portanto, conclui-se que as diferenças entre as médias de riqueza para os pontos não é estatisticamente significativa o que leva a aceitar a hipótese nula inicial (H_0) em favor da hipótese alternativa, ou seja, os pontos são homogêneos em relação à equitabilidade.

A aceitação da hipótese inicial (H_0) também é amparada pelo fato de o F calculado ser menor que o F crítico.

Tabela 5.9 - BMWP

Anova: fator único						
RESUMO						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
AV005	11	737,4	67,04	653,77		
AV010	5	178	35,60	116,80		
AV040	7	453	64,71	552,90		
AV130	5	135	27,00	240,50		
AV210	12	521	43,42	186,81		
AV330	9	140	15,56	136,53		
AV350	11	364	33,09	185,89		
ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	19026,16199	6	3171,027	10,316814	0,0000	2,275385
Dentro dos grupos	16290,34201	53	307,3649			
Total	35316,504	59				

Pode-se concluir que as diferenças médias do índice BMWP são estatisticamente significantes.

Para um nível de significância de 5% (0,05), tem-se uma probabilidade associada à hipótese nula de $p = 0,0000$, ou seja, $p < 0,05$ e, portanto, conclui-se que as diferenças entre as médias do BMWP para os pontos é estatisticamente significativa o que leva a rejeitar a hipótese nula inicial (H_0) em favor da hipótese alternativa, ou seja, os pontos não são homogêneos em relação ao BMWP. O comportamento desse índice é diferenciado em pelo menos um ponto.

A rejeição da hipótese inicial (H_0) também é amparada pelo fato de o F calculado ser maior que o F crítico.

Tabela 5.10 - IQA

Anova: fator único

RESUMO

<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
AV 005	5	362,64	72,528	110,4367
AV 010	5	311,69	62,338	272,6885
AV 040	5	320,33	64,066	308,9153
AV 130	4	221,27	55,3175	388,5984
AV 210	4	198,8	49,7	56,04667
AV 330	5	230,75	46,15	77,6913
AV 350	5	250,79	50,158	107,5888

ANOVA

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	2637,80162	6	439,6336	2,360099	0,059303	2,474109
Dentro dos grupos	4843,217635	26	186,2776			
Total	7481,019255	32				

Conclui-se que as diferenças médias de IQA entre os pontos não são estatisticamente significantes.

Para um nível de significância de 5% (0,05), tem-se uma probabilidade associada à hipótese nula de $p = 0,059303$ ou seja, $p \approx 0,05$ e, portanto, conclui-se que as diferenças entre as médias de riqueza para os pontos não é estatisticamente significativa o que leva a aceitar a hipótese nula inicial (H_0) em favor da hipótese alternativa, ou seja, os pontos são praticamente homogêneos em relação ao IQA.

A aceitação da hipótese inicial (H_0) também é amparada pelo fato de o F calculado ser menor que o F crítico.

5.3.2.3. Análise de Dispersão

$$r = -0,65$$

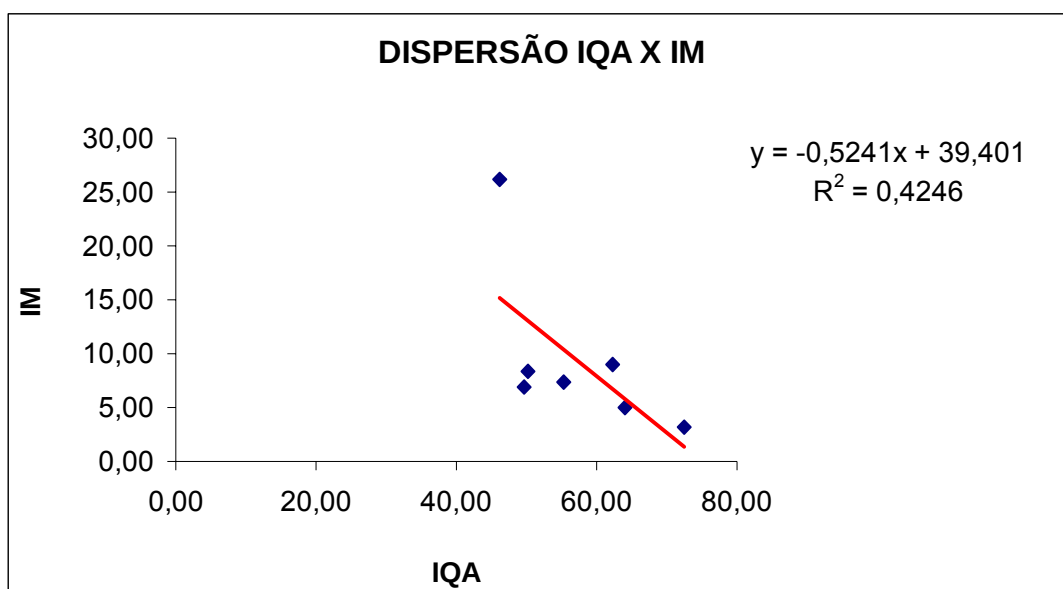
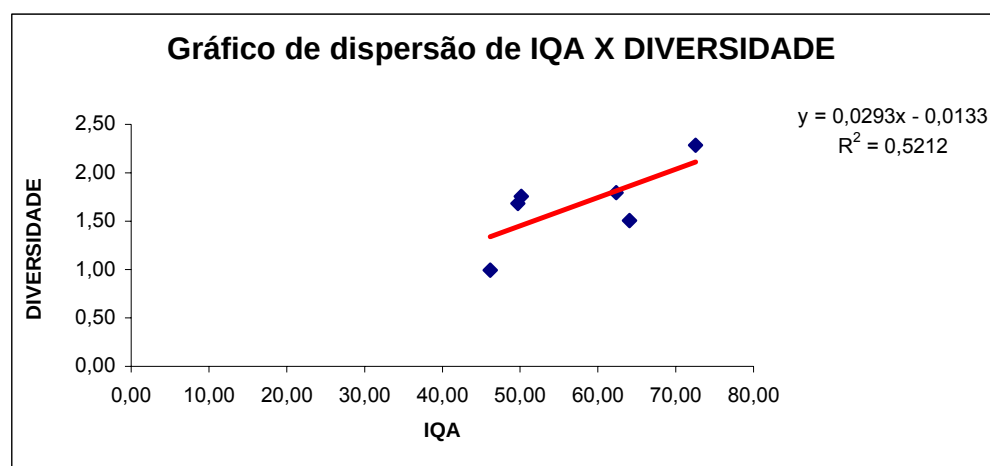
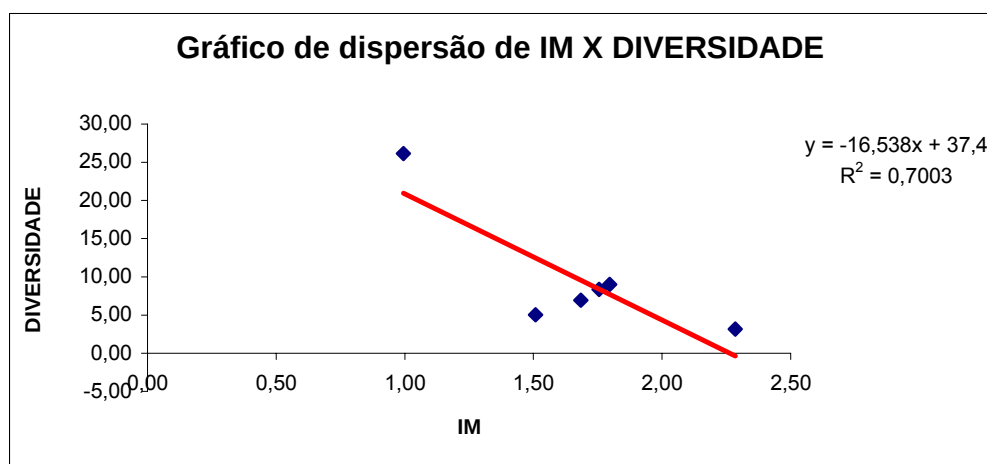


FIGURA 5.15 - Análise de Dispersão IQA X IM

Verifica-se correlação negativa moderada entre os dois índices, para os resultados analisados, ou seja, para um IQA alto (águas de boa qualidade), o IM é baixo (baixos teores de metais presentes).

$$r = 0,83$$

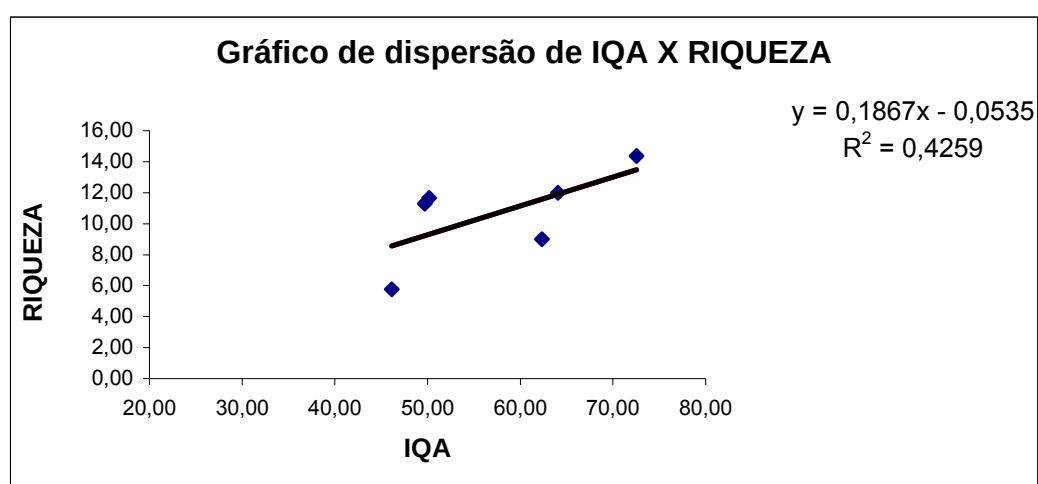
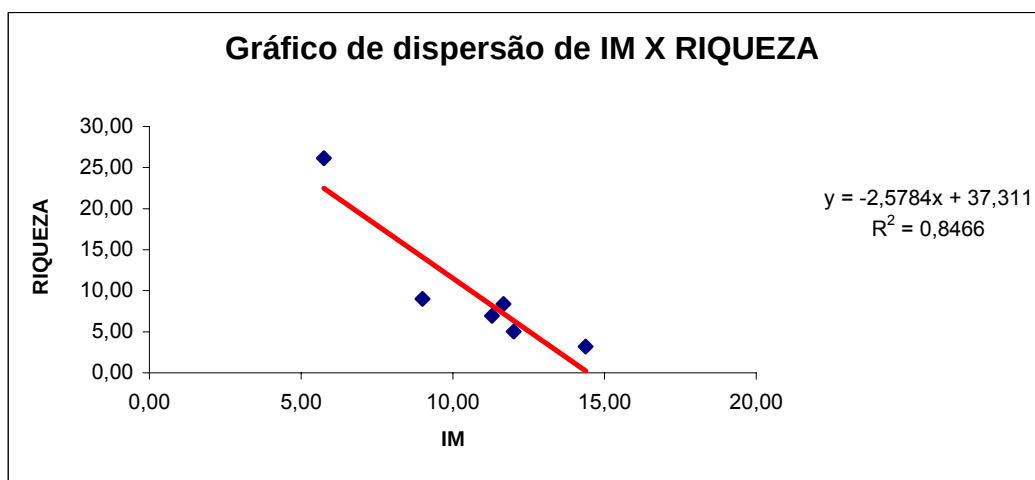


$$r = 0,72$$

Figura 5.15 - Análise de Dispersão IM X DIVERSIDADE

Observa-se correlação negativa forte entre o IM e o índice de diversidade, demonstrando os possíveis efeitos deletérios dos metais presentes na água à estrutura da comunidade zoobentônica. O IQA correlaciona-se positivamente com a diversidade, ou seja, em águas de melhor qualidade, a diversidade verificada é maior.

$$r = -0,92$$

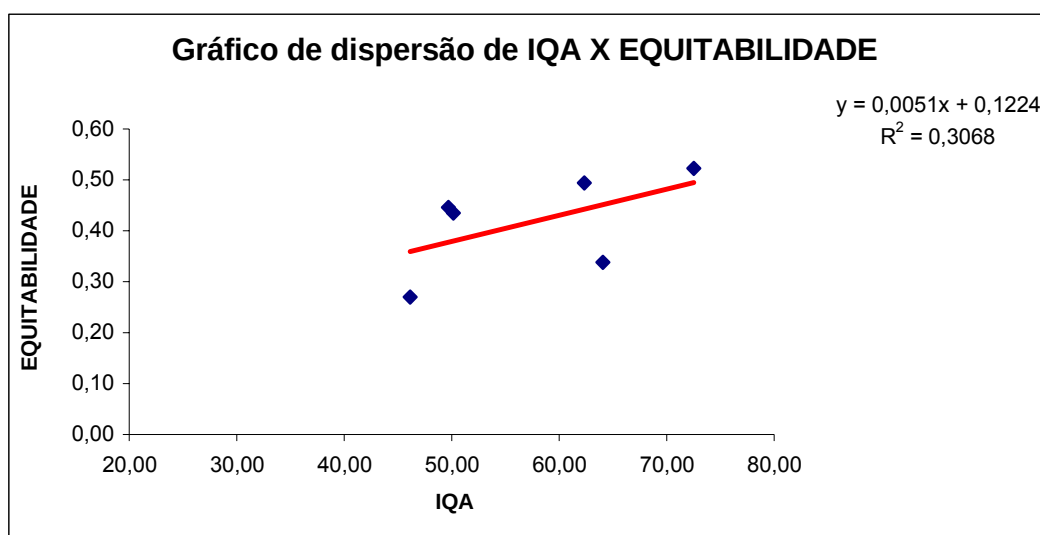
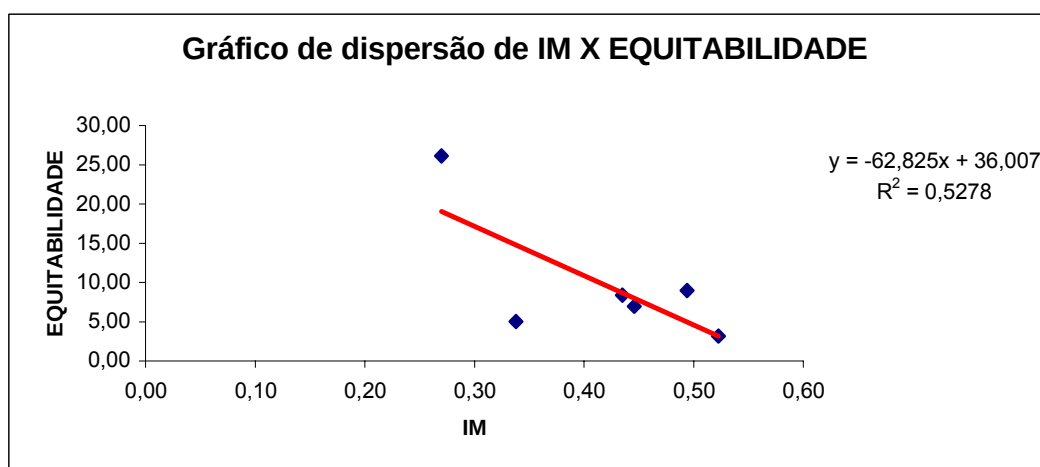


$$r = 0,65$$

Figura 5.16 - Análise de Dispersão IM X RIQUEZA

O IM e a Riqueza mantêm correlação negativa forte, significando que a presença de metais parece impactar negativamente a riqueza taxonômica da comunidade zoobentônica. O IQA mantém correlação positiva moderada com a riqueza: em águas de boa qualidade a riqueza taxonômica encontrada foi alta.

$$r = -0,73$$

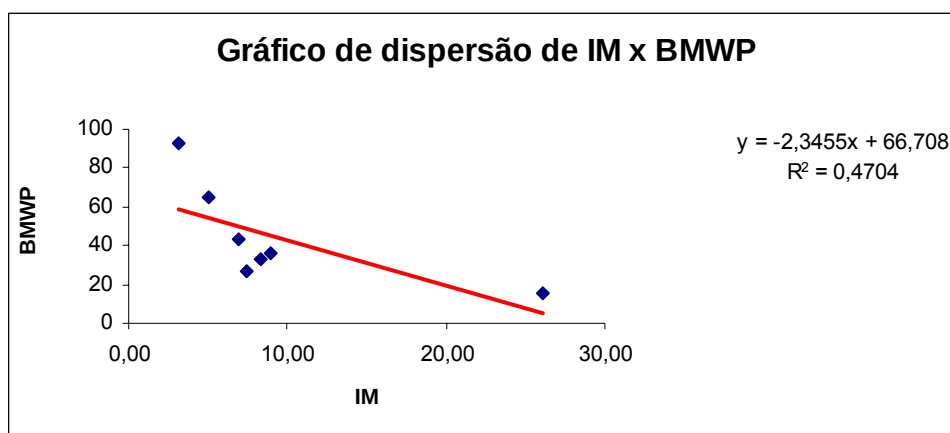


$$r = 0,55$$

Figura 5.17 - Análise de Dispersão IM X EQUITABILIDADE

O IM mantém com o índice de equitabilidade de Pielou uma correlação negativa forte, corroborando a assertiva de que, quanto maior o índice de metais, menor o índice de Pielou, com prejuízos à comunidade zoobentônica, uma vez que se observa, neste caso, dominância de uma espécie em detrimento de outras. O índice de Pielou e o IQA mantêm correlação positiva, ou seja, em águas de boa qualidade observou-se uma distribuição mais equitativa das espécies pelos *taxa* presentes.

$$r = -0,69$$



$$r = 0,86$$

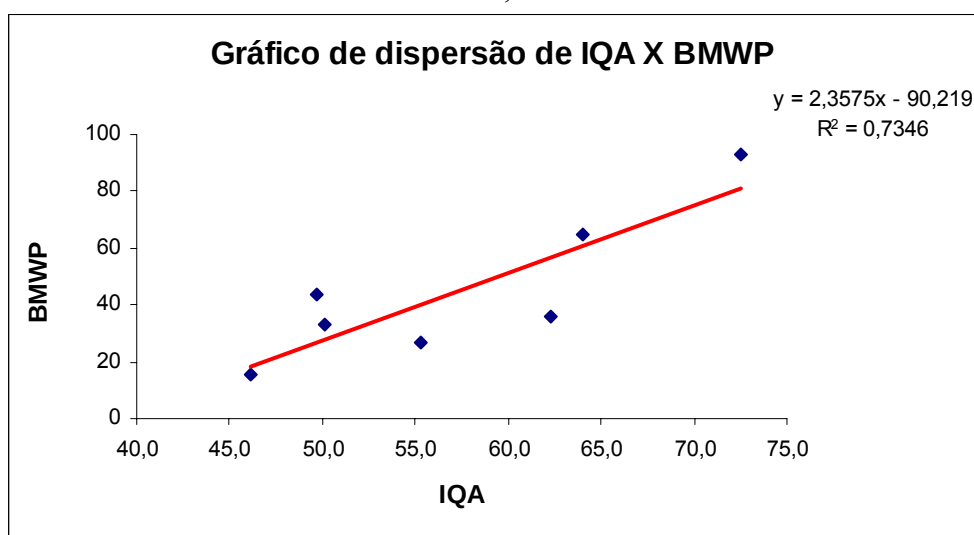


Figura 5.18 - Análise de Dispersão IM X BMWP

O Índice de Metais mantém correlação negativa forte com o BMWP, reforçando a afirmação de que quanto maior a presença de metais, menor é o BMWP, afetando diretamente a comunidade zoobentônica da sub-bacia do Rio das Velhas; o IQA guarda correlação positiva forte com o BMWP, atestando que, em águas de boa qualidade, a comunidade de macroinvertebrados é mais equilibrada e rica.

5.3.2.4. Comparação entre os Índices

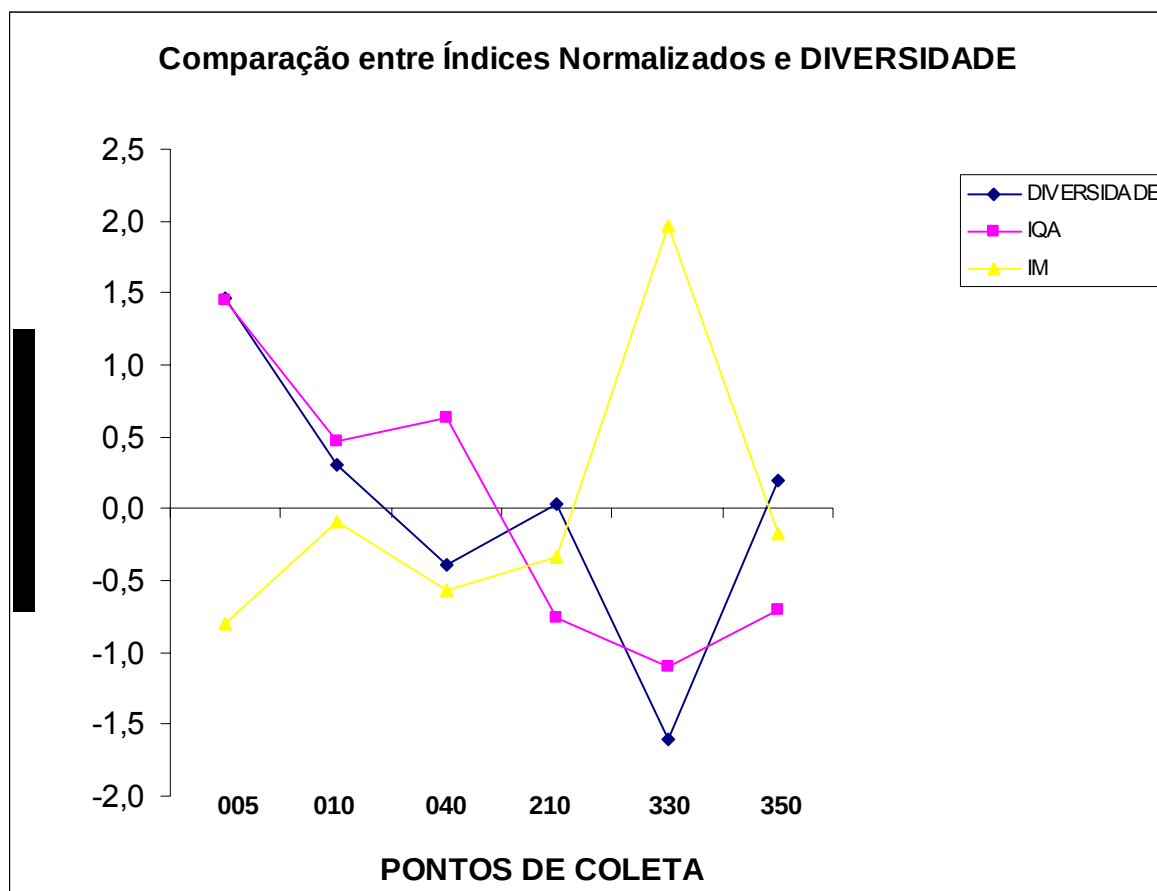


Figura 5.19 - Comparação entre os Índices Normalizados e Diversidade

Tomando-se as médias dos índices de Shannon-Wiener, IQA e IM, para cada ponto de amostragem, ao longo da série histórica, e normalizando-se esses índices, verifica-se que a diversidade sofre uma queda ao longo dos pontos, à medida que se desce o rio, com um ponto de inflexão máxima no AV 330, pelo motivo já citado (afluente com alta carga poluidora). O índice de metais, por sua vez, mantém uma relação inversa com o índice de diversidade, muito pronunciada no ponto AV 005 e especialmente no ponto AV 330, ou seja, para um sensível aumento nos teores de metais, nesse último ponto, há uma concomitante redução da diversidade biológica, demonstrando o efeito tóxico dos metais sobre a comunidade zoobentônica. Esse fato é corroborado pelo BMWP desse ponto que é o mais baixo de toda a série (≤ 16). Nos pontos AV 040 e AV 210 não se observa relação inversa entre o IM e o índice de Shannon-Wiener, por razões não explicáveis pelos dados disponíveis. Uma hipótese é que a equação do IM foi gerada com o componente 1 da PCA que explica 36 % dos

resultados; assim, seria insuficiente para explicar todos os casos. Quanto ao IQA, este mantém uma relação direta com a diversidade, nos pontos AV 005, AV 010, AV 330 e AV 350. No ponto AV 040, para um ligeiro aumento no IQA, a diversidade diminui e para uma queda maior do IQA no AV 210, há um aumento do índice de Shannon-Wiener, observando-se, assim, uma relação pouco pronunciada ou inversa entre o IQA e os índices, possivelmente ligada à pouca sensibilidade do IQA, fato reportado na literatura e já abordado nesta dissertação.

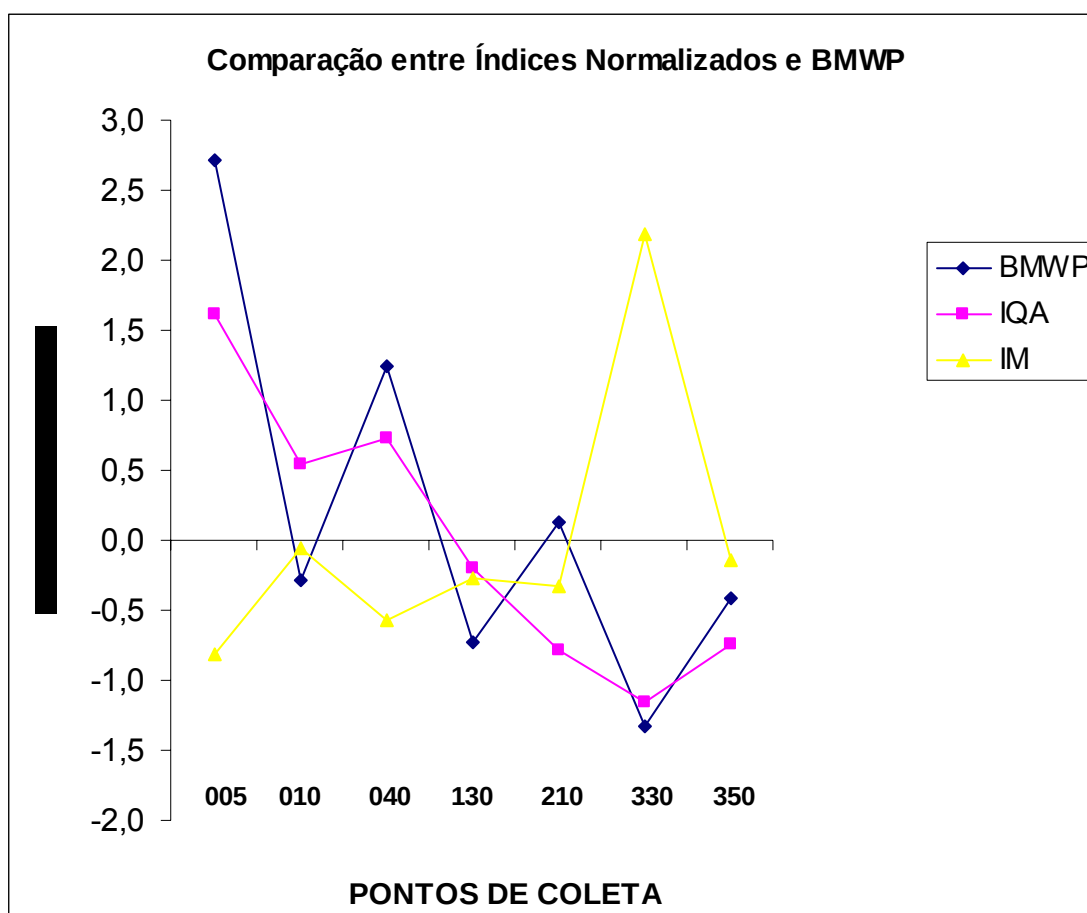


Figura 5.20 - Comparação entre os Índices Normalizados e BMWP

Fazendo-se a comparação entre o BMWP, o IQA e o IM, observa-se que há uma perfeita correlação negativa entre o índice de metais e o BMWP, em todos os pontos, demonstrando claramente a influência deletéria dos metais sobre a estrutura da comunidade de organismos zoobentônicos. Observa-se que o ponto AV 330 é o mais afetado, tendo o mais alto IM e, conseqüentemente, o mais baixo BMWP. O AV 350 aponta para uma lenta recuperação da comunidade zoobentônica, à medida que diminui a influência dos metais lançados no Rio das

Velhas próximo ao ponto de amostragem anterior. Observa-se relação direta entre o IQA e o BMWP em todos os pontos (para cada decréscimo do IQA há um decréscimo equivalente no BMWP), com exceção do que ocorre no AV 210, onde se verifica uma relação inversa.

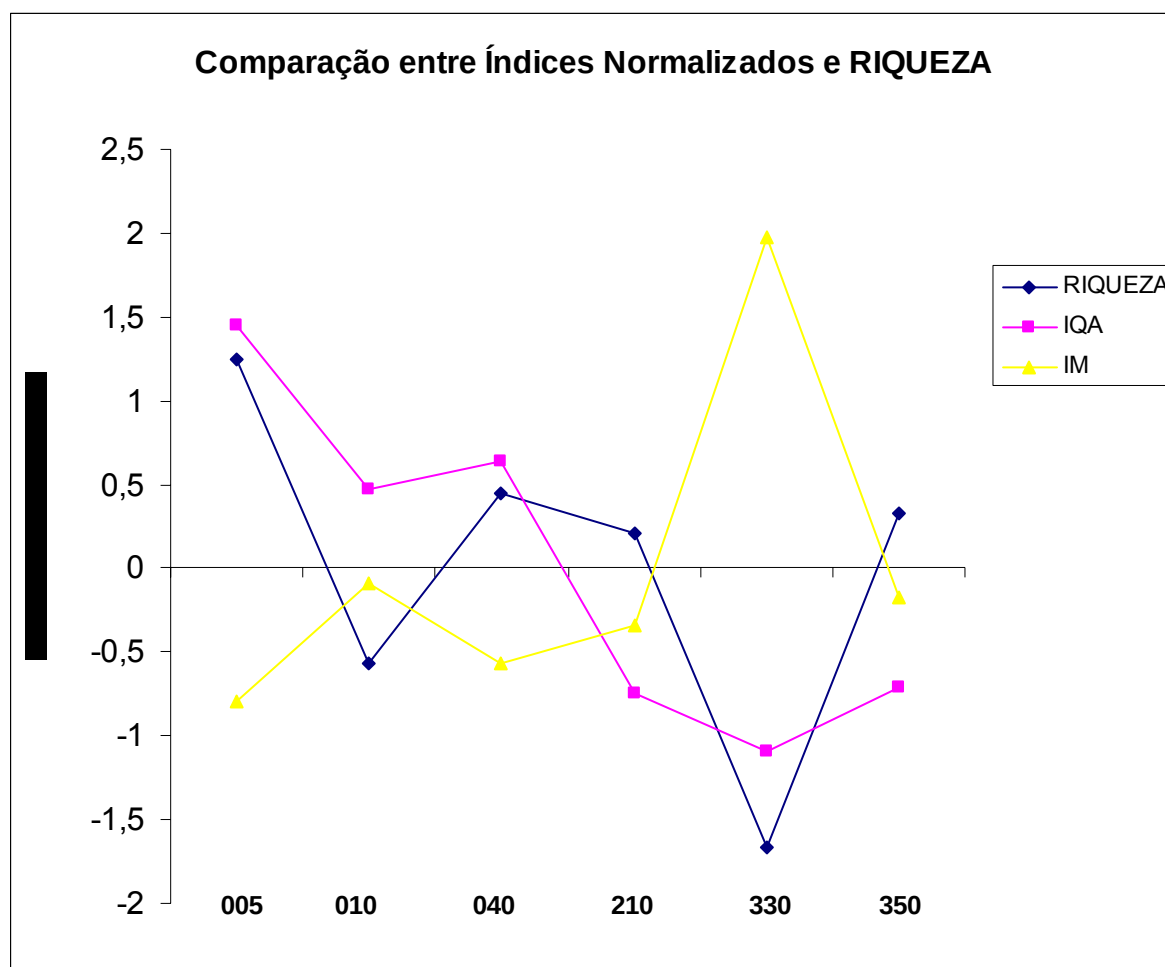


Figura 5.21 - Comparação entre os Índices Normalizados e Riqueza

A riqueza e o IQA mantêm relação direta em todos os pontos, com deflexão máxima no AV 330, para ambos os índices. O IM mantém relação inversa forte tanto com a riqueza quanto com o IQA, sinalizando os efeitos deletérios dos metais sobre a comunidade zoobentônica.

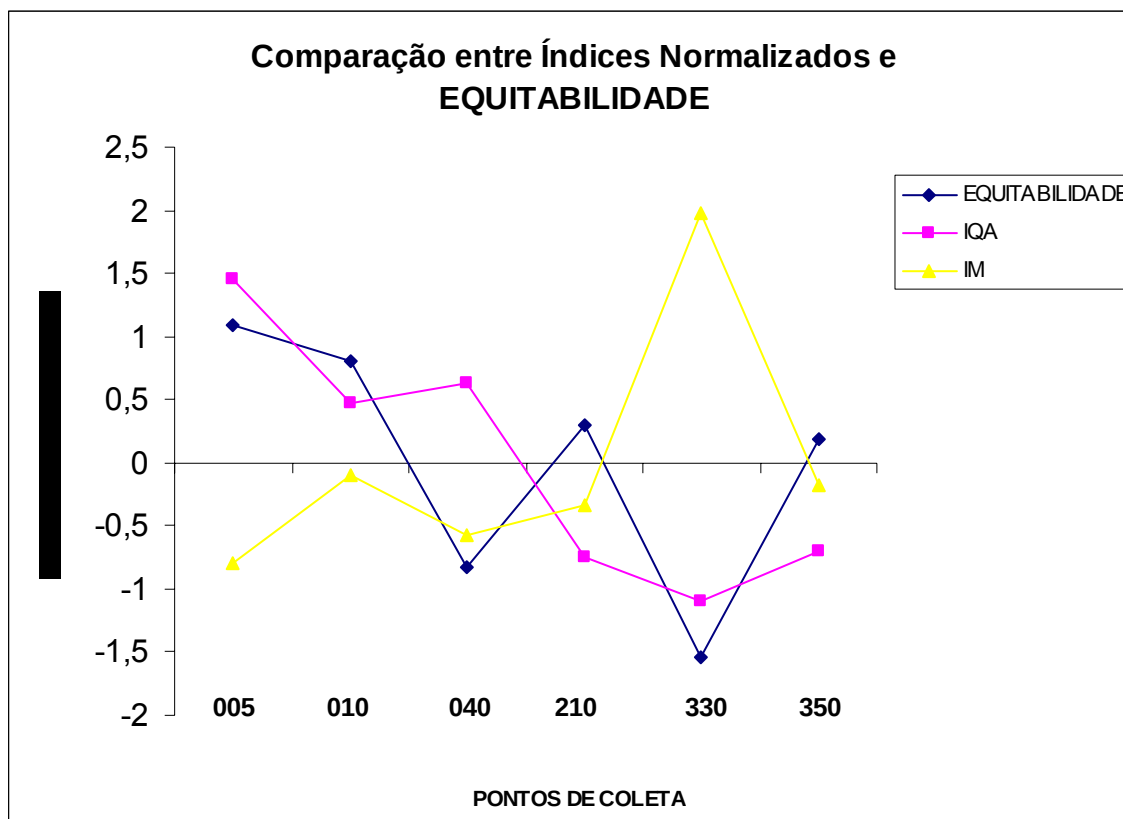


Figura 5.22 - Comparação entre os Índices Normalizados e Equitabilidade

O índice de Pielou mantém relação direta positiva com o IQA em todos os pontos, com exceção do ponto AV 040 quando, para uma redução da equitabilidade verifica-se um aumento do IQA e no ponto AV 210 quando, para um aumento da equitabilidade observa-se uma redução do IQA. No ponto AV 330, observa-se inflexão máxima do IQA e do índice de Pielou. Já o IM mantém relação negativa direta com a equitabilidade nos pontos AV 005, AV 010, AV 330 e AV 350. Nos pontos AV 040 e AV 210, a relação é positiva e direta, ou seja, para uma diminuição no índice de metais verifica-se redução da equitabilidade (AV 040), seguida de um aumento do IM e conseqüente incremento também da equitabilidade. Nesses dois pontos observa-se que o IM sofre pequenas variações para menos e para mais, aparentemente não afetando a equitabilidade e os outros índices. Em outras palavras, há como que um “efeito tampão” do índice de metais sobre os índices bióticos, não havendo resposta imediata destes para pequenas variações daquele. Para variações maiores no IM sempre se observa variação negativa contrária dos índices bióticos.

6. CONCLUSÕES

Os efeitos nocivos dos metais pesados sobre a saúde humana e animal vêm sendo pesquisados e discutidos ao longo das últimas décadas, após graves acidentes que provocaram a morte de milhares de pessoas ou seqüelas penosas. Apesar do perigo representado por esses elementos, verifica-se, ainda, lançamentos dos mesmos em cursos d'água, a exemplo do que vem ocorrendo, ao longo dos anos, no Rio das Velhas e seus afluentes. Certamente os efeitos dessas práticas inadequadas se fazem sentir, muito embora nem sempre possam ser adequadamente mensurados. Um dos primeiros elos da complexa comunidade dos ecossistemas lóticos, os macroinvertebrados bentônicos têm sido também os primeiros a serem impactados pelos metais e por outros contaminantes tóxicos. Como esses danos se propagam pela cadeia trófica é algo ainda a ser pesquisado. Tais efeitos nocivos poderão estar chegando ao homem, especialmente àqueles habitantes em contato com as águas do Rio das Velhas e de seus afluentes, seja em seu uso nas lavouras, seja para dessedentação humana e animal ou por contato direto.

Os resultados da influência dos metais sobre as comunidades bentônicas ficaram patentes nos gráficos e tabelas apresentados nesta dissertação. Outros contaminantes tóxicos, que não metais, certamente também estão exercendo seus efeitos sobre os macroinvertebrados, assim como sobre o fito e zooplâncton e sobre a ictiofauna do Rio das Velhas, muito embora não tenha sido objeto deste trabalho verificar os efeitos em separado de contaminantes metálicos e dos não metálicos.

A partir do estudo feito, pode-se concluir:

- Os metais lançados no Rio das Velhas e em seus afluentes modificam e impactam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos;
- O IQA guarda estreita relação com a estrutura das comunidades bentônicas, porém não é suficiente para explicar as modificações nelas ocorridas;
- O Índice de Metal proposto neste trabalho pode ser uma ferramenta interessante e útil para explicar as modificações na estrutura das comunidades bentônicas, embora não tenha mostrado sensibilidade suficiente para explicar pequenas mudanças necessitando, portanto, ser aperfeiçoado;

- Modificações nos índices bióticos puderam ser relacionadas inversamente com o índice de metais; no entanto, não se pode afirmar que toda e qualquer modificação desse índice seja devida exclusivamente a metais, uma vez que outras variáveis também estavam presentes e não foram isoladas no presente estudo;
- Considerando os impactos observados na estrutura das comunidades dos macroinvertebrados, seria importante estudar os efeitos nocivos na fauna superior (ictiofauna) e, eventualmente, os impactos em humanos, para a população mais diretamente em contato com o Rio das Velhas .
- Os impactos apontam para a redução da biodiversidade de zoobentos, atualmente motivo de preocupação mundial, no trecho estudado do Rio das Velhas, o que demanda ações do poder público e da sociedade, no sentido de reduzir os teores de contaminantes tóxicos lançados, visando à recuperação do ecossistema.

7. REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IV SIMPOSIO DEL AGUA EN ANDALUZIA (SIAGA), Almeria, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784, 1996.

ALLOWAY, B.J. *Heavy Metals in soils*. Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.

ANZECC/ARMCANZ - Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting. October, 2000. In: <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/#monitor>. Acesso em 20/02/2005.

AZEVEDO, H.L.; MONKEN, H.R. & MELLO, V.P. Study of Heavy Metal Pollution in the Tributary Rivers of the Jacarepagua Lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil, Through Sediment Analysis. In: LACERDA, L. D.; SEELIGER, U. & PATCHINEELAM, S. (Eds.). *Metals in Coastal environmental of Latin America*. Berlin, New York: Springer, 1988. 297. p. p. 21-29.

BACCAN, N. Metais Pesados: Significado e Uso da Terminologia. In: ANAIS IX ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, IPEN, São Paulo, 2004

BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C. Respuesta de las Plantas a la Contaminación por metales pesados. *Suelo y Plantas*, 1992. p. 345-361.

BILICH, M.R. e LACERDA, M.P. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: ANAIS XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2059-2065.

BREZONIK, P.L.; KING S.O; MACH, C.E. The Influence of Water Chemistry on Trace Metal Bioavailability and Toxicity to Aquatic Organisms. In: NEWMAN, M.C.; MCINTOSH, A. W. (Ed.) *Metal Ecotoxicology Concepts and Applications*., Lewis Publishers, Michigan. 1991. pp. 1-31.

BROWN, R. M. & McCLELLAND, N. I. Up from chaos: the water quality index as an effective instrument in water quality management. Michigan: *National Sanitation Foundation*. 1974. 27 p.

CALLISTO, M. & ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). In: ESTEVES, F.A. (Ed.) *Oecologia Brasiliensis*. v. 1. Estrutura, Funcionamento e

Manejo de Ecossistemas Brasileiros. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 1995. pp. 281-291.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da Atividade Agropecuária com Parâmetros Físicos Químicos da Água - QUÍMICA NOVA, 23(5).2000.

CETEC – FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. *Emprego de bioindicadores de qualidade de água no monitoramento de bacias hidrográficas – Bacia do Rio das Velhas*. Belo Horizonte. Janeiro 1988.

CETESB – IQA – ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS. In: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp. Acesso em 04/03/2005.

CETESB. PNMA II - Seleção de Índices e Indicadores. Produto II – Dezembro de 2002. In: <http://www.cetesb.sp.gov.br/default.asp>. 2002. Acesso em 04/03/2005.

CHAVES, M.L.; CHAINHO P.M.; ALMEIDA P.R.; DOMINGOS I.M.; COSTA J.L. & COSTA M.J. Avaliação da Qualidade da Água com Recurso à Caracterização de Comunidades Biológicas nas Bacias do Vouga, Mondego e Lis. Instituto de Oceanografia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 2000

COOR - CENTAR ZA OKOLIŠNO ODRŽIVI RAZVOJ BIH - CENTER FOR ENVIRONMENTALLY SUSTAINABLE DEVELOPMENT - Mine waters and environment. Sarajevo, Bosnia and Herzegovina, 2001. In: <http://www.coor.ba>. Acesso em 10/07/2004.

CONNELL, D.W.; MILLER, G.J. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. N.Y.: John Wiley & Sons, 1984.

CROPPER, W.P.; LIRMAN, D.S.C.; TOSINI, D. DIRESTA; LUO, J.; WANG, J. Population dynamics of a commercial sponge in Biscayne Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 13-23. 2001.

CUMMINS, K. W., WILZBACH, M. A., GATES, D. M., PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39(1): 1989.24-30.

DAMATO, M; SOBRINHO, P.A.; MORITA, D.M. Emprego de uma Espécie Indicadora Sul-Americana na Determinação da Toxicidade Aguda de Metais Pesados. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.1998.

DAVIES, P.E. River Bioassessment Manual. Version 1.0. Monitoring River Health Initiative. National River Processes and Management Program. Canberra, Australia, 1994.

DAVIS, W.S.; SIMON, T.P. Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers, London, UK.1995.

DEVAI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. *Hidrobiologia*, 191: 189-198, 1990.

DIAS, N.M.F.S. Minamata Case Study. Departamento de Ambiente. Ambicare. Portugal. 2004.

DIRILGEN, N. Accumulation of Heavy Metals in Freshwater Organisms: Assessment of Toxic Interactions. *Turkish Journal of Chemistry*, 25, pp.173 – 179, 2001.

ELDER, J.F.. Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts. *U.S. Geological Survey Circular 1013*,1988.

ESPINOZA-QUINONE, F.R.; ZACARKI, C.E.; PALACIO, S. M.; OBREGÓN, C. L.; ZENATTI, D. C.; GALANTE, R. M.; ROSSI, N.; ROSSI, F.L.; PEREIRA, I.R.A.; WELTER,R.A.; RIZZUTT, M.A. Remoção de Elementos Traços Metálicos Usando a Macrófita Aquática *Salvinia sp.* In: ANAIS DO IX ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, IPEN, São Paulo, 2004.

FACHEL, J.M.G. 1976. Análise fatorial. Dissertação de Mestrado, Instituto de Matemática e Estatística da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 81 p.

FERREIRA, E.C.F; ALMEIDA, M.C. Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA). Estabelecimento das Equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA). Ministério do Meio Ambiente. PNMA II. Relatório 1. Junho 2005.

FONTOURA, A. Impacte ambiental. Influência da velocidade da corrente em comunidades de macroinvertebrados aquáticos. *Actas do Colóquio Luso-Espanhol em Ecologia de Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos*,1989. p. 139-148.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. *Metal pollution in the aquatic environment*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, Second édition, 1981.

GERNES, M. C. & HELGEN, J. C. Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota. Minnesota Pollution Control Agency. Biological Monitoring Program Environmental Outcomes Division. May, 2002. In: www.pca.state.mn.us. Acesso em 15/03/2005.

GONÇALVES, F.B.; ARANHA, J.M.R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil) *Acta Biol. Par.*, Curitiba, 33 (1, 2, 3, 4), 2004. p.181-191.

GONÇALVES, A; GONÇALVES, NN da S e. Exposição humana ao mercúrio na Amazônia brasileira: uma perspectiva histórica. *Rev Panam Salud Publica*, 16(6): p.415-9, 2004.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, n^o 1, 2003.

GRAFT, W.L. *Fluvial Processes in Dryland Rivers*. Springer Series in Physical Environment. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag, 1988.

HAASE, J.; POSSOLI, S. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.6, p.245-255, 1993.

HAWLEY'S CONDENSED CHEMICAL DICTIONARY, 12th ed.; New York, Van Nostrand Reinhold, 1993.

HAWKES, STEPHEN J. What Is a "Heavy Metal"? *J. Chem. Educ.*, 74, 1374, 1997.

HILLERT, M. ICME (INTERNATIONAL COUNCIL ON METALS AND THE ENVIRONMENT). *Newsletter*, Vol. 5, No. 4. Ottawa, Canada. 1997. In: http://www.icmm.com/industry_questdetail.php?rcd=4. Acesso em 16/03/2005

HILLERT, M. ICCM – (INTERNATIONAL COUNCIL ON MINING & METALS). Stockholm, 2005. In: http://www.icmm.com/industry_questdetail.php?rcd=4. Acesso em 22/06/05.

HORNE ENGINEERING - BENTHIC SURVEY REPORT - ANACOSTIA RIVER - WASHINGTON, DC. Fairfax, VA 22031 – September, 2003.

HORTON, R. K. An index-number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 37, n.3, p.300-306, Mar. 1965.

IAP (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ) – Avaliação e classificação da qualidade das águas de rios das bacias do altíssimo Iguaçu e Ribeira, no período de março de 1997 a março de 1999. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Dezembro, 1999, 13p.

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Projeto Águas de Minas. 2003 / 2004.

JACKSON, J. Heavy metals and other inorganic toxic substances. In: GUIDELINES OF LAKE MANAGEMENT. Ed. Matsui, S. Japan. ILEC, p.65-80, 1991.

JESUS, T; FORMIGO, N. Estudo da Qualidade Biológica da Água do Rio Febros. Departamento de Zoologia-Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Portugal. 2004.

JUNQUEIRA, M. V. & CAMPOS, M. S. C.. Adaptation of the “BMWP” method for water quality to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 10 (2): 125 – 135. 1998.

KARR, J.; CHU, E. W. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and ecological risk assessment* 3:993-1004. 1997.

KREBS, C. J. Ecological Methodology. Harper and Row, Publishers. New York. 654 p. 1989

LACERDA, L. D.; SEELIGIER, U.; PATCHINEELAM, S. R. (Eds.) *Metal in Coast of Latin America*. Berlin: Springer-Verlag. 297 p, 1988.

LAU, S; MOHAMED, M; YEN, AT; SU'UT, S. Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs. Faculty of Resource Science and Technology, University Malaysia Sarawak, Malaysia. *Sci Total Environ*. 18; 214:113-21, 1998.

LENAT, D. R. & BARBOUT, M. T.. Using benthic macroinvertebrate communities structure for rapid, cost – effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Coeb, S. L. & Spacie, A. (eds) *Biological Monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida; p. 187-215, 1994.

LOHANI , B.N. & MUSTAPHA, N. Indices for water quality assessment in rivers: a case study of the Linggy River in Malaysia. *Water Supply & Management*, Vol. 6, pp. 545-555. 1982.

MACEDO, F.W. Medidas de Diversidade Biológica. UTAD, Lisboa, 1999.

MACKIE, G.L. *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*. Second Ed. Kendall/Hunt Publishing Company, 2004.784 pp. ISBN 0-7575-0883-9.

MALAVOLTA, E.. *Fertilizantes e seu Impacto Ambiental. Micronutrientes e Metais Pesados: mitos, mistificação e fatos*. Produquímica. São Paulo, 1994. 153 p.

MANDAVILLE, S.M. Bioassessment of Freshwaters Using Benthic Macroinvertebrates-A Primer. First Ed. Project E-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. viii, Chapters I-XXVII, Appendices A-D. 244p.1999.

MARÍN-GUIRAO, L; CESAR, A.; MARÍN, A.; VITA, R. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas*, 31(2): 413–428, 2005.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R - A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Rev. Bras. Biol.* vol.59 no.2. São Carlos: Maio, 1999.

MASON, C.F. *Biology of Freshwater Pollution*. Longman, Harlow. Second edition, 1991.

MATTOS, A.R. Índice de Qualidade de Águas para a Bacia do Rio das Velhas – Aspectos Metodológicos e Avaliação Qualitativa do Ambiente. Dissertação de Mestrado. DESA/UFGM, 1998

MELVILLE, F.; BURCHETT, M. Genetic variation in *Avicennia marina* in three estuaries of Sydney (Australia) and implications for rehabilitation and management. *Marine Pollution Bulletin* 44, 469-479, 2002.

MORTIMER, M.R. Pesticide and trace metal concentrations in Queensland Estuarine Crabs. *Marine Pollution Bulletin* 41, 7-12, 2000

MOURA, C.L. Distribuição de Metais Pesados (Cr, Cu, Ni e Zn) em Sedimentos de Fundo do Rio Embu-Mirim-SP. Dissertação de Mestrado. USP, São Paulo. 2002.

NATIONAL SANITATION FOUNDATION. In: http://www.nsf.org/business/about_NSF. Acesso em 04/03/2005

NATIVIDADE, M. *Saúde Ortomolecular: Com Depoimento de Pacientes*. Editora Ateniense. São Paulo. 152 p. 1998.

NEARY, B; HÉBERT, S; KHAN, H; SAFFRAN, K; SWAIN, L; WILLIAMSON, D; WRIGHT, R. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME WATER QUALITY INDEX 1.0. *Technical Report*. 2002.

PAULA, P.M.S. Diagnóstico do Monitoramento Biológico Trecho Alto Rio Das Velhas (MG). *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas*. IGAM. Belo Horizonte, Set. 2004.

PHIPPS, D.A. *Effects of Heavy Metal Pollution on Plants*. Ed. Lepplid Science publishers, London. p 1-54. 1981.

PIELOU, E.C. *Mathematical Ecology*. Wiley, N.York. 1977.

PUCCI, A. Metals in water and sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: LACERDA, L. D.; SEELIGIER, U.; PATCHINEELAM, S. R. (Eds.) *Metal in Coast of Latin America*. Berlin: Springer-Verlag. 297. p, 1988.

PUNZ, W.F. & SIEGHART, H. *The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals*. Environmental Botany, 1993. p. 85-98.

RAVERA, O.; BEONE, G.M.; CENCI, R.; LODIGIANI, P. Metal concentrations in *Unio pictorum* (Mollusca, Lamellibranchia) from 12 Northern Italian lakes in relation to their trophic level. *J. Limnol.*, 62(2): 121-138. 2003.

REBELO, M. Cientistas usam gene de ostra para identificar poluição da água. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho. UFRJ. 2005. In: <http://www.ambientebrasil.com.br>. Acesso em 27/01/2005.

REECE, P.F.; RICHARDSON, J.S. Biomonitoring with the Reference Condition Approach for the Detection of Aquatic Ecosystems at Risk. *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk*, Kamloops, B.C., 15–19. Feb. 1999.

REYNOLDS, T.B., NORRIS, R.H., RESH, V.H., DAY, K.E, ROSENBERG, D.M. The Reference Condition: a Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water Quality Impairment using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 833-852. 1997.

RODRIGUES, M. L. K.; RAYA-RODRÍGUEZ, M. T. STATISTICAL FACTOR ANALYSIS OF HEAVY METAL POLLUTION IN THE CAÍ RIVER BASIN SEDIMENTS (BRAZIL). 2nd International Symposium on Contaminated Sediments Poster Session / *Session d'affiches*. 2003. In: <http://www.saguenay.ggl.ulaval.ca/Poster/Rodrigues2.pdf>. Acesso em 20/11/2005.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. ISBN: 0-412-02251-6. x, 488pp. 1993

ROSENBERG, D.M. A National Aquatic Ecosystem Health Program for Canada: We should go against the flow. *Bull. Entomol. Soc. Can.* 30(4):144-152. 1998.

SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; PAGEE, H. van; KLOMP, R.; SCHREUR, A. Behaviour and Impact Assessment of Heavy Metal in Estuarine and Coastal Zones. In: LACERDA, L. D.; SEELIGER, U. & PATCHINEELAM, S. (Eds.). *Metals in Coastal environmental of Latin America*. Berlin, New York: Springer.1988. 297p. p.157-195.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. (Eds.). *Heavy Metals – Problems and Solutions*. Springer – Verlag. Berlin Heidelberg. 1995. 413p.

SMITH, M.J.; KAY, W.R.; NORRIS, R.H.; HALSE, S.A. AUSRIVAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, v. 41, n.2, p. 269-282, 1999.

STARK, J.D. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. In: *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 32: 55-66. The Royal Society of New Zealand, 1998.

SUSHCHIK, N.N.; GLADYSHEV, M.I.; MOSKVICHOVA, A.V.; MAKHUTOVA, O.N.; KALACHOVA, G.S. Comparison of fatty acid composition in major lipid classes of the dominant benthic invertebrates of the Yenisei river. *Comparative Biochemistry and Physiology*. Part B 134 . 111–122. Elsevier Science Inc., 2003.

TERRIAULT, T.W; KOLASA, J. Physical determinants of richness, diversity, evenness and abundance in natural aquatic microcosms. *Hydrobiologia* 412: 123–130. 1999.

THORNTON, I.. Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions. *International Council on Metals and the Environment*. Ottawa, Canada, 1995. 116 p.

TOLEDO, L.G.; DESCHAMPS, F. C.; NICOLELLA, G.; NOLDIN, J. A.; EBERHARDT, D. S. Impacto Ambiental da Cultura do Arroz Irrigado com Uso de Índice de Qualidade de Água (IQA). COMUNICADO TÉCNICO NUMERO 8. EMBRAPA. ISSN 1516-8638 Jaguariúna, SP. Novembro, 2002.

TÓTH, J; TOMÁS, J.; LAZOR, P. The evaluation of bioavailability of cadmium, lead, copper, zinc and chromium in heavily contaminated fluvisoil. Slovak Agricultural University, Nitra. 2002.

VIOLA, Z.G.G. Diagnóstico Estratégico da Bacia Hidrográfica e Cenários de Desenvolvimento: Qualidade da Água. IGAM. Belo Horizonte, 2004.

VON SPERLING, E. Considerações sobre o problema do arsênio em águas de abastecimento. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES. 2002. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacd/sibesa6/docho.pdf>. Acesso em 19/10/2005.

WALLEY W.J.; HAWKES H.A. A computer-based reappraisal of Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Water Research*, 30 (9), 2086-2094. 1996.

WALLEY W.J.; HAWKES H.A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, biotope type and indicator value. *Water Research*, 31 (2), 201-210. 1997.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In: WARD, J.V., STANFORD, J.A. (Eds.), *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York, pp. 35-55. 1979.

WELCH, E.B. *Ecological Effects of Wastewaters*. Cambridge: University Press, 1980. 343p.

WRIGHT, J.F.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M.T. (edit) Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. *The Freshwater Biological Association*, Ambleside, Junho, 2000. 400 p., ISBN 0 900386 62 2

WSDE - WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF ECOLOGY. A Water Quality Index for Ecology's Stream Monitoring Program. November 2002. *Publication No. 02-03-05*

ANEXOS

1. BMWP – BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY PONTUAÇÕES MODIFICADAS PARA ALTO RIO DAS VELHAS (JUNQUEIRA E CAMPOS, 1998)

FAMÍLIA		PONTUAÇÃO ALTO RIO DAS VELHAS
Aphelocheiridae Athericidae Beraeidae Blephariceridae Brachycentridae Capniidae Chloroperlidae Ephemeridae Goeridae Heptageniidae Lepidostomatidae Leptoceridae Leptophlebiidae Leuctridae Molannidae	Odontoceridae Perlidae Perlodidae Phryganeidae Potamanthidae Sericostomatidae Siphonuridae Taeniopterygidae Gripopterygidae Pylalidae Hydroscaphidae Helicopschydae	10
Aeshnidadae Astacidae Calopterygidae Cordulesgasteridae Corduliidae Glossosomatidae Gomphidae Lestidae Libellulidae Philopotamidae Psychomyiidae	Leptophlebiidae Perlidae Hebridae Hydrobiosidae Psephenidae Dixidae	8
Ecnomidae Ephemerellidae Lymnephilidae Nemouridae Polycentropodidae Prosopistomatidae	Rhyacophilidae Leptohyphidae Veliidae Leptoceridae	7
Ancylidae Athyidae Coenagrionidae Corophiidae Gammaridae Hydroptilidae Neritidae	Platycnemididae Thiaridae Unionidae Viviparidae Glossosomatidae Gyrinidae	6

Clambidae Dendrocoelidae Dryopidae DugesIIDae Elmidae Helophoridae Hydrochidae Hydraenidae Hydropsychidae Oligoneuriidae Planariidae	Polymitarcidae Simuliidae Tipulidae Naucoridae Belostomatidae Corixidae Nepidae Gomphidae Libellulidae Dytiscidae Corydalidae	5
Anthomyidae Baetidae Caenidae Ceratopogonidae Chrysomelidae Curculionidae Dixidae Dolichopodidae Empididae Halyphlidae Hidracarina Limoniidae	Piscicolidae Psychodidae Rhagionidae Sciomyzidae Sialidae Stratyomyidae Tabanidae Elmidae Hidrophylidae Athericidae Empidoidea	4
Asellidae Bithyniidae Bythinelliidae Corixidae Gerridae Dytiscidae Glossiphoniidae Gyrinidae Erpobdellidae Helodidae Hirudidae Hydrobiidae Hydrometridae Hydrophilidae Hygrobidae	Lymnaeidae Mesoveliidae Nepidae Naucoridae Notonectidae Ostracoda Physidae Planorbidae Pleidae Sphaeridae Valvatidae Veliidae Ceratopogonidae Tipulidae Culicidae	3
Chironomidae Culicidae Ephyridae Thaumaleidae	Erpobdellidae Psychodidae Stratiomyidae Syrphidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Shyrphidae		1

2. QUADROS DOS RESULTADOS DOS ÍNDICES BIOLÓGICOS, DE QUALIDADE DA ÁGUA E DE METAIS POR PONTO DE AMOSTRAGEM DO RIO DAS VELHAS, DE 1985 a 2004

AV 005

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversi- dade	BMWP	Eqüitabili- dade	IQA	IM
AV005	jul/85							
AV005	ago/85				33			
AV005	set/85							
AV005	jul/86				40,2			
AV005	set/86				48,2			
AV005	jul/87				194			
AV005	set/87				273,6			
AV005	mai/92	53	17	2,67	91	0,67		
AV005	ago/92	62	19	2,81	102	0,68		
AV005	set/92	59	15	2,62	71	0,64		
AV005	jan/03						56,15	
AV005	abr/03	11	6	1,72	31	0,72	68,59	
AV005	jul/03	1961	13	2,15	77	0,28	75,70	
AV005	out/03	250	12	1,68	66	0,3	80,4	
AV005	jan/04						81,8	
AV005	abr/04	165	15	2,2	81	0,43		
AV005	jul/04	204	18	2,42	97	0,46		
	Média	345,63	14,38	2,28	92,69	0,52	72,53	3,18
	Média	345,63	14,38	2,28	92,69	0,52	72,53	3,18
	Erro Padrão	232,67	1,46	0,15	19,08	0,06	4,7	
	L.I.	112,96	12,91	2,13	73,62	0,46	67,83	
	L.S.	578,29	15,84	2,43	111,77	0,59	77,23	
	I.C.da média(95%)	[112,96 ; 578,29]	[12,91 ; 15,84]	[2,13 ; 2,43]	[73,62 ; 111,77]	[0,46 ; 0,59]	[67,83 ; 77,23]	
	Desv. Pad.	658,08	4,14	0,43	68,78	0,18	10,51	
		1961,00 > 1003,70 - Há outliers	Não há outliers	Não há outliers	Não há outliers	Não há outliers	Não há outliers	
	I.C. para as observações		[10,24 ; 18,51]	[1,86 ; 2,71]	[23,91 ; 161,47]	(0,34; 0,70)	(62,02; 83,04)	

No Quadro acima, do AV 005, na coluna da densidade constatou-se que o desvio padrão é maior que a média, havendo portanto um outlier, que foi encontrado somando-se a média mais o desvio padrão e excluindo-se a observação superior a essa soma. Utilizando esse mesmo processo, verificou-se que não houve nenhum desvio padrão superior à média. O resultado (1961) foi, no entanto, mantido, uma vez que representa a contagem de várias espécies, agrupadas em diversas famílias, sendo pouco provável o erro; o resultado representa, assim, uma situação excepcional.

AV 010

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversidade	BMWP	Equitabilidade	IQA	IM
AV010	jul/85							
AV010	ago/85							
AV010	set/85							
AV010	jul/86							
AV010	set/86							
AV010	jul/87							
AV010	set/87							
AV010	mai/92							
AV010	ago/92							
AV010	set/92							
AV010	jan/03						45,12	
AV010	abr/03	14	7	1,54	28	0,58	66,47	
AV010	jul/03	73	9	2	39	0,47	72,9	
AV010	out/03	51	11	1,88	51	0,48	81,8	
AV010	jan/04						45,4	
AV010	abr/04	21	7	1,78	23	0,58		
AV010	jul/04	140	11	1,78	37	0,36		
	Média	59,8	9	1,8	40,84	0,49	62,34	8,99
	Média	59,80	9,00	1,80	35,60	0,49	62,34	
	Erro padrão	22,68	0,89	0,08	4,83	0,04	7,38	
	L.I.	37,12	8,11	1,72	30,77	0,45	54,95	
	L.S.	82,48	9,89	1,87	40,43	0,53	69,72	
	I.C p/ média(95%)	[37,12 ; 82,48]	[8,11 ; 9,89]	[1,72 ; 1,87]	[30,77 ; 40,43]	[0,45 ; 0,53]	[54,95 ; 69,72]	
	Desvio padrão	50,71	2,00	0,17	10,81	0,09	16,51	
OUTLIERS	L.I.	9,09	7,00	1,63	24,79	0,40	45,82	
OUTLIERS	L.S.	110,51	11,00	1,97	46,41	0,59	78,85	
OUTLIERS	I.C (95%)	[9,09 ; 110,51]	[7,00 ; 11,00]	[1,63 ; 1,97]	[24,79 ; 46,41]	[0,40 ; 0,59]	[45,82 ; 78,85]	

AV 040

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversi- dade	BMWP	Equitabili- dade	IQA	IM
AV040	jul/85							
AV040	ago/85							
AV040	set/85							
AV040	jul/86							
AV040	set/86							
AV040	jul/87				60			
AV040	set/87				75			
AV040	mai/92							
AV040	ago/92							
AV040	set/92							
AV040	jan/03						36,98	
AV040	abr/03	9	4	1	17	0,46	80,35	
AV040	jul/03	265	15	1,71	87	0,31	72,8	
AV040	out/03	333	14	1,83	81	0,32	74	
AV040	jan/04						56,2	
AV040	abr/04	200	12	1,36	58	0,26		
AV040	jul/04	120	15	1,64	75	0,34		
	Média	185,4	12	1,51	64,71	0,34	64,07	5,03
	Média	185,40	12	1,51	64,71	0,34	64,07	
	Erro padrão	56,45	2,07	0,15	8,89	0,03	7,86	
	L.I.	128,95	9,93	1,36	55,83	0,30	56,21	
	L.S.	241,85	14,07	1,66	73,60	0,37	71,93	
	I.C p/ média(95%)	[128,95 ; 241,85]	[9,93 ; 14,07]	[1,36 ; 1,66]	[55,83 ; 73,60]	[0,30 ; 0,37]	[56,21 ; 71,93]	
	Desvio padrão	126,22	4,64	0,33	23,51	0,07	17,58	
OUTLIERS	L.I.	59,18	7,36	1,18	41,20	0,26	46,49	
OUTLIERS	L.S.	311,62	16,64	1,84	88,23	0,41	81,64	
OUTLIERS	I.C (95%)	[59,18 ; 311,62]	[7,36 ; 16,64]	[1,18 ; 1,84]	[41,20 ; 88,23]	[0,26 ; 0,41]	[46,49 ; 81,64]	

AV 130

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversidade	BMWP	Equitabilidade	IQA	IM
AV130	jul/85							
AV130	ago/85				9			
AV130	set/85							
AV130	jul/86				15			
AV130	set/86				40			
AV130	jul/87				45			
AV130	set/87				26			
AV130	mai/92							
AV130	ago/92							
AV130	set/92							
AV130	jan/03						37,03	
AV130	abr/03						77,74	
AV130	jul/03						65,9	
AV130	out/03							
AV 130	jan/04						40,6	
AV130	jul/04							
	Média				27		55,32	7,39
	Média				27		55,32	
	Erro padrão				6,94		9,86	
	L.I.				20,06		45,46	
	L.S.				33,94		65,17	
	I.C p/ média(95%)				[20,06 ; 33,94]		[45,46 ; 65,17]	
	Desvio padrão				15,51		19,71	
OUTLIERS	L.I.				11,49		35,60	
OUTLIERS	L.S.				42,51		75,03	
OUTLIERS	I.C (95%)				[11,49 ; 42,51]		[35,60 ; 75,03]	

AV 210

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversi- dade	BMWP	Equitabi- lidade	IQA	IM
AV 210	jul/85							
AV 210	ago/85				45			
AV 210	set/85							
AV 210	jul/86				37			
AV 210	set/86				44			
AV 210	jul/87				40			
AV 210	set/87				70			
AV 210	mai/92	45	17	2,67	64	0,7		
AV 210	ago/92	37	12	2,3	36	0,64		
AV 210	set/92	32	13	2,41	38	0,7		
AV 210	jan/03						42,8	
AV 210	abr/03	19	5	1,37	16	0,47	50,4	
AV 210	jul/03	275	9	0,63	39	0,11	59,9	
AV 210	out/03	154	12	1,32	46	0,26		
AV 210	jan/04						45,7	
AV 210	jul/04	103	11	1,09	46	0,24		
	Média	95	11,29	1,68	43,42	0,45	49,7	6,95
	Média	95	11,29	1,68	43,42	0,45	49,7	
	Erro padrão	35,04	1,39	0,29	3,95	0,09	3,74	
	L.I.	59,96	9,89	1,39	39,47	0,35	45,96	
	L.S.	130,04	12,68	1,98	47,36	0,54	53,44	
	I.C p/ média(95%)	[59,56 ; 130,04]	[9,89 ; 12,68]	[1,39 ; 1,98]	[39,47 ; 47,36]	[0,35 ; 0,54]	[45,96 ; 53,44]	
	Desvio padrão	92,69	3,68	0,77	13,67	0,24	7,49	
OUTLIERS	L.I.	2,31	7,60	0,91	29,75	0,20	42,21	
OUTLIERS	L.S.	187,69	14,97	2,46	57,08	0,69	57,19	
OUTLIERS	I.C (95%)	[2,31 ; 187,69]	[7,60 ; 14,97]	[0,91 ; 2,46]	[29,75 ; 57,08]	[0,20 ; 0,69]	[42,21 ; 57,19]	

AV 330

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversidade	BMWP	Equitabilidade	IQA	IM
AV330	jul/85							
AV330	ago/85				6			
AV330	set/85							
AV330	jul/86				8			
AV330	set/86				26			
AV330	jul/87				2			
AV330	set/87				28			
AV330	mai/92							
AV330	ago/92							
AV330	set/92							
AV330	jan/03						39,19	
AV330	abr/03	30	4	1,18	15	0,35	46,46	
AV330	jul/03	12	3	0,72	8	0,29	51,2	
AV330	out/03	127	11	1,64	36	0,34	57,8	
AV330	jan/04						36,1	
AV330	jul/04	73	5	0,44	11	0,1		
	Média	60,5	5,75	1	15,56	0,27	46,15	26,14
	Média	60,50	5,75	1,00	15,56	0,27	46,15	
	Erro padrão	25,59	1,80	0,26	3,89	0,06	3,94	
	L.I.	34,91	3,95	0,73	11,66	0,21	42,21	
	L.S.	86,09	7,55	1,26	19,45	0,33	50,09	
	I.C p/ média(95%)	[34,91 ; 86,09]	[3,95 ; 7,55]	[0,73 ; 1,26]	[11,66 ; 19,45]	[0,21 ; 0,33]	[56,21 ; 71,93]	
	Desvio padrão	51,19	3,59	0,53	11,68	0,12	8,81	
OUTLIERS	L.I.	9,31	2,16	0,47	3,87	0,15	37,34	
OUTLIERS	L.S.	111,69	9,34	1,52	27,24	0,39	54,96	
OUTLIERS	I.C (95%)	[9,31 ; 111,69]	[2,16 ; 9,34]	[0,47 ; 1,52]	[3,87 ; 27,24]	[0,15 ; 0,39]	[37,34 ; 54,96]	

AV 350

PONTO	MÊS/ANO	Densidade	Riqueza	Diversi- dade	BMWP	Equitabili- dade	IQA	IM
AV350	jul/85							
AV350	ago/85				28			
AV350	set/85							
AV350	jul/86				11			
AV350	set/86				21			
AV350	jul/87				28			
AV350	set/87				34			
AV350	mai/92	46	19	2,74	66	0,72		
AV350	ago/92	49	11	2,33	32	0,6		
AV350	set/92	34	12	2,37	38	0,67		
AV350	jan/03						39,7	
AV350	abr/03						51,99	
AV350	jul/03	570	10	0,95	41	0,15	60,9	
AV350	out/03	109	9	1,11	33	0,24	59,1	
AV350	jan/04						39,1	
AV350	jul/04	95	9	1,03	32	0,23		
	Média	150,5	11,67	1,76	33,09	0,44	50,16	8,36
	Média	150,50	11,67	1,76	33,09	0,44	50,16	
	Erro padrão	84,77	1,54	0,33	4,11	0,10	4,64	
	L.I.	65,73	10,12	1,42	28,98	0,33	45,52	
	L.S.	235,27	13,21	2,09	37,20	0,54	54,80	
	I.C p/ média(95%)	[128,95 ; 241,85]	[10,12 ; 13,21]	[1,42 ; 2,09]	[28,98 ; 37,20]	[0,33 ; 0,54]	[45,52 ; 54,80]	
	Desvio padrão	207,64	3,78	0,81	13,63	0,25	10,37	
OUTLIERS	L.I.		7,89	0,95	19,46	0,18	39,79	
OUTLIERS	L.S.		15,44	2,56	46,73	0,69	60,53	
OUTLIERS	I.C (95%)		[7,89 ; 15,44]	[0,95 ; 2,56]	[19,46 ; 46,73]	[0,18 ; 0,69]	[39,79 ; 60,53]	

3. TABELA DE CÁLCULO DO PCA PARA TODOS OS PONTOS DA SUB-BACIA DO RIO DAS VELHAS PARA METAIS PESADOS – RESULTADOS MÉDIOS POR METAL - AGOSTO 85 A JULHO 2004

Ponto	As (mg/l)	Ba (mg/l)	Cd (mg/l)	Ca (mg/l)	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Cr 6 (mg/l)	Cr 3 (mg/l)	Fe T (mg/l)	Fe S (mg/l)	Mn (mg/l)	Hg (mg/l)	Ni (mg/l)	K (mg/l)	Se (mg/l)	Na (mg/l)	Zn (mg/l)	I.M
AV005	0,001	0,058	0,001	3,180	0,006	0,012	0,010	0,040	1,050	0,192	0,043	0,167	0,004	0,695	0,003	1,638	0,020	3,18
AV010	0,003	0,069	0,001	15,401	0,006	0,015	0,010	0,040	7,210	0,164	1,765	0,200	0,031	0,617	0,001	1,270	0,047	8,99
AV020	0,001	0,071	0,001	15,401	0,008	0,018	0,010	0,047	8,628	0,222	1,316	0,200	0,017	1,350	0,001	3,030	0,073	11,51
AV030 E	0,001	0,024	0,001	15,401	0,005	0,008	0,010	0,040	3,446	0,120	0,419	0,200	0,011	0,933	0,001	1,710	0,037	7,66
AV030 F	0,002	0,050	0,001	15,401	0,006	0,014	0,010	0,040	7,644	0,140	0,943	0,200	0,021	0,940	0,001	1,760	0,053	9,58
AV040	0,010	0,101	0,001	3,243	0,011	0,021	0,020	0,058	4,771	0,147	0,678	0,100	0,015	0,822	0,004	1,575	0,033	5,03
AV050	0,000	0,055	0,001	15,401	0,005	0,008	0,010	0,040	6,894	0,048	0,786	0,200	0,009	0,287	0,001	0,427	0,033	7,57
AV060	0,002	0,035	0,001	15,401	0,009	0,006	0,010	0,073	4,834	0,324	0,144	0,200	0,004	0,863	0,001	1,913	0,033	8,33
AV070	0,003	0,232	0,001	15,401	0,013	0,039	0,010	0,050	31,416	0,048	2,634	0,200	0,032	0,413	0,001	0,567	0,083	18,33
AV080	0,002	0,215	0,001	15,401	0,009	0,021	0,010	0,050	17,380	0,100	2,308	0,200	0,020	0,563	0,001	0,970	0,067	13,01
AV090	0,000	0,007	0,001	15,401	0,006	0,007	0,010	0,040	0,975	0,114	0,088	0,200	0,005	0,520	0,001	0,745	0,020	5,42
AV100	0,004	0,016	0,001	15,401	0,011	0,007	0,010	0,062	4,468	0,135	0,103	0,200	0,008	0,550	0,001	0,530	0,033	6,71
AV110	0,009	0,170	0,003	6,225	0,012	0,028	0,025	0,054	11,403	0,164	0,896	0,091	0,015	0,911	0,005	2,401	0,041	9,36
AV120	0,006	0,029	0,001	15,401	0,007	0,006	0,010	0,050	7,102	0,239	0,153	0,200	0,011	0,490	0,001	0,870	0,040	8,05
AV130	0,012	0,150	0,001	4,715	0,012	0,031	0,025	0,061	8,600	0,129	0,737	0,091	0,020	0,876	0,005	1,953	0,050	7,39
AV140	0,012	0,062	0,001	15,401	0,006	0,008	0,010	0,068	8,117	0,179	0,303	0,200	0,018	0,515	0,001	0,615	0,047	8,33
AV150	0,001	0,050	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	2,365	0,068	0,292	0,200	0,005	0,320	0,001	3,440	0,043	8,16
AV160 E	0,000	0,006	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	0,164	0,032	0,025	0,227	0,004	0,350	0,001	0,457	0,020	4,66
AV160 F	0,000	0,007	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	0,196	0,046	0,045	0,200	0,004	0,397	0,001	0,480	0,030	4,76
AV170	0,000	0,008	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	0,812	0,266	0,283	0,200	0,005	0,303	0,001	0,423	0,020	5,00
AV180 E	0,004	0,027	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	1,172	0,088	0,082	0,200	0,004	0,447	0,001	4,573	0,020	8,66
AV180 F	0,000	0,033	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	1,968	0,044	0,093	0,217	0,004	0,470	0,001	4,440	0,030	8,87
AV190	0,000	0,027	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	2,940	0,054	0,298	0,200	0,005	0,373	0,001	2,207	0,020	7,37
AV200	0,001	0,028	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	3,696	0,034	0,390	0,200	0,006	0,307	0,001	1,587	0,023	7,13
AV210	0,008	0,116	0,001	5,210	0,010	0,024	0,020	0,045	6,161	0,112	0,512	0,092	0,014	0,769	0,005	2,690	0,029	6,95

AV220	0,000	0,009	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	1,423	0,033	0,071	0,200	0,004	0,615	0,001	1,125	0,025	5,97
AV230	0,000	0,010	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	2,235	0,045	0,085	0,200	0,004	0,900	0,001	1,685	0,020	6,99
Ponto	As (mg/l)	Ba (mg/l)	Cd (mg/l)	Ca (mg/l)	Pb (mg/l)	Cu (mg/l)	Cr 6 (mg/l)	Cr 3 (mg/l)	Fe T (mg/l)	Fe S (mg/l)	Mn (mg/l)	Hg (mg/l)	Ni (mg/l)	K (mg/l)	Se (mg/l)	Na (mg/l)	Zn (mg/l)	I.M
AV240	0,000	0,004	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	0,290	0,030	0,020	0,200	0,004	0,110	0,001	0,225	0,020	4,34
AV250	0,001	0,022	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,050	7,334	0,070	0,323	0,200	0,012	0,427	0,001	1,050	0,023	8,24
AV260	0,002	0,063	0,001	15,401	0,005	0,009	0,010	0,046	9,384	0,110	0,819	0,200	0,014	0,643	0,001	1,863	0,033	10,09
AV270	0,001	0,033	0,001	15,401	0,006	0,008	0,010	0,044	8,080	0,108	0,579	0,200	0,021	0,653	0,001	1,923	0,083	9,58
AV280	0,000	0,010	0,001	15,401	0,005	0,005	0,010	0,040	1,255	0,038	0,043	0,200	0,004	0,125	0,001	0,320	0,020	4,84
AV290	0,000	0,004	0,001	15,401	0,005	0,004	0,010	0,040	0,215	0,045	0,020	0,200	0,004	0,155	0,001	0,260	0,020	4,38
AV300	0,001	0,057	0,001	15,401	0,006	0,008	0,010	0,056	7,054	0,152	0,375	0,200	0,011	0,950	0,001	3,100	0,050	10,32
AV310	0,262	0,134	0,001	11,850	0,018	0,056	0,030	0,157	19,660	0,204	0,778	0,149	0,031	1,621	0,006	19,483	0,070	29,25
AV320	0,038	0,029	0,001	15,401	0,005	0,160	0,010	0,040	1,268	0,030	1,142	0,200	0,060	4,285	0,006	19,090	0,097	24,34
AV330	0,042	0,126	0,001	58,938	0,016	0,163	0,025	0,109	10,269	0,093	0,683	0,092	0,023	1,390	0,005	5,944	0,047	26,14
AV340	0,001	0,010	0,001	15,401	0,005	0,009	0,010	0,040	3,168	0,166	0,086	0,217	0,010	0,300	0,001	1,130	0,030	6,46
AV345	0,000	0,005	0,001	15,401	0,005	0,010	0,010	0,040	0,538	0,145	0,041	0,200	0,004	0,200	0,001	0,785	0,020	5,02
AV350	0,025	0,140	0,001	6,243	0,020	0,029	0,017	0,060	9,291	0,104	0,773	0,091	0,019	0,801	0,005	2,390	0,024	8,36
BV076	0,050	0,060	0,001	11,200	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,277	0,180	0,000	0,020	2,200	0,003	8,500	0,050	14,48
BV083	0,050	0,030	0,001	12,600	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,127	0,537	0,000	0,020	3,900	0,003	14,400	0,060	21,19
BV105	0,050	0,090	0,001	13,700	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,125	0,540	0,000	0,020	5,900	0,003	21,700	0,240	29,31
BV130	0,050	0,070	0,001	25,000	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,240	0,100	0,000	0,020	4,300	0,003	16,900	0,050	26,78
BV135	0,050	0,030	0,001	4,300	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,240	0,050	0,000	0,020	1,100	0,003	4,000	0,050	7,98
BV137	0,050	0,060	0,001	13,700	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,100	0,690	0,000	0,020	4,600	0,003	17,200	0,060	24,42
BV140	0,050	0,020	0,001	27,700	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,050	0,070	0,000	0,020	2,900	0,003	14,200	0,050	24,05
BV141	0,050	0,050	0,001	19,000	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,100	0,070	0,000	0,020	3,600	0,003	14,100	0,050	22,25
BV142	0,050	0,070	0,001	19,600	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,080	0,050	0,000	0,020	3,200	0,010	11,800	0,050	20,17
BV143	0,050	0,030	0,001	5,600	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,110	0,050	0,000	0,020	1,500	0,010	1,600	0,050	6,59
BV146	0,050	0,030	0,001	16,500	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,320	0,050	0,000	0,020	2,500	0,010	8,600	0,050	16,16
BV147	0,050	0,020	0,001	12,900	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,140	0,050	0,000	0,020	0,890	0,010	3,300	0,050	9,46
BV148	0,050	0,020	0,001	13,233	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,083	0,180	0,000	0,020	2,100	0,010	7,300	0,050	13,88
BV149	0,050	0,020	0,001	18,000	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,050	0,050	0,000	0,020	2,100	0,010	6,800	0,050	14,67
BV151	0,050	0,060	0,001	18,100	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,050	0,610	0,000	0,020	4,300	0,003	15,700	0,070	24,06

BV152	0,050	0,030	0,001	17,000	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,060	0,050	0,000	0,020	2,700	0,010	9,400	0,050	17,06
BV153	0,050	0,070	0,001	15,400	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,220	0,580	0,000	0,020	6,300	0,003	20,300	0,110	28,83
BV154	0,050	0,120	0,001	26,900	0,030	0,020	0,050	0,050	5,872	0,470	0,300	0,000	0,020	12,500	0,003	32,100	0,050	46,56
BV155	0,050	0,120	0,002	25,800	0,070	0,020	0,050	0,050	5,872	0,050	1,500	0,001	0,020	14,700	0,003	50,700	0,410	64,10
As lacunas no parâmetro Cálcio foram preenchidas com a média.									As lacunas no parâmetro Ferro foram preenchidas com a média.									
Fontes: CETEC e GEOSOL																		

4. Descrição das Estações de Amostragem - Alto Rio das Velhas
(Em vermelho, as 7 estações objetos deste estudo)

Estação	Descrição	LATITUDE (UTM)	LONGITUDE (UTM)	ALTITUDE (m)
AV005	Rio das Velhas a montante de São Bartolomeu	7753142.67	648719.04	980
AV010	Rio das Velhas a jusante do ribeirão do Funil	7754204.58	644614.55	984
AV020	Rio Maracujá a montante da confluência do Córrego dos Padres	7757706.01	634860.33	979
AV030	Represa Rio de Pedras – Corpo da barragem	7764457.22	632593.82	903
AV040	Rio das Velhas a montante do Rio Itabirito	7765067	630940.76	760
AV050	Ribeirão do Silva a montante do Córrego das Almas	7748112.68	614977.6	996
AV060	Ribeirão Carioca a montante de sua confluência com o Ribeirão Mata Porcos	7756053.95	624766.21	887
AV070	Ribeirão Mata Porcos próximo de sua confluência com o Ribeirão Sardinha	7752939.61	626829.09	901
AV080	Rio Itabirito a montante de Itabirito	7757247.31	625128.79	899
AV090	Córrego Carioca a montante da cidade de Itabirito	7759697.24	623068.98	868
AV100	Córrego da Onça a montante do Rio Itabirito	7763238.25	624919.65	793
AV110	Rio Itabirito a jusante do Cór. da Onça	7765743.26	624742.94	800
AV120	Córrego Moleque a montante do Rio Itabirito	7768057.42	623906.47	757
AV130	Rio das Velhas a jusante do Rio Itabirito	7772821.93	626196.69	721
AV140	Córrego Fazenda Velha a montante do Rio das Velhas.	7771860.92	626018.39	719
AV150	Ribeirão Congonhas a montante da Represa das Codornas	7767946.9	615873.15	1131
AV160	Corpo da Barragem Lagoa Grande	7768538.27	610512.45	1284
AV170	Córrego Lagoa Grande a montante da represa das Codornas	7768868.92	612178.02	1169
AV180	Lagoa das Codornas	7769834.17	615938.02	1162
AV190	Ribeirão Capitão da Mata a montante do rio do Peixe	7773002.14	615755.93	1069
AV200	Rio do Peixe a montante do Rio das Velhas	7774310.99	618189.41	785
AV210	Rio das Velhas a jusante de Rio Acima	7778301.43	626553.05	716
AV220	Córrego Fechos na barragem principal	7780101.96	608257.03	1101
AV230	Córrego Fechos na barragem auxiliar	7780861	609463.97	1087
AV240	Córrego Seco na captação Fechos	7780859.01	608506.02	1140
AV250	Ribeirão Macacos a montante do Rio das Velhas	7785099.59	622644.47	746
AV260	Rio das Velhas em Bela Fama, alça direita	7785976.72	622508.24	739
AV270	Rio das Velhas em Bela Fama - Alça esquerda	7787174.54	622255.07	742
AV280	Córrego Mutuca na captação Mutuca, barragem principal	7786976.05	607910.01	734
AV290	Córrego Mutuca na captação Mutuca, barragem auxiliar	7787139.04	607880.05	734
AV300	Córrego da Barragem em Nova Lima	7790627.92	619026.56	736

AV310	Ribeirão Água Suja a montante do Rio das Velhas	7790108.5	623005.08	711
AV320	Córrego da Mina a montante do Rio das Velhas	7790385.76	623367.51	726
AV330	Rio das Velhas a jusante do Cór. da Mina	7789868.96	623714	729
AV340	Ribeirão da Prata a montante do Rio das Velhas	7790917.73	625949.6	709
AV345	Ribeirão da Prata a montante da cidade de Raposos	7790979	625961	740
AV350	Rio das Velhas a montante do Ribeirão Sabará	7798558.27	623747.64	693

Fonte: IGAM-2004