

**Universidade Federal do Paraná
Laboratório de Ecologia de Rios**

Setor de Ciências Biológicas
Departamento de Zoologia

**“Revisão dos Principais Índices Bióticos Utilizados em Monitoramento Ambiental
através de Macroinvertebrados Bentônicos”**

Monografia desenvolvida sob
orientação do Prof. José Marcelo
Rocha Aranha e apresentada ao
Departamento de Zoologia da UFPR,
para obtenção do título de bacharel
em Ciências Biológicas

**Curitiba
2005**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço ao amor e cuidado de meus pais, sempre me incentivando a traçar novos objetivos. Agradeço especialmente à Mariana pela força que me deu, sem a qual eu não teria realizado este trabalho. À Thais, que, além da amizade e ajuda em outros trabalhos, foi um exemplo de dedicação e disciplina para mim. Ao André, pelo companheirismo e amizade que, mesmo separada pela distância, permanece próxima.

Agradeço especialmente aos amigos Pássaro, Luciano, Débora, Zé, Christiano, Laura, Fernando, Virgínia, Michele e todo o pessoal da bio.

Agradeço ao Professor Marcelo Aranha por ter aceitado me orientar e proposto este trabalho; ao mestrando Fabio Bertolini, pelos artigos cedidos e receptividade total em me ajudar quando precisei; a Thais, a Juju, a Flávia e o Célio pela atenção, ajuda e companheirismo no laboratório.

Agradecimentos mais do que especiais para o Professor Sebastião Laroça, para a Prof. Maria Cristina e para a Prof. Elizabeth de Araújo Schwarz pelas conversas, dicas e oportunidades.

Por fim um agradecimento especial a Rô pelo carinho cedido durante estes anos.

Dedico este trabalho

Ao meu pai, Fernando (*in memoriam*);

À minha mãe, Wanda;

À querida Mariana

Ao Professor Arnaldo Meinster Pimentel (*in memoriam*).

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 01 |
| 2. FUNDAMENTOS E PRINCÍPIOS METODOLÓGICOS PARA BIOMONITORAMENTO..... | 03 |
| 2.1. ORGANISMOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS..... | 03 |
| 2.2. MÉTODOS UTILIZADOS NO BIOMONITORAMENTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS..... | 05 |
| 3 OBJETIVOS..... | 10 |
| 3.1. OBJETIVO GERAL..... | 10 |
| 3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 10 |
| 4 MATERIAIS E MÉTODOS..... | 11 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 12 |
| 5.1. ÍNDICES BIÓTICOS EUROPEUS COM MACRO-INVERTEBRADOS BENTÔNICOS..... | 12 |
| 5.1.1. Trent Biotic Index (TBI)..... | 12 |
| 5.1.2. Índices Bióticos baseados no TBI..... | 15 |
| 5.1.2.1. Extend Biotic Index..... | 15 |
| 5.1.2.2. Indice Biotique (IB)..... | 15 |
| 5.1.2.2.1 Índices baseados no IB..... | 18 |
| 5.1.2.2.1.1 Indice Biologique de Qualité Général (IBG)..... | 18 |
| 5.1.2.2.1.2. Indice Biologique Global..... | 19 |
| 5.1.2.2.1.3. Belgian Biotic Index Method (BBI)..... | 19 |
| 5.1.2.3. Chandler's Score System..... | 22 |
| 5.1.2.3.1 Índices baseados no Chandler's Score System..... | 23 |
| 5.1.2.3.1.1. The Avarege Chandler Botic Score..... | 23 |
| 5.1.2.3.1.2. Biological monitoring Working Party score system (BMWP Score System)..... | 25 |
| 5.1.2.3.1.3. BMWP Score System Modificado..... | 28 |
| 5.1.2.3.1.4. IBMWP (BMWP') e BMWQ..... | 28 |
| 5.1.2.4. Graham's Index..... | 32 |
| 5.2. UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES BIÓTICOS NA UNIÃO EUROPEIA NA ATUALIDADE: AQEM PROJECT..... | 34 |
| 5.3. UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES BIÓTICOS NA AMÉRICA DO SUL..... | 35 |
| 5.3.1. Colômbia..... | 35 |
| 5.3.2. Chile..... | 36 |
| 5.3.3. Argentina..... | 37 |
| 5.3.4. Brasil..... | 39 |
| 5.3.4.1. BMWP Adaptado pelo IAP..... | 39 |
| 5.3.4.2. BMWP Adaptado para a Bacia do Alto Rio das Velhas (MG)..... | 41 |
| 5.4. CHUTTER INDEX..... | 41 |
| 5.5. ÍNDICES BIÓTICOS DOS E.U.A..... | 45 |
| 5.5.1. Wright and Tidd's Index..... | 45 |
| 5.5.2. Goodnight and Whitley Index..... | 45 |
| 5.5.3. King and Ball's Index..... | 46 |
| 5.5.4. Brinkhurst's Index..... | 46 |

| | |
|--|-----------|
| 5.5.5. Beck's Biotic Index..... | 47 |
| 5.5.6. Heister's Modification to Beck's Index..... | 47 |
| 5.5.7. Beak's "Lake" Index | 48 |
| 5.5.8. Beak's "River" index..... | 48 |
| 5.5.9. Hilsenhoff's Index..... | 50 |
| 5.5.10. Family Biotic Index..... | 50 |
| 6. CONCLUSÕES..... | 53 |
| 7. REFERÊNCIAS..... | 54 |

RESUMO

A degradação dos ambientes aquáticos continentais vem ocorrendo em larga escala ao redor do mundo, tornando cada vez mais importante o monitoramento ambiental. Os índices bióticos, que são expressões numéricas que combinam informações quantitativas da diversidade de espécies e qualitativas referentes à sensibilidade ecológica de cada táxon, são muito utilizados no monitoramento ambiental através de bioindicadores, principalmente macroinvertebrados bentônicos, visto que este grupo é o mais utilizado em índices bióticos e considerado por muitos autores como o melhor bioindicador. Visto a importância da aplicação destes índices bióticos através de macroinvertebrados bentônicos este trabalho se propôs a realizar uma revisão dos principais índices bióticos utilizados em várias regiões do mundo. O sistema saprobiótico (KOLKWITZ; MARSSON, 1909), foi a base para a formação dos índices bióticos europeus, como o Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964). A partir deste foram criados importantes índices como o Extend Biotic Index, o Indice Biotique (TUFFERY; VERNEAUX, 1968), o Chandler's Score System (1970) e o Graham's Index (1965), que foram a base de diversos índices europeus formados posteriormente. Exemplos destes fato são o Belgian Biotic Index Method (DE PAUW & VANHOOREN, 1983), que surgiu a partir do Indice Biotique (TUFFERY & VERNEAUX, 1968) e do Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964), e o BMWP Score System, que baseou-se no Chandler Score System (1970). Atualmente na União Européia a utilização de índices bióticos esta regulamentada pelo AQEM Project, que foi estabelecido durante o EU Water Framework Directive (WFD, directive 2000/60/EC). Este projeto instituiu a utilização de índices multimétricos, isto é, análises de várias medidas conjuntamente (número de espécies, abundância dos grupos taxonômicos, diversidade e similaridade entre comunidades, medidas tróficas e índices bióticos), o estabelecimento de "rios referência" (excelente qualidade ambiental) e de ecorregiões, para que certa estação de coleta seja comparada com o "rio referência" de mesma ecorregião. Nos EUA houve a criação de vários índices, como o Wright and Tidd's Index (1933), o Beck's Biotic Index (1955) e o Hilsenhoff's Index (1977). Na atualidade os índices bióticos são utilizados nos Estados Unidos inseridos em Protocolos de Avaliação Rápida da qualidade da água (PAR), que,

assim como o proposto pelo AQEM Project na União Européia, baseia-se na análise de índices multimétricos e do estabelecimento de ecorregiões. Na América do Sul são utilizadas adaptações de índices como o Family Biotic Index (HILSENHOFF, 1988) no Chile, o BMWP no Brasil e na Colômbia e o IBMWP (ALBA – TERCEDOR; JIMENEZ – MILLÁN, 1987) no Brasil, com exceção da Argentina que criou índices próprios, como o IBPAMP (CAPITULO *et al.*, 2001). No Brasil os estudos de biomonitoramento através de macroinvertebrados estão concentrados na região sul e sudeste, apontando a importância de estudos em outras bacias hidrográficas.

1. INTRODUÇÃO

Os rios são extremamente importantes para o desenvolvimento das sociedades, porém nas décadas passadas a atividade humana modificou drasticamente estes ecossistemas, através de mineração, construção de represas e barragens, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, canalização e retificação, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação, utilização excessiva de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas.

As principais consequências destes processos são o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial, enchentes e doenças causadas pela água contaminada (GOULART; CALLISTO, 2003 *apud* CALLISTO; GONSALVES; MORENO, 2005).

Por consequência, as sociedades são ameaçadas, já que serviços essenciais para seu desenvolvimento vêm sendo afetados (KARR, 1999 *apud* CORGOSINHO *et al.*, 2004), causando vários impactos econômicos, tais como o aumento do custo de tratamento da água; a perda do valor estético dos lagos e impedimento à navegação e recreação, minimizando o valor turístico e os investimentos nas bacias hidrográficas (TUNDISI, 2003 *apud* CORGOSINHO *et al.*, 2004); e, ainda, reflexos na área da saúde, importando em aumento do gasto em hospitais públicos, decorrentes de internações causadas por doenças ocasionadas pelo contato com água contaminada.

Torna-se, então, extremamente necessário identificar o estado de conservação destes rios, com o objetivo de subsidiar medidas de controle ambiental, manejo de recursos naturais e recuperação de áreas degradadas (GOULART; CALLISTO, 2003 *apud* CALLISTO; GONSALVES; MORENO, 2005).

Indicadores biológicos são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade ou distribuição indicam a intensidade de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos. Segundo Johnson *et al.* (1993) in Buss *et al.* (2003), um indicador biológico ideal possui as seguintes características:

- Bem definido taxonomicamente;
- Facilmente reconhecível (até por não-especialistas);

- Ampla distribuição geográfica;
- Pequena variabilidade genética e ecológica;
- De preferência apresentar tamanho grande;
- Baixa mobilidade e ciclo de vida longo;
- Ecologicamente bem conhecido;
- Possibilidade de utilização laboratorial.

Os indicadores biológicos são muito utilizados, sendo recomendados pela Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency – USEPA) e pela diretiva da União Européia (Directive 2000/60/EC) como complemento aos parâmetros físicos e químicos dos rios, como temperatura, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, dentre outros.

A principal diferença entre os resultados obtidos pelos parâmetros físicos e químicos e os indicadores biológicos é que estes indicam perturbações nos ecossistemas aquáticos que ocorreram há um longo espaço de tempo antes das coletas das amostras, fornecendo uma visão retrospectiva, já que muitos indicadores biológicos vivem durante longos períodos. Por outro lado os parâmetros físicos e químicos indicam perturbações ocorridas pontualmente, expondo uma visão momentânea da qualidade do ambiente aquático (ALBA – TERCEDOR, 1996).

2. FUNDAMENTOS E PRINCÍPIOS METODOLÓGICOS PARA BIOMONITORAMENTO

2.1 ORGANISMOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS

Organismos que vivem no substrato de ambientes de água doce (madeira, folhas, troncos, sedimento, algas filamentosas, etc.), e que são retidos em redes de abertura de malha de 200 μ m e 500 μ m são considerados macroinvertebrados bentônicos (LOYOLA, 2000). Estes organismos são muito utilizados como indicadores biológicos devido a vários fatores, como:

- ciclos de vida suficientemente longos, permitindo identificar modificações ambientais recentes, devido a alterações na população de espécies mais sensíveis, e duradouras (de um ano ou mais), causada por alteração na população das espécies mais resistentes (EPA, 2005);
- tamanho corporal relativamente grande e de fácil amostragem;
- técnicas de coleta padronizadas e de custo relativamente baixo, alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância, e amplo espectro de respostas diante diferentes graus de contaminação (LENAT; BARBOUR, 1994; ALBA-TERCEDOR, 1996 *apud* CALLISTO *et al.* 2001);
- modo de vida relativamente sedentário de várias espécies permite eficiente análise espacial dos efeitos das perturbações (BUSS, *et al.*, 2003), permitindo inferir sobre a qualidade ambiental no local onde foram coletadas as amostras;
- alta abundancia em riachos de 1° e 2° ordem, onde normalmente outros bioindicadores como peixes não estão presentes em número suficiente para serem utilizados (EPA, 2005).

Além de registrar a qualidade da água, a utilização destes indicadores biológicos possibilita a compreensão das condições limnológicas das áreas

investigadas, visto que a estrutura da comunidade da macrofauna bêntica fica conhecida (JUNQUEIRA, *et al.*, 2000).

Os peixes, por sua vez, são amplamente utilizados como indicadores ambientais em função das seguintes características:

- Indicam modificações que podem ter ocorrido há vários anos, pois tem um período de vida longo;
- Indicam uma visão ampla do habitat, não somente do ponto onde são coletados, visto que têm uma alta capacidade de locomoção;
- Sua coleta e identificação ao nível de espécie são relativamente fáceis de serem realizadas;
- Por estarem no topo da cadeia alimentar e serem consumidos pelos humanos são importantes bioindicadores (EPA, 2005);

As algas, assim como os peixes e os macroinvertebrados bentônicos, também são muito utilizados como indicadores biológicos, porém esta utilização se dá devido as seguintes características deste grupo:

- Rápida taxa de reprodução e pequeno ciclo de vida, o que torna as algas boas indicadoras de alterações ambientais de curto prazo;
- Por serem produtoras primárias, as algas são diretamente afetadas por modificações ambientais ;
- Coletas são simples e de baixo custo;
- Métodos padronizados, como medição da biomassa e da clorofila, são utilizados para entendimento da comunidade de algas, sem haver necessidade de definir taxonomicamente os organismos;
- São sensíveis a certos poluentes, como agrotóxico, que irão afetar certos organismos apenas quando presentes em altas concentrações.

2.2. MÉTODOS UTILIZADOS NO BIOMONITORAMENTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS

O sistema sapróbico (saprobien system ou saprobic system) de Kolkwitz & Marsson (1909) “enfetizava que a abundância de organismos nas áreas poluídas ocorria por características fisiológicas e comportamentais que lhes permitia tolerar tais condições” (BUSS, 2003). O termo ‘sapróbia’ (do grego: decomposto, rançoso) é definido por Persone & De Pauw (1979), *apud* Metcalfe (1989), como a dependência de certos organismos em decompor substâncias orgânicas como uma fonte de alimentos. Autores como Roldán (2003), no entanto, afirmam que este termo refere-se a capacidade de certos organismos em viver em determinados níveis de poluição.

O sistema saprobiótico deu origem a metodologias como o índice biótico, os modelos de predição de impactos e os protocolos de avaliação rápida (BUSS,2003). Segundo Washington (1984), no entanto, o sistema saprobiótico pode ser considerado como o primeiro índice biótico.

No sistema sapróbico clássico (KOLKWITZ; MARSSON, 1909) foram propostas três zonas classificadas de acordo com seu enriquecimento de matéria orgânica, como podemos ver a seguir:

- Zona polisapróbica: Predominantemente de processos redutivos.
- Zona mesosapróbica: Parcialmente redutiva com processos predominantemente oxidativos.
- Zona oligosapróbica:exclusivamente processos oxidativos

Posteriormente Kolkwitz propôs novas classificações às zonas (Tabela 1).

As classificações da qualidade da água nas diferentes zonas foram feitas através de medições de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), concentração de oxigênio dissolvido e ácido sulfídrico (METCALFE, 1989).

No Índice Saprobiótico são utilizados vários indicadores biológicos, como bactérias, algas, protozoários e rotíferos, além de alguns macroinvertebrados bentônicos e peixes (METCALFE, 1989). Os organismos são identificados ao nível de espécie, estando classificados em uma das zonas da tabela 1. Esta classificação

foi elaborada pois normalmente percebeu-se a de certos organismos em locais com características de certa zona.

TABELA 1 – INDICE SAPROBIOTICO

| Zona | Valor de saprobiedade dos táxons | Descrição da estação de coleta |
|-----------------------|----------------------------------|---|
| Cataróbica | -1 | Água potável |
| Xenosapróbica | 0 | Água pura, sem poluição, biologicamente pobre |
| Oligosapróbica | 1 | Limpa, saudável, não afetada consideravelmente pela poluição |
| Beta – Mesosapróbica | 2 | Poluição leve a moderada |
| Alpha – Mesosapróbica | 3 | Poluída, decomposição ativa, ação intermediária das bactérias |
| Polisapróbica | 4 | Altamente poluída, ação de decomposição das bactérias ativa |
| Isosapróbica | 5 | Decomposição ativa, degradação |
| Metasapróbica | 6 | Zona rica em ácido sulfídrico, presença de germes patogênicos |
| Hipersapróbica | 7 | Decomposição alta, putrefação, resíduos industriais |
| Ultrasapróbica | 8 | Ambiente abiótico |

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

O Índice Saprobiótico será calculado através da seguinte fórmula:

$$S = (\sum(s.h)) \div \sum h$$

Onde:

S=Índice Saprobiótico para a estação de coleta (0 a 4),

s= Valor de Saprobiedade dos táxons

h= Freqüência de ocorrência de cada espécie; rara: h = 1,

freqüente: h = 3,

abundante: h ≥ 5

O sistema saprobiótico é amplamente utilizado na Europa Central, especialmente na Áustria e na Alemanha. Também tem sido utilizado em países do leste Europeu como Hungria, Polônia, Iugoslávia, Romênia, Bulgária, República Tcheca, Eslovênia e Eslováquia. Outros países europeus como Dinamarca, Holanda e Suíça também vêm utilizando este índice (SHARMA; MOOG, 2005). O BEOL (KNÖPP, 1954), o Saprobic Indices (PANTLE; BUCK, 1955), o Coupling Analysis

(BUCK, 1974), o DIN System (FRIEDRICH, 1990) e o Integrated Saprobic System (ONORM, 1995) são índices baseados no Sistema Índice Saprobótico (KOLKWITZ; MARSSON, 1909) e muito utilizados na atualidade.

Segundo Persone & De Pauw (1979), *apud* Metcalfe (1989), as principais desvantagens deste sistema são a detalhada identificação taxonômica dos organismos, as coletas muito intensivas, a tolerância dos organismos não ser tão bem conhecida e o valor de saprobiedade dos organismos não ser aplicável em outras localidades. Na opinião de Chutter (1972), *apud* Metcalfe (1989), o sistema saprobiótico tem sua utilização limitada, pois os organismos que estão listados como de ocorrência em águas muito poluídas também ocorrem em águas limpas.

Índices bióticos são expressões numéricas que combinam medidas quantitativas da diversidade das espécies com informações qualitativas referentes a sensibilidade de determinados taxons a modificações ambientais (CZERNIAWSKA – KUSZA, 2005). Desta maneira, este método utiliza os indicadores biológicos como ferramenta.

Como cada região têm uma fauna específica e conseqüentemente indicadores biológicos particulares, os índices bióticos são geograficamente específicos. Além disso são especializados em detectar somente um ou dois tipos de poluição, já que os indicadores biológicos não são igualmente sensitivos a diferentes tipos de poluição (WASHINGTON, 1984).

Desta maneira, mais de uma centena de índices bióticos foram criados na última década. Destes, 60% baseiam-se na análise de macroinvertebrados (DE PAUW; HAWKES, 1993 *apud* CZERNIAWSKA – KUSZA, 2005).

Os índices bióticos que fazem uso de macroinvertebrados bentônicos baseiam-se em dois princípios: macroinvertebrados Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Gammarus, Asselus, Chironomidae e Tubificidae tornam-se ausentes nos ambientes, nesta ordem, a medida que a poluição orgânica aumenta; o número de grupos taxonômicos diminui a medida que a poluição aumenta (HELLAWELL, 1986 *apud* CZERNIAWSKA – KUSZA, 2005).

Neste trabalho não serão abordados separadamente os índices e escores bióticos, visto que a única diferença entre eles é o fator abundância para o cálculo dos escores.

Índices de diversidade são expressões matemáticas que utilizam três componentes estruturais da comunidade: riqueza (número de espécies presentes), equitabilidade (uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies) e abundância (número total de organismos presentes) (METCALFE, 1989). O conceito de diversidade de espécies ou diversidade ecológica pode ser considerado como a razão entre a riqueza de espécies e a equitabilidade (MARGALEF, 1958, *apud* METCALFE, 1989).

Os principais índices de diversidade utilizados são o de Shannon – Wiener, Simpson e o de Margalef, com as fórmulas descritas abaixo:

| | |
|------------------|--|
| Shannon – Wiener | $\bar{d} = -\sum [(Ni \div N) \log_2 (Ni \div N)]$ |
| Simpson | $\bar{d} = 1 - [Ni (Ni - 1) \div N (N - 1)]$ |
| Margalef | $\bar{d} = (S - 1) \div \log_e N$ |

Onde: \bar{d} = Diversidade

N = Número total de indivíduos de todas as espécies coletadas

Ni = Número total de indivíduos pertencentes a espécie *ith*

S = Número de espécies (Riqueza)

Métodos muito utilizados em monitoramento de ambientes aquáticos são os Modelos de Predição de Impactos, sendo o RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System), elaborado na Inglaterra, e o AusRivAs (Australian Rivers Assessment System) os mais utilizados. Ambos foram construídos na década de 1980 (BUSS, 2003).

Para a construção destes modelos foram selecionados 268 estações amostrais de rios “referência” (sem poluição) e os macroinvertebrados encontrados nestes locais foram agrupados em 16 comunidades. Através de análise discriminante múltipla correlacionou-se 28 variáveis ambientais a estes grupos de espécies, que foram denominadas as “comunidades esperadas” (BUSS, *op cit*).

Na avaliação do impacto ambiental utilizando – se destes modelos primeiramente é feito a análise dos parâmetros ambientais, que terá sua respectiva “comunidade esperada”. Os macroinvertebrados coletados nesta estação

constituirão a “comunidade observada”, que quando comparada com a “comunidade esperada” irá medir o grau de impacto na localidade (BUSS, *op cit*).

Atualmente são muito utilizados os Protocolos de Avaliação Rápida da Qualidade da Água, utilizados principalmente nos Estados Unidos e que fazem uso de cinco categorias de medidas: número de espécies (riqueza), abundância dos grupos taxonômicos, diversidade e similaridade entre comunidades, medidas tróficas e índices bióticos.

Para utilização destes protocolos foi definido o conceito de ecorregião (áreas que possuem geologia, tipo de solo, vegetação natural e potencial uso da terra em comum). Com o objetivo de se obter a qualidade da água em certa estação coleta, esta é comparada com locais “referência” (excelente condição ambiental) da mesma ecorregião (BUSS, 2003).

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

- Revisar da utilização dos principais índices bióticos com macroinvertebrados bentônicos em várias localidades do mundo.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Pesquisar sobre o histórico da utilização dos índices bióticos
- Verificar o atual emprego destes índices em diversos países, correlacionando com os índices aos quais se basearam.
- Relacionar a atual utilização destes índices no Brasil com sua utilização na Europa e a nos Estados Unidos.

4. MATERIAS E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho foi feita ampla pesquisa bibliográfica referente a artigos científicos e capítulos de livros que abordassem o histórico da utilização dos índices e escores bióticos que baseiam - se na macrofauna bêntica, o emprego destes em ambientes aquáticos de diversos países e a comparação entre diversos índices ou entre estes e outras métricas, como parâmetros físicos e químicos e índices de diversidade.

Após a busca bibliográfica a informação contida nos artigos e livros encontrados foi resumida e confrontada, para que os objetivos pudessem ser alcançados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. ÍNDICES BIÓTICOS EUROPEUS COM MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.

5.1.1. Trent Biotic Index (TBI)

Estudando o efeito de diferentes efluentes sobre plantas e animais na Inglaterra, Butcher (1928), *apud* Hawkes (1997) propôs que estes poderiam ser utilizados como evidências de poluição ambiental. Baseando-se em mais três estudos ecológicos que realizou junto ao Ministério da Agricultura e Pesca (BUTCHER *et al.*, 1931; 1937; 1938 *apud* HAWKES, 1997) escreveu, como membro do Trent River Board, o artigo “The biological detection of pollution”, no qual relatou resultados de estudos nos rios de Midland, incluindo o trecho superior e médio do rio Trent.

O trabalho de Butcher e de outros biólogos do Trent River Board culminou na criação do Trent Biotic Index (TBI) por Woodwiss (1964) na Inglaterra. A escolha de apresentar os resultados na forma de índices e escores se deu para tornar os resultados mais acessíveis para não biólogos, porém muitos biólogos foram cépticos a esta forma de apresentação. (HAWKES, 1997).

O TBI é a base da maioria dos índices e escores modernos, sendo adaptado e utilizado em muitos países. Neste método os organismos são coletados através de uma kicknet e posteriormente identificados até o nível de família, gênero ou espécie, dependendo do organismo. A abundância não é calculada neste índice, que se baseia na sensibilidade de “grupos chave” e no número destes grupos presentes (Tabela 2). Numericamente este índice abrange de 0 a 10, sendo que quanto maior a poluição do corpo d’água menor será o índice.

TABELA 2 - "GRUPOS" CHAVES PARA O TRENT BIOTIC INDEX

| Grupos | | Nome popular |
|--|--|-------------------------|
| Cada família de larvas de Trichoptera | | Caddis flies |
| Cada família de adultos e larvas de Coleóptera | | Besouros |
| Cada família de Díptera (Exceto Vermes sangue) | | True flies |
| Cada família de Oligochaeta | | Worms |
| Cada gênero de ninfas de Plecoptera | | Stoneflies |
| Cada gênero de ninfas de Ephemeroptera | | May-flies |
| Cada espécie de Hirudíneos | | Leeches |
| Cada espécie de Mollusca | | Snails, limpets, etc. |
| Cada espécie de Crustácea | | Shrimps, water hoglice |
| Cada espécie de larvas | | Megaloptera Alder flies |
| <i>Chironomes thummi</i> | | Blood worms |

| | | | Numero total de grupos presentes | | | | |
|---|--|---|----------------------------------|-----|------|-------|------|
| | | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16+ |
| Organismos na ordem de desaparecer a medida que a poluição aumenta. | Plecoptera | | | | | | |
| | Ninfas | Mais que uma espécie | --- | VII | VIII | VIII | IX |
| | Presentes | Apenas uma espécie | --- | VI | VII | VIII | IX |
| | Ephemeroptera | Mais que uma espécie | --- | VI | VII | VIII | IX |
| | ninfas presentes (exceto <i>Baetis</i>) | Apenas uma espécie | --- | V | VI | VII | VIII |
| | Larvas de Trichoptera ou <i>Baetis</i> presentes | Mais que uma espécie | --- | V | VI | VII | VIII |
| | <i>Gammarus</i> presentes | Apenas uma espécie presente | IV | IV | V | VI | VII |
| | <i>Asselus</i> presentes | Todas as espécies acima ausentes | III | IV | V | VI | VII |
| | Tubificid worms e/ou larvas vermelhas de <i>Chironomidae</i> presentes | Todas as espécies acima ausentes | III | IV | V | VI | VII |
| | Tubificid worms e/ou larvas vermelhas de <i>Chironomidae</i> presentes | Todas as espécies acima ausentes | I | II | III | IV | — |
| Poluído | Todas as espécies acima ausentes. | Alguns organismos que não requerem oxigênio dissolvido, como <i>Eristalis tenax</i> , podem estar presentes | | | | | |

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

Segundo Chuter (1972), *apud* Washington (1984), o TBI não é facilmente aplicável em outras áreas, no entanto apresenta as vantagens de haver valores delimitados de 0 a 10 e de não serem contados os indivíduos da amostra. Já Balloch *et al* (1996), citado por Washington (1984), não consideram o TBI um índice ideal devido a sua insensibilidade aos vários degraus de qualidade da água, indicando várias vantagens e desvantagens deste índice (Tabela 3).

Tabela 3 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DO TBI

| | |
|---------------------|---|
| <i>Vantagens</i> | |
| (a) | Classifica as principais características de águas poluídas |
| (b) | Não faz exigências rigorosas nas técnicas de coleta |
| (c) | Reduzido esforço na identificação das espécies devido à seleção de "espécies chaves" |
| (d) | Escala linear simples dos valores dos índices |
| (e) | Valores dos índices facilmente compreendido por não - biólogos |
| <i>Desvantagens</i> | |
| (a) | Os níveis fixados dos valores dos índices torna o sistema inflexível a mudanças moderadas na qualidade da água |
| (b) | Os níveis fixados dos valores dos índices são muito estreitos |
| (c) | Pouca variação entre ambientes limpos e poluídos medianamente |
| (d) | Não inclusão de Mollusca nos "grupos chaves", mesmo estes sendo um importante grupo em ambientes lênticos |
| (e) | Não há a contagem do número de indivíduos |
| (f) | Requer adaptações quando utilizado fora da bacia do Rio Trent |
| (g) | Presença acidental de um organismo levado pela corrente pode alterar significativamente o índice em certa estação de coleta |
| (h) | A utilização de somente certos grupos taxonômicos impede análises apropriadas da comunidade presente em relação à qualidade da água |
| (i) | Pouco é descoberto sobre a diversidade |
| (j) | Geralmente não é sensível à poluição inorgânica por metais pesados |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**. Vol. 18. p. 653 – 694. 1984.

Murphy (1978), *apud* Washington (1984), acredita que os baixos índices encontrados em nascentes demonstram que o TBI possa estar refletindo variáveis físicas e químicas destas estações de coleta ao invés da qualidade da água, visto que certamente estas cabeceiras estavam em boa condição ambiental

5.1.2. ÍNDICES BIÓTICOS BASEADOS NO TBI

5.1.2.1. Extended Biotic Index

Devido às varias criticas e falhas na utilização do Trent Biotic Index, Woodwiss estendeu este índice criando o Extend Biotic Index. Neste a qualidade da água nas estações de coleta vão de 0 a 15, ao invés de 0 a 10 (METCALF, 1989). Em adição, a versão estendida do TBI aumentou o número de grupos presentes, como pode ser visto na Tabela 4.

Atualmente vem sendo muito utilizado na Itália (ROLDÁN, 2001).

5.1.2.2. Índice Biotique

Desenvolvido por Tuffery & Verneaux (1968), este índice difere do TBI nos seguintes aspectos:

- maior número de taxons indicadores (PERSOONE & DE PAUW, 1979 *apud* METCALFE, 1989);
- diferentes valores a certas espécies indicadoras, como é o caso de no TBI *Nais* não ser separado dos Naididae e Baetis ser mantido separado dos Ephemeroptera (GHETTI; BONAZZI, 1977 *apud* METCALFE, 1989), enquanto no IB Ecdhonuridae são mantidos separados dos outros Ephemeroptera (DE PAUW & VANHOOREN, 1983 *apud* METCALFE, 1989), como pode ser visto na Tabela 5;
- unidades sistemáticas representadas por somente um indivíduo não são consideradas, visto que sua ocorrência pode ser acidental;
- o TBI especifica que o método de coleta será através do Handnet, que atuará em todas as localidades. Já no IB haverá duas estações de coletas separadas: ambientes lóticos, nos quais as coletas serão realizadas com um Surber, e ambientes lênticos, com um Grab. Ambos os ambientes serão utilizados no cálculo do índice final (PERSOONE & DE PAUW, 1979 *apud* METCALF, 1989).

TABELA 4 - EXTEND BIÓTIC INDEX

Extentd Biotic Index

Número total de grupos presentes

0-1 2-5 6-10 11-15 16-20 21-25 26-30 31-35 36-40 41-45

Trent Biotic Index

Número total de grupos presentes

0-1 2-5 6-10 11-15 16+

Índices Bióticos

| | | Índices Bióticos | | | | | | | | | | | |
|---------|---------------------------------------|--|-------------------------------------|-----|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|
| Limp | Plecoptera | Mais que uma espécie presente | --- | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | |
| | ninfas presentes | Apenas uma espécie | --- | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | |
| | Ephemeroptera | Mais que uma espécie | --- | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | |
| | | ninfas presentes | Apenas uma espécie | --- | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| | (excluindo <i>Baetis Rhodani</i>) | Trichoptera | Mais que uma espécie | --- | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| | | Larvas ou <i>Baetis rhodani</i> presentes | Apenas uma espécie | 4 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| | <i>Gammarus</i> | Presente | Todas as espécies acima ausentes | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| | | <i>Asellus</i> Presentes | Todas as espécies acima ausentes | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| | Tubificid Vermes | Presentes | Todas as espécies acima ausentes | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| | | e / ou larvas vermelhas de <i>chironomidae</i> | | | | | | | | | | | |
| Poluído | Todas as espécies Ausentes | Alguns organismos que não requerem oxigênio dissolvido, como <i>Eristalis tenax</i> , podem estar presentes | 0 | 1 | 2 | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | |

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

TABELA 5 – INDICE BIOTIQUE E BELGIAN BIOTIC INDEX

| I Grupos faunísticos | II | III Número total de unidades sistemáticas presentes | | | | |
|---|---|---|-----|------|-------|-----|
| | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16+ |
| Índice Biótico | | | | | | |
| 1. Plecoptera ou Ecdyonuridae (= Heptageniidae) | 1) Várias U.S * | --- | 7 | 8 | 9 | 10 |
| | 2) Apenas 1 U.S | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 2. Cased Trichoptera | 1) Várias U.S | --- | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | 2) Apenas 1 U.S | 5 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 3. Ancylidae ou Ephemeroptera exceto Ecdyonuridae | 1) Mais que 2 U.S | --- | 5 | 6 | 7 | 8 |
| | 2) 2 ou < 2 U.S | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 4. Aphelocheirus ou Odonata ou Gammaridae ou Mollusca (exceto Sphaeridae) | 1) Todas as U.S ci- tadas acima estão ausentes | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| | 1) Todas as U.S ci- tadas acima estão ausentes | 2 | 3 | 4 | 5 | --- |
| 5. Asselus ou Hirudínea ou Sphaeridae ou Hemiptera (exceto Aphelocheirus) | 1) Todas as U. S ci- tadas acima estão ausentes | 1 | 2 | 3 | --- | --- |
| | 1) Todas as U. S ci- tadas acima estão ausentes | 0 | 1 | 1 | --- | --- |

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

NOTA: * Número de Unidades Sistemáticas encontradas neste grupo faunístico

Na Tabela 5 a resistência dos organismos à poluição aumenta do grupo faunístico 1 ao 7, diminuindo o índice biótico dos organismos mais resistentes. O índice biótico será determinado segundo o grupo faunístico mais sensível encontrado (coluna I da Tabela 5), as quantidades de Unidades Sistemáticas encontradas do grupo faunístico em questão (Coluna II da Tabela 5) e a intersecção com o número total de unidades sistemáticas encontradas, presentes na coluna III da Tabela 5 (METCALFE, 1989).

Se o Índice for menor que 5 a estação de coleta é considerada poluída. Caso os ambientes lóticos e lênticos tenham uma diferença de mais que duas unidades e um

deles seja menor que 5, o ambiente também será considerado poluído (PERSOONE & DE PAUW, 1979 apud METCALFE, 1989).

Na Tabela 6 estão representados os Limites Taxonômicos de Identificação das Unidades Sistemáticas para o Índice Biotique.

5.1.2.2.1. Índices Bióticos Baseados no IB

5.1.2.2.1.1. Índice Biologique de Qualité Général (IBG)

Criado por Verneaux, que juntamente com Tuffery criou o Índice Biotique, em 1982, este índice mostrou-se mais preciso e sensível em águas francesas que seu antecessor, devido a mudanças nos métodos de coleta e uma ampliação na quantidade de indicadores biológicos.

TABELA 6 – LIMITES DA IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA PARA O ÍNDICE BIOTIQUE

| Ordens | Limites |
|---------------|--|
| Plecoptera | gênero |
| Trichoptera | família ou gênero dependendo do caso |
| Ephemeroptera | gênero |
| Odonata | gênero |
| Coleóptera | família |
| Mollusca | gênero ou espécie dependendo do caso |
| Crustácea | família |
| Megaloptera | gênero |
| Hemiptera | gênero |
| Diptera | família, sub – família ou tribo dependendo do caso |
| Planaridae | gênero ou espécie dependendo do caso |
| Hirudínea | gênero ou espécie dependendo do caso |
| Oligochaeta | família |
| Nematoda | presença |
| Hydracari | presença |

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

No IBG oito diferentes habitats, selecionados devido à sua velocidade da água e tipo de substrato, devem ser amostrados em cada estação de coleta. Caso uma destas tenha vários locais com diferentes correntezas, serão amostrados locais com a velocidade da água mais comum. Se, por outro lado, o substrato for muito homogêneo, os oito habitats serão amostrados segundo as diferentes correntezas da água.

Neste índice os organismos serão identificados até o nível de família. Em alguns casos, porém, serão identificados até o nível de classe, como em oligochaeta. Há a presença de 10 grupos faunísticos em um total de 135 Unidades Sistemáticas. (METCALFE, 1989).

5.1.2.2.1.2. Indice Biologique Global

Baseado no Indice Biotique e no Indice Biologique de Qualité Générale, este índice criado por Afnor em 1985 difere de seus precursores no fato de possuir nove grupos faunísticos formados por diferentes táxons indicadores.

A determinação deste índice ocorrerá pela intersecção do grupo faunístico com maior sensibilidade encontrado (ao menos três indivíduos devem ter sido encontrados) e a diversidade encontrada na amostra, subdividida em doze grupos como pode ser observado na Tabela 7 (METCALFE, 1989).

5.1.2.2.1.3. BELGIAN BIOTIC INDEX (BBI)

O Trent Biotic Index e o Indice Biotique foram exaustivamente testados para ser analisado qual seria o ideal para utilização na Bélgica. No entanto, ambos demonstraram imperfeições ao monitoramento da qualidade da água dos rios deste país. No índice francês observou-se que o método de coleta com Surber ou Grab não foram adequados aos rios belgas, pois o primeiro teve bons resultados quantitativos porém consomem muito tempo para as coletas e o segundo obtinha amostras muito pequenas e muita lama e lodo. Além destes fatores os rios deste país não têm clara

TABELA 7 – INDICE BIOLOGIQUE GLOBAL

| | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |
|-----------------------|------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|
| Grupos Faunísticos | | 39 | 36 | 33 | 29 | 25 | 21 | 17 | 13 | 9 | 6 | 3 |
| Diversidade total | > 40 | 37 | 34 | 30 | 26 | 22 | 18 | 14 | 10 | 7 | 4 | 1 |
| Chloroperlidae | | | | | | | | | | | | |
| Perlidae | | | | | | | | | | | | |
| Perlodidae | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 |
| Taeniopterygidae | | | | | | | | | | | | |
| Capniidae | | | | | | | | | | | | |
| Brachycentridae | | | | | | | | | | | | |
| Odontoceridae | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 |
| Philopotamidae | | | | | | | | | | | | |
| Leuctridae | | | | | | | | | | | | |
| Glossosomatidae | | | | | | | | | | | | |
| Goeridae | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 |
| Leptophlebiidae | | | | | | | | | | | | |
| Nemouridae | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 |
| Lepidostomatidae | | | | | | | | | | | | |
| Sericostomatidae | | | | | | | | | | | | |
| Ephemeridae | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 |
| Heptageniidae | | | | | | | | | | | | |
| Hydroptilidae | | | | | | | | | | | | |
| Limnephilidae | | | | | | | | | | | | |
| Rhyacophilidae | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 |
| Palymitarcidae | | | | | | | | | | | | |
| Potamanthidae | | | | | | | | | | | | |
| Leptoceridae | | | | | | | | | | | | |
| Polycentropodidae | | | | | | | | | | | | |
| Psychomyidae | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 |
| Ephemerellidae | | | | | | | | | | | | |
| Hydropsychidae | | | | | | | | | | | | |
| Baetidae | | | | | | | | | | | | |
| Caenidae | | | | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 |
| Triclades | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae | | | | | | | | | | | | |
| Odonates | | | | | | | | | | | | |
| Gammaridae | | | | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | |
| Mollusques | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae Achetes | | | | | | | | | | | | |
| Asellidae Oligochetes | | | | | | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |

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

distinção entre localidades lânticas e lólicas, que seriam analisadas separadamente no índice francês (DE PAUW & VANHOOREN, 1983). Para identificação do índice biótico que seria utilizado percebeu-se que o índice francês aplicado com método de coleta Handnet na Bélgica obteve valores intermediários entre o Índice Biotique com Subers e Grab e o TBI com Handnet (DE PAUW & VANHOOREN, *op cit*).

Desta maneira o Belgian Biotic Index (DE PAUW & VANHOOREN, 1983) formou-se com o método de coleta do Handnet, como proposto no Trent Biotic Index, e o índice biótico como proposto proposto no Índice Biotique (Tabela 5) (DE PAUW & VANHOOREN, *op cit*).

TABELA 8 – LIMITES TAXONOMICOS DO BELGIAN BIOTIC INDEX

| Grupo taxonômico | Nível determinante da Unidade Sistemática |
|------------------|---|
| Platyhelminthes | Gênero |
| Oligochaeta | Família |
| Hirudínea | Gênero |
| Mollusca | Gênero |
| Crustácea | Família |
| Plecoptera | Gênero |
| Ephemeroptera | Gênero |
| Trichoptera | Família |
| Odonata | Gênero |
| Megaloptera | Gênero |
| Hemíptera | Gênero |
| Coleóptera | Família |
| Díptera | Família |
| | Chironomidae Thummi - plumosus |
| | Chironomidae non – thummi - plumosus |
| Hydracarina | Presença |

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

Algumas modificações foram feitas em relação ao método francês. Como será utilizado Handnet para coletas, com redes de 300 a 500µm, os nematodas não serão coletados; os chironomideos serão divididos em dois grupos sistemáticos: thummi –

plumosus e thummi – plumosis, pois têm diferentes tolerâncias à poluição. Outros grupos, como trichoptera, mollusca, díptera, plathelminthe e hirudínea foram identificados até família ou gênero (Tabela 8).

O Belgian Biotic Index demonstrou confiabilidade em aplicações nos rios Alfeios e Pineus (Peloponeso, Grécia), pois ao ser comparado com vários índices bióticos (TBI, ETBI, BBI, BMWP, ASPT, BMWP', IASPT, Lincoln Quality Index e o Índice Biótico Esteso) foi considerado, juntamente com o Índice Biotico Esteso, o mais confiável (ILIOPOULOU – GEORGUDAKI *et al.*, 2003).

No sul da Suécia o BBI é um bom indicador da qualidade ambiental (DAHL *et al.*, 2004), diferenciando pontos ácidos de pontos não – ácidos (SANDIN *et al.*, 2000).

5.1.2.3 Chandler's SCORE SYSTEM

Trabalhando no River North Esk e no Lothian Rivers na Grã – Bretanha Chandler percebeu que os macroinvertebrados bentônicos têm um grande potencial no monitoramento ambiental, sendo um reforço aos dados físicos e químicos. Porém considerou que a principal falha dos índices bióticos que utilizam estes organismos seria não levar em conta a abundância , pois a presença de somente um individuo pode mudar a qualidade da água erroneamente (WASHINGTON, 1984).

Assim Chandler, em 1970, formulou o Chandler's Score System, ideal para ser utilizado em riachos de regiões montanhosas da Escócia (METCALFE, 1989) no qual inclui os “levels of abundance”, segundo propunha o Lothians Purification Board, e os grupos de macroinvertebrados segundo o Trent Biotic Index (WASHINGTON, 1984).

Para o calculo deste índice, os organismos em uma estação amostral são coletados, identificados em grupos segundo a tabela 9 e contados. O escore de cada grupo será determinado de acordo com a abundancia deste grupo e posteriormente serão somados. Não há um valor máximo na determinação deste índice.

Segundo BALLOCH (1976) *apud* WASHINGTON (1984), a sensibilidade deste índice é muito boa, sendo o melhor índice biótico. Apesar disto, BALLOCH (1976) lista diversas vantagens e desvantagens deste índice na Tabela 10.

TABELA 9 – ‘SCORE SYSTEM’ DO CHANDLER’S BIOTIC INDEX

| Grupos presentes nas amostras | Aumento da abundância | | | | |
|---|-----------------------|-------|-------|-----------|-----------------|
| | Presente | pouco | comum | abundante | Muito abundante |
| | (Pontos de escores) | | | | |
| Cada espécie de <i>Planaria alpina</i> | | | | | |
| Taeniopterygidae, Perlidae, Isoporidae, Chloroperlidae | 90 | 94 | 98 | 99 | 100 |
| Cada espécie de Leuctridae, Capniidae e Nemouridae (exceto <i>Amphinemura</i>) | 94 | 89 | 94 | 97 | 98 |
| Cada espécie de Ephemeroptera (exceto <i>Baetis</i>) | 79 | 84 | 90 | 94 | 97 |
| Cada espécie de “cased” caddis, Megaloptera | 75 | 80 | 86 | 91 | 94 |
| Cada espécie de <i>Ancylus</i> | 70 | 75 | 82 | 87 | 91 |
| Cada espécie de Rhyacophila (Trichoptera) | 85 | 70 | 77 | 83 | 88 |
| Gêneros de Dicranota, Limnophora | 60 | 65 | 72 | 78 | 84 |
| Gêneros do <i>Simulium</i> | 56 | 61 | 67 | 73 | 75 |
| Gêneros de Coleoptera e Nematoda | 51 | 55 | 61 | 66 | 72 |
| Gêneros de <i>Amphinemura</i> (Plecoptera) | 47 | 50 | 54 | 58 | 63 |
| Gêneros de <i>Baetis</i> (Ephemeroptera) | 44 | 46 | 48 | 50 | 52 |
| Gêneros de <i>Gammarus</i> | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 |
| Cada espécie do “uncased” Caddis (exceto Rhyacophila) | 38 | 36 | 35 | 33 | 31 |
| Cada espécie de Tricladida (exceto <i>P. alpina</i>) | 35 | 33 | 31 | 29 | 5 |
| Gêneros de Hidracarina | 32 | 30 | 28 | 25 | 21 |
| Cada espécie de Mollusca (exceto <i>Ancylus</i>) | 30 | 28 | 25 | 22 | 18 |
| Cada espécies de Chironomideos (exceto <i>Ch. riparius</i>) | 28 | 25 | 21 | 18 | 15 |
| Cada espécie de Glossiphonia | 26 | 23 | 20 | 16 | 13 |
| Cada espécie de Asellus | 25 | 22 | 18 | 14 | 10 |
| Cada espécie de leech (exceto <i>Glossiphonia</i> , <i>Haemopsis</i>) | 24 | 20 | 16 | 12 | 8 |
| Cada espécie de <i>Haemopsis</i> | 23 | 19 | 15 | 10 | 7 |
| Cada espécie de <i>Tubifex</i> sp. | 22 | 18 | 13 | 12 | 9 |
| Cada espécie de Chironomus <i>Riparius</i> | 21 | 17 | 12 | 7 | 4 |
| Cada espécie de Nais | 20 | 16 | 10 | 6 | 2 |
| Cada espécie com exemplares com respiração aérea | 19 | 15 | 9 | 5 | 1 |
| Sem vida animal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

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

As principais críticas feitas a este índice foi de que é muito complicado, por ter uma identificação taxonômica muito detalhada; níveis de identificação taxonômicas não são uniformes; e aplicabilidade restrita, por ser somente aplicável em rios de regiões montanhosas (METCALFE, 1989). No entanto, segundo COOK (1976) citado por METCALFE (1989), este método pode ser aplicado a regiões montanhosas e não montanhosas, além de propiciar resultados comuns com a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

TABELA 10 – VANTAGENS E DESVANTAGENS DO CHANDLER'S BIOTIC INDEX

| | |
|--------------|---|
| Vantagens | |
| a) | Disposição gradativa dos valores dos escores: a ausência de valores fixados permite uma maior quantidade de valores de qualidade da água possíveis de serem determinados; |
| b) | Incorpora uma lista compreensiva de macroinvertebrados bentônicos dispostos na ordem de aumento da tolerância à poluição orgânica; |
| c) | Inclui a abundância relativa das espécies como parâmetro; |
| d) | Sensível a variações na qualidade da água de rios com poluição suave e moderada; |
| e) | Não estabelece rigorosamente uma técnica de coleta; |
| Desvantagens | |
| a) | A tolerância das espécies é discutível; |
| b) | Não reduz o valor do escore para numeração mais facilmente compreensível por não – biólogos; |
| c) | <i>Gammarus</i> recebe um escore de 40 independentemente de sua abundância, o que pode alterar significativamente os resultados. |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems, Vol. 18, n. 6, p. 653 – 694, 1984.

5.1.2.3.1. Índices Bióticos Baseados no Chandler's Score System

5.1.2.3.1.1. The average Chandler Biotic Score

Balloch *et al.*, (1976) criaram este escore pois perceberam que o Chandler's Score System estava resultando em baixos escores, o que indicaria altos níveis de poluição, nas estações amostrais limpas em regiões altas. Este fator estaria ocorrendo

pois a comunidade de macroinvertebrados é naturalmente menor nestas regiões devido a fatores como a temperaturas, altitude, velocidade da água e substrato (WASHINGTON, 1984).

A novidade no Average Chandler Biotic Score é que o escore de certa estação de coleta será dividido pelo número de grupos (Tabela 10) encontrados na amostra. Segundo seus criadores este cálculo torna os escores das regiões mais altas condizentes com a qualidade da água nestas regiões. Neste índice o valor dos escores varia de 0 a 100, diferentemente que no seu sucessor, que não tem valor máximo pré – fixado (WASHINGTON, *op cit*).

5.1.2.3.1.2 Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP score system)

Durante a década de 60, no Reino Unido, houve um aumento da preocupação dos órgãos públicos com o meio ambiente, em especial com o monitoramento da qualidade das águas. Desta maneira foram implementadas em 1963 leis ao Water Act (legislação pertinente no Reino Unido referente à qualidade da água) que instituíam os Water Authorities, que seriam profissionais responsáveis pela preservação da vida nas águas (HAWKES, 1997).

Como resultados destas medidas o Department of the Environment (Departamento do Meio Ambiente do Reino Unido) cobrou uma classificação biológica e química dos corpos d'água no National River Pollution Survey (Classificação da poluição dos rios nacionais), periódico formado para este propósito e que teve seu primeiro volume em 1970, sendo o primeiro reconhecimento oficial de monitoramento biológico na Inglaterra (HAWKES, *op cit*).

Neste monitoramento foram reconhecidos quatro classes (A, B, C e D) de invertebrados e peixes indicadoras de diferentes qualidades da água. Como a relação entre dados físico – químicos e biológicos foram desapontadores o Department of the Environment admitiu a obrigação de adequar algumas classificações biológicas para aplicação em todos os tipos de rios do Reino Unido, visto que houve mais concordância entre parâmetros físico – químicos e biológicos nos rios rápidos que nos rios lentos,

além de ser observado que em todos os rios erodidos a classificação biológica resultou em “bom estado” (HAWKES,1997).

Tendo em mente estas mudanças necessárias o comitê responsável pela qualidade da água no Reino Unido, chamado de STACWQ (Environment Standing Technical Advisory Committee on Water Quality) criou o BMWP (Biological Monitoring Working Party) em março de 1976, sendo este um grupo de trabalho do departamento do meio ambiente, que teve os seguintes objetivos gerais: Recomendação de uma classificação biológica da qualidade da água para uso no River Pollution Survey, meios de implementação desta classificação e relações entre classificações biológicas e químicas (HAWKES, *op cit*).

Para serem alcançados estes objetivos os integrantes do BMWP decidiram que deveriam produzir um sistema baseado em escores através de macroinvertebrados, para inferir a qualidade ambiental nos rios do Reino Unido. Através da colaboração de integrantes de órgãos do meio ambiente e de várias universidades do Reino Unido, concluiu-se o relatório final que formou o Biological Monitoring Working Party Score System, em 1978. As cinco principais características deste método eram:

I. Os organismos coletados deixaram de ser identificados a níveis taxonômicos heterogêneos, como ocorria no Chandler's Biotic Score (principal método no qual o BMWP score system se baseou). Normatizou – se que seriam identificados até o nível de família;

II. Não foi incluída a abundância, visto que métodos qualitativos de coleta poderiam não justificar cientificamente este fator;

III. Os rios foram separados em zonas de erosão e de deposição;

IV. Não foi possível estabelecer normas definitivas para padronização dos métodos de coletas

V. Cada família teve um escore referente a quando foi coletada na Zona de Erosão e na Zona de Deposição. Os escores de cada família foram determinados por nove especialistas do BMWP, que os caracterizaram segundo as espécies mais tolerantes de cada um destes grupos. O escore de cada estação de coleta é a soma dos escores de todas as famílias encontradas (Tabela 11) (HAWKES, 1997).

TABELA 11 – BMWP SCORE SYSTEM

| Famílias | Escore | |
|---|----------------|-------------------|
| | Zona de Erosão | Zona de Deposição |
| Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Ephemerellidae Potamanthidae Ephemeridae Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae | 80 | 100 |
| Astacidae Lestidae Agriidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Cordullidae Libellulidae Psychomyiidae Philopotamidae | 60 | 80 |
| Caenidae Nemouridae Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae Neritidae Viviparidae Ancylidae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae Gammaridae Platynemididae Coenagriidae | 50 | 70 |
| Mesovellidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae Notonectidae Pleidae Corixidae Haliplidae Hyglobiidae Dytiscidae Gyrinidae Hydrophilidae Clambidae Helodidae Drypidae Elimithidae Chrysomelidae Curculionidae Hydropsychidae Tipulidae Simullidae Planariidae Dendrocoelidae | 30 | 30 |
| Baetidae Sialidae Piscicolidae | 20 | 20 |
| Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Sphaeriidae Glossiphoniidae Hirudidae Eropedellidae Asellidae | 10 | 10 |

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

O BMWP score system vem sendo utilizado e adaptado em vários países, como Brasil (Loyola, 2000), Canadá (BARTON; METCALFE, 1992 *apud* CZERNIAWSKA – KUSZA, 2005), Thailandia (MUSTOW, 2002 *apud* CZERNIAWSKA – KUSZA, 2005), Espanha (ALBA – TECEDOR, 1996), dentre outros. No entanto, sua utilização em rios gregos, como o Alfeios e o Pineias, da região do Peloponeso (ILIOPOULOU – GEORGUDAKI, 2003) e no rio Axios, no norte da Grécia (KAMPA, E. *et al*, 2000), não são eficazes na determinação da qualidade da água, visto que famílias de dípteras muito freqüentes na região não são incluídas no BMWP score system, demonstrando que em certas localidades a utilização deste método, sem prévia adaptação, não é aconselhada.

5.1.2.3.1.3. BMWP Modificado

Em 1979 especialistas dos órgãos governamentais no Reino Unido concluíram que o BMWP score system deveria sofrer certas modificações, que foram: valores do escore de 1 –10 ao invés de 1 –100 e as zonas de erosão e de deposição não seriam mais analisadas separadamente (Tabela 12). É importante salientar que o BMWP Modificado foi o método utilizado na Reino Unido, ao invés do BMWP score system originalmente proposto e que foi o único publicado oficialmente (CHESTERS, 1980).

5.1.2.3.1.4. IBMWP (BMWP') e BMWQ

Diferentemente que no Reino Unido, nos países da península Ibérica (Portugal, Espanha, Andorra e Gibraltar) não há um uso oficial, em órgãos públicos (Departamento do Meio Ambiente), dos índices de biomonitoramento (ALBA – TECEDOR, 1996). Entratanto existem índices específicos com aplicabilidade para toda esta região. O principal método utilizado na região é o IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), criado originalmente com a denominação de BMWP' por Alba – Tercedor e Jimenez – Millán (1987).

TABELA 12 – BMWP MODIFICADO

| Familias | Escore |
|---|--------|
| Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Ephemerellidae Potamanthidae Ephemeridae Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae | 10 |
| Lestidae Aagriidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Cordullidae Libellulidae Astacidae Psychomyiidae Philopotamidae | 8 |
| Caenidae Nemouridae Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae | 7 |
| Neritidae Viviparidae Ancylidae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae Gammaridae Platyenemididae Coenagriidae | 6 |
| Mesovellidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae Notonectidae Pleidae Corixidae Halipidae Hyglobiidae Dytiscidae Gyrinidae Hydrophilidae Clambidae Helodidae Drypidae Eliminthidae Chrysomelidae Curculionidae Hydropsychidae Tipulidae Simullidae Planariidae Dendrocoelidae | 5 |
| Baetidae Sialidae Piscicolidae | 4 |
| Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Sphaeriidae Glossiphoniidae Hirudidae Eropebdellidae Asellidae | 3 |
| Chironomidae | 2 |
| Oligochaeta (Toda classe) | 1 |

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

O IBMWP é uma adaptação do BMWP Modificado, ao qual foram incluídas novas famílias e modificadas a pontuação do escore de certas famílias (Tabela 13). O escore da estação de amostra é resultado da soma da pontuação de todas as famílias encontradas, que podem variar de 10 (mais sensíveis a poluição) a 1 (mais resistentes a poluição).

Com o objetivo de classificar a qualidade da água em uma estação de amostra, e não somente possibilitar a comparação com outra estação, foram feitas as classes de qualidade (Tabela 14).

Com relação ao método de coleta, em corpos de água mais profundos, pode-se utilizar substratos artificiais. Estes são construídos com uma malha de plástico formando um cubo de 25 cm de lado, que será enchida com pedras de aproximadamente uns 5 cm. Para evitar a exclusão de organismos durante a retirada do substrato artificial da água, o fundo e as laterais são preenchidas com malha de 0,5 mm. São introduzidos dentro do cubo pedaços de galhos e buchas para propiciar maior quantidade de habitats para os organismos colonizadores (ALBA – TERCEDOR, 1996).

O IBMWP tem-se mostrado eficaz para determinar o efeito da contaminação por alpechin (resíduo da indústria azeiteira) nos rios da bacia do Guadalquivir, na Espanha (ZAMORA – MUÑOS ; ALBA – TERCEDOR; 1996 *apud* ALLONSO; CAMARGO; 2005); para identificar diversas perturbações em rios da Comunidade Valenciana e na província de Barcelona (MARTINEZ – LÓPEZ *et al.*, 1996; RUEDA *et al.*, 1998; BONADA *et al.*, 2000 *apud* ALLONSO; CAMARGO; 2005); para acessar a qualidade da água nos rios Alfeios e Pineias, na região do Peloponeso na Grécia, tendo apenas que as famílias Rhagionidae (Diptera) e a Elminthidae (Coleoptera) serem incluídas (ILIOPOULOU – GEORGUDAKI *et al.*, 2003); afinidade com o IBPAMP (Índice Biótico para rios dos Pampas) quando aplicados na região dos pampas argentinos (CAPITULO, *et al.* 2001); adequação e utilização pelo Instituto Ambiental do Paraná para monitorar as águas deste estado (Ver seção 4.3.4) (LOYOLA, 2000).

Porém estudos em Portugal comparando vários índices em diferentes condições ambientais concluíram que o IBMWP não sofreu alterações em ambientes com






TABELA 13 – IBMWP (IBERIAN BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY SCORE SYSTEM)

| Famílias | Escore |
|---|--------|
| Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Potamanthidae Ephemeridae Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae | 10 |
| Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae Athericidae Blephariceridae | |
| Astacidae Lestidae Calopterygidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Cordullidae Libellulidae Psychomyiidae Philopotamidae Glossomatidae | 8 |
| Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae Ecnomidae | 7 |
| Neritidae Viviparidae Ancylidae Thiaridae Hydroptilidae Corophiidae Unionidae Gammaridae Atyidae Platynemididae Coenagriidae | 6 |
| Oligoneuriidae Polymirtarcidae Drypidae Elmidae Helophoridae Hydrochidae Hydraenidae Clambidae Hydropsychidae Tipulidae Simuliidae Planariidae Dendrocoelidae Dugesidae | 5 |
| Baetidae Caenidae Halplidae Curculionidae Chrysomelidae Tabanidae Stratiomyidae Empididae Dolichopodidae Dixidae Ceratopogonidae Anthomyidae Limoniidae Psychodidae Sciomyzidae Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina | 4 |
| Mesovellidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae Pleidae Veliidae Notonectidae Vorixidae Helodidae Hydrophilidae Hygrobiidae Dytiscidae Gyrinidae Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Bithyniidae Bythinellidae Sphaeriidae Glossiphoniidae Hirudidae Eropebdellidae Asellidae Ostracoda | 3 |
| Chironomidae Culicidae Ephydriidae Thaumaleidae | 2 |
| Oligochaeta (Toda classe) Syrphidae | 1 |

FONTE: ALBA – TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IX Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), 9, 1996, Almería. p. 203 – 213.

diferentes qualidades da água (MORAIS *et al.*, 2004). É importante salientar que devido ao fato de Portugal ser um país da península ibérica esperasse que o IBMWP funcionasse corretamente neste país, já que este índice foi proposto para toda aquela região da Europa.

TABELA 14 – CLASSES DE QUALIDADE: SIGNIFICADO DOS VALORES DO IBMWP E CORES PARA REPRESENTAÇÕES CARTOGRÁFICAS.

| Classe | Qualidade | Valor | Significado | Cor |
|--------|-----------------|-------------------|---|---|
| I | "Boa" | >150 101 – 120 | Águas muito limpas Águas não contaminadas e não alteradas de modo sensível |  |
| II | "Aceitável" | 61 - 100 | Sem evidência alguma de contaminação |  |
| III | "Duvidosa" | 36 – 60 | Águas contaminadas |  |
| IV | "Crítica" | 16 – 35 | Águas muito contaminadas |  |
| V | "Muito crítica" | < 15 | Águas fortemente contaminadas |  |

FONTE: ALBA – TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IX Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), 9,1996, Almeria. p. 203 – 213.

No BMWQ (Biological Monitoring Water Quality), que foi produzido a partir do IBMWP para aplicação também na península ibérica, os escores das famílias variam de 1, para os grupos mais resistentes, até 15, para os mais sensíveis a poluição.

Este índice tem demonstrado eficiência na identificação do efeito de efluentes contaminados com resíduos dos tanques de criação peixes em rios do centro e norte da Espanha (CAMARGO, 1993; 2005); de efluentes contaminados por águas residuais urbanas no rio Henares (CAMARGO *et al.*, 2004; ALONSO *et al.*, 2005a; 2005b); em descargas de águas com elevada concentração de nutrientes em uma represa situada na cabeceira do rio Montana (CAMARGO *et al.*, 2004).

5.1.2.4. Graham's index

Adaptação do TBI para o periódico inglês Lhothians Rivers Purification Board em 1965, este índice caracteriza os rios em uma escala de 1 (rios limpos) a 6 (rios sem macroinvertebrados) (tabela 15).

Se for considerado que todas as espécies de um grupo reajam à poluição da mesma maneira, os índices bióticos podem apresentar resultados catastróficos, principalmente se ocorrerem erros nos procedimentos de coleta. Porém, o Graham's index contornou este problema ao ser exposto no periódico Lothians River Purification Board como uma média dos valores dos índices em um período de um ano em cada estação de coleta (CHANDLER, 1970 *apud* WASHINGTON, 1984). Entretanto, mesmo com este procedimento este índice não pode ser considerado previsível.

TABELA 15 – GRAHAM'S BIOTIC INDEX

| | Número de grupos | Índice |
|--|------------------|--------|
| Stone – flies e non – baetid may – flies presentes | 10 + 9 | 1 2 |
| Um ou os dois grupo acima ausentes; caddis e shrimps Presentes | 10 + 9 | 2 3 |
| Stone flies, non-baetid may-flies e caddis ausentes <i>Baettis</i> , Shrimps, <i>Assellus</i> , Snails ou leeches presentes | 10 + 9 | 3 4 |
| Todos os grupos acima ausentes. Fauna restrita à <i>Tubifex</i> , <i>Nats</i> , midge larva ou blood worms. | | 5 |
| Nenhum macroinvertebrados encontrado | | 6 |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems, Vol. 18, n. 6, p. 653 – 694, 1984.

Balloch (1976), *in* Washington (1984), afirma que a média anual dos índices do Graham's Index piora a aplicabilidade deste índice. Segundo o autor este é menos sensível às modificações ambientais que o TBI, não sendo mais utilizado por nenhum órgão ambiental após 1972.

5.2. UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES BIÓTICOS NA UNIÃO EUROPÉIA NA ATUALIDADE: AQEM PROJECT.

A Directiva – Quadro da Água (DQA), ou também EU Water Framework Directive (WFD, directive 2000/60/EC), ocorrido em 2000, estabeleceu “um quadro de ação comunitária no domínio da política da água através da coordenação, integração e adaptação das estruturas normativas e institucionais dos Estados Membros aos princípios gerais de proteção e uso sustentável das águas da Comunidade Européia” (ALVES *et al*, 2002).

Os macroinvertebrados bentônicos são utilizados, diferentemente de outros bioindicadores, para detectar diversos tipos de impactos antrópicos, como poluição por descargas orgânicas, acidificação e degradação de habitats. Por esse motivo foi fundado, durante o DQA, o projeto AQEM¹, que teve como objetivo padronizar os métodos de inferir a qualidade dos rios através de macroinvertebrados bentônicos (HERING *et al.*, 2004).

Os dados para a formulação do AQEM foram coletados em rios de oito países (Áustria, Republica Tcheca, Alemanha, Grécia, Holanda, Portugal e Suécia) e foram seguidos os seguintes métodos:

- foram padronizados 29 “tipos de rios europeus”, que foram definidos por terem composição biótica e abiótica característica, como tamanho, ecoregião, geologia e altitude;
- estabelecidos 11 ecoregiões (ILLIES, 1978);
- Foram analisados perturbações causadas por poluição orgânica, acidificação e degradação da morfologia dos rios;
- Seleção de 11 a 30 pontos de coleta em cada “tipo de rio”, que seriam classificados como “rio referência”, seguindo os critérios de Hering *et al.* (2003) até altamente degradado;

¹ The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates.

- coletas dos organismos em pelo menos duas estações do ano, segundo métodos propostos pelo Rapid Bioassessment Protocols (BARBOUR *et al.*, 1999), US EPA (EPA, 1999) e o Austrian Guidelines 'Saprobiology' (MOOG *et al.*, 1999) e identificados até o nível de espécie, se possível;
- medir parâmetros físicos e químicos e características da morfologia do rio;
- testar vários métodos e selecionar os que obtiveram resultados mais parecidos com parâmetros hidromorfológicos e químicas;
- reunir estes métodos em índices multimétricos;
- definir ecologicamente cada "tipo de rio" como 'high', 'good', 'moderate', 'poor' e 'bad' (HERING *et al.*, 2004).

5. 3. UTILIZAÇÃO E ADAPTAÇÃO DE ÍNDICES BIÓTICOS PARA A AMÉRICA DO SUL

5.3.1. Colômbia

Vários estudos de indicadores biológicos foram feitos na Colômbia. Roldán *et al.* (1973) foram os primeiros a realizar trabalhos com indicadores biológicos deste país, sendo estudado os macroinvertebrados e sua relação com o grau de contaminação no rio Medellín. Este também foi estudado dez anos depois por Matthias & Moreno (1983), que correlacionaram os aspectos físicos e químicos com a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

O BMWP foi primeiramente adaptado para indicar a qualidade das águas na Colômbia por Roldán (1997; 1999), *in* Roldán (2003), havendo adaptações para o Valle Del Cauca (ZÚÑIGA DE CARDOSO *et al.*, 1997 *apud* ROLDÁN, 2003), para águas epicontinentais da Colombia (ZAMORA, 1999 *apud* ROLDÁN 2003) e para a bacia de Piedras Blancas (ROLDÁN, 2001 *apud* ROLDÁN, 2003).

Na Tabela 16 é demonstrado o BMWP/ Col., que foi elaborado por Roldán (2003), que modificou as famílias segundo as existentes na Colômbia.

5.3.2. Chile

Estudos vem sendo feitos no Chile para determinar quais índices são os mais propícios para utilização neste país. O Índice Biótico de Famílias (HILSENHOFF, 1988) foi aplicado na Bacia Hidrográfica do Rio Damas, no sul do Chile (FIGUEROA *et al.*, 2003). Esta região tem intensa atividade agrícola e de criação de gado, que se traduz em intensa descarga de adubo e esterco nos rios, enriquecendo – os com fósforo e nitrogênio.

TABELA 16 – BMWP/Col.

| Famílias | Escore |
|--|--------|
| Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilocactyliae Chordodidae, Gomphidae, Gydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae Oligoneuridae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae | 10 |
| Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcydae Xiphocentronidae | 9 |
| Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae Plaidae, Pseudothelpulsidae, Saldidae, Simullidae, Vellidae | 8 |
| Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae Glossossomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae. | 7 |
| Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae | 6 |
| Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae | 5 |
| Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae | 4 |
| Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae | 3 |
| Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae | 2 |
| Tubificidae | 1 |

FONTE: ROLDÁN, G. A. **Bioindicación de la calidad de las aguas en Colombia**. Antioquia: Editorial Universidad de Antioquia, p. 31, 2003.

Neste trabalho foi correlacionado o Índice Biótico de Famílias com as características físicas e químicas da coluna d'água, concluindo – se que este índice relacionou-se positivamente com Fósforo Total, Temperatura, Nitrito, Condutividade Elétrica e DBO, tendo uma relação negativa somente com o Oxigênio Dissolvido.

Na parte alta da bacia, a qualidade da água nos rios foi de excelente a relativamente ruim (índices de 3,3 a 6,0) e no fim da bacia os rios foram caracterizados como de classe ruim (índice de 7,5 a 11,2), sendo observado um padrão similar entre estes índices e a abundância e biomassa de organismos, e um padrão inverso à riqueza.

A partir destes resultados concluiu – se que o Índice Biótico de Famílias é um bom indicador da qualidade da água nos rios do sul do Chile em áreas com intensa atividade agropastoril.

5.3.3. Argentina

A região dos pampas argentinos é caracterizada por rios pequenos, lamosos e ricos em detritos orgânicos, pouca correnteza, tendo assim características biológicas diferentes de rios de outras regiões (CAPITULO, 2001).

Desta maneira foi necessária produção de índices bióticos específicos para rios da região. O IBPAMP (Índice Biótico para Rios dos PAMPas) (CAPITULO *et al.*, 2001), o IMRP (Índice com Macroinvertebrados para Rios dos Pampas) (CAPITULO, 1999) e o 'BMWP' (ALBA – TERCEDOR; JIMENEZ – MILLÁN, 1987) adaptado aos táxons dos rios dos pampas (CAPITULO, 1999) foram índices produzidos com este objetivo.

O IBPAMP é baseado no Índice Biotique (TUFFERY; VERNAUX, 1967), no Belgian Biotic Index (DE PAUW; VANHOOREN, 1983), nos princípios de Ghetti (1986), Prat *et al.* (1986; 1999), Corigliano (1999) e Barbour *et al.* (1999), além de adaptar o índice a taxas com ocorrência na região dos pampas (CAPITULO, 2001).

No IBPAMP há sete grupos faunísticos com diferentes pontuações, que também dependem do número de unidades sistemáticas presentes, sendo separados em zonas com forte correnteza (Tabela 17) e de baixa correnteza (Tabela 18). O índice biótico

será determinado segundo grupo faunístico mais sensível encontrado, o número de unidade sistemáticas encontradas no grupo faunístico e no total de organismos coletados, sendo semelhante ao Índice Biotique.

O IBPAMP provou ser um bom método para utilização na região dos pampas argentinos, visto que se relacionou bem com parâmetros físicos e químicos, índices de diversidade, BMWP', o índice biótico de Chandler e o IMRP.

TABELA 17– CALCULO DO IBPAMP EM ZONAS RITRAIS

| Grupos faunísticos | | Número total de unidades sistemáticas presentes | | | | | | |
|---|-----------------------------|---|-----|------|-------|-------|-------|-----|
| | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16-20 | 21-25 | >26 |
| | | Índice biótico | | | | | | |
| 1. Trichoptera (Leptoceridae) | > 1 S.U. | --- | --- | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| | Apenas 1 S.U. | --- | --- | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| 2. Outros Trichoptera Lestidae, Elmidae, Gomphidae | > 1 S.U. | --- | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| | Apenas 1 S.U. | --- | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 3. Ancylidae, Decapoda, | > 1 S.U. | | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 4. Aeshinidae, Simuliidae, | Apenas 1 S.U. | | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 4. Outros Coleóptera, Ephemeroptera (exceto Caenidae), Libellulidae | Todas as S.U acima ausentes | --- | | | 5 | 6 | 7 | --- |
| 5. Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda | Todas as S.U acima ausentes | | 2 | 3 | 4 | 5 | | |
| 6. Tubificidae, Chironomidae vermelhos, Physidae, Culicidae | Todas as S.U acima ausentes | 1 | 1 | | 3 | | | |
| 7. Syrphidae, Enchitreidae, | Todas as S.U acima ausentes | --- | 0 | 1 | 2 | | | |

FONTE: CAPITULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCÓN, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, Vol. 35, p. 109 – 119, 2001.

NOTA: * Número de Unidades Sistemáticas encontradas neste grupo faunístico

TABELA 18 – CALCULO DO IBPAMP EM ZONAS DE POTAMAL

| Grupos faunísticos | Número total de unidades sistemáticas presentes | Índices bióticos | | | | | | |
|---|---|------------------|-----|------|-------|-------|-------|-----|
| | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16-20 | 21-25 | >26 |
| 1. Trichoptera (Leptoceridae) | > 1 S.U | --- | --- | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| | Apenas 1S.U | --- | --- | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| 2. Outros Trichoptera: Lestidae, Elmidae, Gomphidae, Unionidae | > 1 S.U | --- | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| | Apenas 1 S.U | --- | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 3. Outros Trichoptera: Lestidae, Elmidae, Gomphidae, Unionidae, | > 1 S.U | --- | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | Apenas 1 S.U | --- | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 4. Outros Coleóptera, Ephemeroptera (exceto Caenidae), Libellulidae | Todas as U.S acima ausentes | --- | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | --- |
| 5. Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda | Todas as U.S acima ausentes | | 2 | 3 | 4 | 5 | | |
| 6. Tubificidae, Chironomidae vermelhos, Physidae, Culicidae | Todas as U.S acima ausentes | | 1 | 2 | 3 | | | |
| 7. Syrphidae, Enchitreidae, | Todas as U.S acima ausente | --- | 0 | 1 | 2 | | | |

FONTE: CAPITULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCÓN, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, Vol. 35, p. 109 – 119, 2001.

NOTA: * Número de Unidades Sistemáticas encontradas neste grupo faunístico

5.3.4 Brasil

5.3.4.1. BMWP' adaptado pelo IAP

Desde 1995 o IAP (Instituto Ambiental do Paraná) já dispõe de uma classificação dos rios do estado segundo parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, que se baseiam na Resolução N° 20 de 18 de junho de 1986, do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986). Este sistema proposto pelo IAP estabelece cinco classes de qualidade de água, segundo seu uso preponderante (IAP, 1995).

Porém, devido ao custo e tempo envolvidos neste tipo de classificação o IAP desenvolveu projetos utilizando índices bióticos com macroinvertebrados bentônicos.

Utilizando – se de dados do projeto “Monitoramento da qualidade da água de efluentes da margem esquerda do Reservatório de Itaipu, através da análise de parâmetros físicos, químicos, bacteriológicos e macroinvertebrados bentônicos como

TABELA 19 – ÍNDICE IBMWP ADAPTADO PARA UTILIZAÇÃO PELO IAP

| Famílias | Escore |
|--|--------|
| Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Potamanthidae Ephemeridae Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae Athericidae Blephariceridae | 10 |
| Astacidae Lestidae Calopterygidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Cordullidae Libellulidae Psychomyiidae Philopotamidae Glossomatidae | 8 |
| Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae <u>Gripopterygidae</u> Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae Ecnomidae <u>Hydrobiosidae</u> Pylalidae <u>Psephenidae</u> | 7 |
| Neritidae Viviparidae Ancyliidae Thiaridae Hydroptilidae Unionidae <u>Mycetopodidae Hyriidae</u> Corophiidae Gammaridae Atyidae <u>Hyaellidae</u> <u>Paleomonidae Trichodactylidae</u> Platytenemididae Coenagriidae Leptohiphididae | 6 |
| Oligoneuriidae Polymirtarcidae Drypidae Elmidae Helophoridae Hydrochidae Hydraenidae Clambidae Hydropsychidae Tipulidae Simuliidae Planariidae Dendrocoelidae Dugesiidae <u>Aegidae</u> | 5 |
| Baetidae Caenidae Haliplidae Curculionidae Chrysomelidae Tabanidae Stratiomyidae Empididae Dolichopodidae Dixidae Ceratopogonidae Anthomyidae Limoniidae Psychodidae Sciomyzidae Rhagionidae Sialidae <u>Corydalidae</u> Piscicolidae Hidracarina | 4 |
| Mesovellidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae <u>Limnocoelidae</u> Pleidae Velidae Notonecridae Vorixidae Assellidae Ostracoda Helodidae Hydrophilidae Hygrobiidae Dytiscidae Gyrinidae Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Bithyniidae Bythinellidae Sphaeriidae Glossiphoniidae Hirudidae Eropebdellidae | 3 |
| Chironomidae Culicidae Ephydriidae Thaumaleidae | 2 |
| Oligochaeta (Toda classe) Syrphidae | 1 |

FONTES: LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória (ES). **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação**. São Paulo: Publ. ACIESP, 2000. p. 46 – 52.

NOTA: Famílias sublinhadas são as que foram adicionadas ao BMWP'.

bioindicadores” (IAP, 1999), desenvolvido em parceria com a Itaipu Binacional, foi adaptado o índice BMWP’ (IBMWP) para os rios do estado do Paraná, através da adição de novos grupos ao BMWP’ (Tabela 19).

5.3.4.2. BMWP Adaptado para a Bacia do Alto Rio das Velhas (Minas Gerais)

Junqueira *et al.* (2000) realizaram estudos de biomonitoramento na bacia do alto Rio das Velhas, porém foi necessário conhecer a sensibilidade dos organismos a diferentes graus de carga orgânica. Para tanto foram aplicadas análises físicas e químicas do sistema saprobiótico (LAWA, 1982; HÜTTER, 1984), que estabelece sete classificações da qualidade da água com diferentes concentrações de carga orgânica.

Correlacionando os organismos coletados anteriormente e a classificação da estação de coleta, foram determinados os escores dos grupos de organismos, isto é, a sensibilidade dos grupos à poluição orgânica.

O método escolhido foi o BMWP Score System por analisar os organismos até o nível de família, devido à limitação do conhecimento taxonômico nas comunidades bentônicas tropicais (JUNQUEIRA *et al.*, 2000) , e por mostrar-se o mais eficaz na Bacia do Alto Rio das Velhas (JUNQUEIRA, 1988).

As adaptações do BMWP consistiram, desta maneira, em inserir grupos presentes na bacia do rio das Velhas e ajustar a pontuação destas famílias (JUNQUEIRA, *et al.*, 2000), como pode ser visto na tabela 20.

5.4. CHUTTER INDEX

Elaborado em 1972 por Chutter, este índice mede a poluição por carga orgânica e seus subprodutos. Baseia – se em três hipóteses:

- Fauna de rios e riachos limpos podem ser definidos
- Fauna muda de um modo previsível quando carga orgânica é adicionada
- Quanto mais carga orgânica for adicionada maiores serão as mudanças na composição faunística.

TABELA 20 – BMWP score system adaptado para a bacia do alto rio das velhas (minas gerais)

| Familias | Escore |
|--|--------|
| Siphonuridae Gripopterygidae Odontoceridae Helicopsychidae Hydroscaphidae Leptophlebiidae | 10 |
| Perlidae Philopotamidae Psephenidae Microsporidaedae Ptyralidae Noctuidae Calopterygidae Libellulidae Aeshnidae Hebridae Leptohephidae | 8 |
| Polycentropodidae Hydrobiosidae Leptoceridae Staphylinidae Coenagrionidae Vellidae Glossosomatidae Hydroptiliidae | 7 |
| Nepidae Ancyliidae Unionidae Dixidae Hydropsychidae | 6 |
| Elmidae Gomphidae Naucoridae Gerridae Belostomatidae Corixidae Melovelidae Gyrinidae Hydrophilidae Dugesiidae Simuliidae Tipulidae Baetidae | 5 |
| Dysticidae Chrysomelidae Corydalidae Psephenidae Ceratopogonidae Empidoidea Gastrophilidae | 4 |
| Physidae Sphaeriidae Planorbidae Glossiphoniidae Athericidae Tabanidae Erpobdellidae | 3 |
| Chironomidae Psychodidae Stratiomyidae Syrphidae Ephidridae Sciomyzidae Culicidae | 2 |
| OLIGOCHAETA (todos) | 1 |

FONTE: JUNQUEIRA, M. V. (Coord.) **Emprego de bioindicadores de qualidade de água no monitoramento de bacias hidrográficas. II Bacia do rio das Velhas.** CETEC. Belo Horizonte, 1988.

Elaborado para aplicação na África do Sul, este índice pode ser utilizado somente com animais situados entre/nas pedras presentes na corrente da água, não estando presentes cladoceros e copepodas.

Para determinação do índice, os organismos que habitam águas limpas recebem pontuação mais baixa e os que habitam águas poluídas recebem pontuação mais alta, variando os valores de zero a dez (Tabela 21). A soma das pontuações de cada organismo dividida pela soma de indivíduos na amostra resultará no índice da estação de coleta. Os locais com índice mais próximo de zero serão considerados limpos e os mais próximos de dez serão considerados poluídos (Tabela 22).

TABELA 21 – CALCULO DO CHUTTER INDEX

| Baetid Ephemeroptera | | Valores de qualidade (dependente dos Baetid mostrados à esquerda) | | | |
|---------------------------------------|----------------------------|---|-------------|--|------------|
| Nº de espécies | Indivíduos de toda a fauna | Oligochaeta (exceto <i>Nais</i>) | <i>Nais</i> | <i>Cypridopsis</i> Chironomini (exceto <i>Chironomus</i>) | Simuliidae |
| 5 ou mais | Qualquer nº | 8 | 1 | 1 | 0 |
| 3 ou 4 | + 20 | 8 | 1 | 1 | 0 |
| | 10–20 | 8 | 3 | 3 | 3 |
| | 5–10 | 8 | 5 | 3 | 3 |
| | < 5 | 8 | 5 | 5 | 3 |
| 1 ou 2 | > 20 | 8 | 1 | 1 | 1 |
| | 10 –20 | 8 | 3 | 3 | 3 |
| | 5 – 10 | 8 | 5 | 5 | 5 |
| | < 5 | 8 | 8 | 7 | 5 |
| Ausentes | | 10 | 10 | 7 | 5 |
| Ephemeroptera | | Valor de qualidade segundo <i>B. harrisoni</i> | | Para obter a porcentagem de Baetid multiplicar por: | |
| Somente <i>B. harrisoni</i> | | 6 | | 0.5 | |
| B. <i>Harrisoni</i> e mais 1 espécie | | 4 | | 0.5 | |
| B. <i>Harrisoni</i> e mais 2 espécies | | 2 | | 0.5 | |
| B. <i>Harrisoni</i> e mais 3 espécies | | 0 | | 1.0 | |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*. Vol. 18. p. 653 – 694. 1984.

Segundo Pinkham & Person (1976), *in* Washington (1984) este índice não é uma boa medida da similaridade do ambiente, pois duas comunidades diferentes de animais podem ter índices bióticos idênticos. Chutter (1978), citado por Washington (1984), rebate esta crítica afirmando que este índice não foi produzido como uma medida de similaridade, mas sim para inferir sobre a qualidade da água de rios da África do Sul.

Hilsenhoff (1977), *apud* Washington (1984), propõe que este índice aponta somente a estrutura da comunidade, não avaliando as espécies ausentes. Chutter (1978), *in* Washington (1984), afirma que seu índice avalia as espécies ausentes, já que estas estarão incluídas em “all other taxa”, com pontuação zero. Afirma também que este índice não avalia a estrutura da comunidade, já que há cálculos de abundância.

TABELA 22 – A INTERPRETAÇÃO DO GRAU DE LIMPEZA DE UM RIO SEGUNDO CHUTTER INDEX

| Valor | Interpretação |
|-------|---|
| 0–2 | Rio limpos e sem poluição |
| 2–4 | Rios levemente enriquecidos com carga orgânica, que se deve a fatores naturais como efluentes com alta carga orgânica |
| 4–6 | Rios com alta taxa de carga orgânica. Quanto maior for o índice biótico maior a poluição. Não são detectáveis alterações químicas na água. Oxigênio dissolvido e taxa de nitrogênio modificados na composição da água e flutuações na taxa de oxigênio dissolvido |
| 7–10 | Águas poluídas com altas taxas de parâmetros químicos em associação com poluição orgânica. |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems, Vol. 18, n. 6, p. 653 – 694, 1984.

4.5. ÍNDICES BIÓTICOS DOS E.U.A

5.5.1. Wright and Tidd's Index

Este índice (WRIGHT; TIDD, 1933 *apud* WASHINGTON, 1984) é considerado o índice original por Myslinski e Ginsburg (1977), *apud* Washington (1984).

Utiliza a densidade total de oligochaetas para estimar a poluição de rios (WASHINGTON, 1984):

- Densidade de Oligochaetas menor que 1000 m² : Baixa poluição
- Densidade de Oligochaetas entre 1000 – 5000 m² : Poluição amena
- Densidade de Oligochaetas acima de 5000m² : Poluição severa

5.5.2. Goodnight and Whitley Index

Este índice (GOODNIGHT; WHITLEY, 1960 *apud* WASHINGTON, 1984) baseia – se no cálculo da abundância relativa de oligochaetas em relação aos macroinvertebrados restantes coletados, através da seguinte formula:

$$\frac{\text{N}^{\circ} \text{ de Tubificid (oligochaetas)}}{\text{N}^{\circ} \text{ de todos organismos bentônicos}} \times 100 = \text{Goodnight and Whitley's Index}$$

Áreas com mais que 80% destes vermes (Tubifex) foram consideradas “altamente poluídas”; as entre 60 e 80% foram classificadas como “provavelmente poluídas”; as com menos de 60% são as caracterizadas como em “boa condição” (WASHINGTON, 1984) .

Este índice não foi vastamente utilizado por ser de aplicação muito demorada, pois todos os organismos devem ser contados (WASHINGTON, *op cit*).

5.5.3. King and Ball's Index

Proposto em 1964 este índice é uma simplificação do Goodnight and Whitley Index, visto que mede o peso de insetos em relação ao de oligochaeta ao invés de contá-los, como pode ser observado na fórmula a seguir:

$$\text{Log} \frac{\text{Insect wt}}{\text{Tubified wt}} = \text{King and Ball's Index}$$

.Sendo wt: peso

Desta maneira este índice é uma medida biológica quantitativa com fácil aplicabilidade, por não ser necessário vasto conhecimento taxonômico para aplicá-lo. Outra vantagem deste índice é que identifica, além de poluição orgânica, a presença de metais pesados. Mesmo com estas vantagens este índice foi pouco aplicado. (WASHINGTON, 1984).

Segundo Hellowell (1977) este índice é cru e ingênuo, assim como o Goodnight and Whitley Index.

5.5.4. Brinkhurts Index

Brinkhurts (1966), citado por Washington (1984), propõe neste índice que seja feita a relação entre o número de espécies de tubificidas e a proporção de *Limnodrilus* com o número de todas as outras espécies. Constitui um índice útil para evidenciar poluição orgânica (WASHINGTON, 1984). Este índice, no entanto, pode ser influenciado por variação sazonal da abundância dos organismos (HELLAWELL, 1977 *apud* WASHINGTON, 1984).

5.4.5. Beck's Biotic Index

Criado em 1955, é um dos índices bióticos mais conhecidos, sendo o primeiro método a ter no nome a expressão 'biotic index'. Além disso muitos pesquisadores o consideram o primeiro verdadeiro índice biótico (WASHINGTON, 1984).

Para o cálculo deve-se estimar a riqueza de espécies que habitam predominantemente águas limpas (Classe I) e a riqueza de espécies tolerantes a moderadas quantidades de esgoto orgânico (Classe II), através da fórmula:

$$\text{Beck's Biotic Index: } 2 (S \times \text{Classe I}) + (S \times \text{Classe II})$$

Os valores deste índice variam de 0 a 40. Rios com pontuações de 10 a 40 podem ser considerados limpos; com valores de 1 a 6 devem ser considerados moderadamente poluídos; e abaixo de 1 devem ser caracterizados como altamente poluídos.

Este índice foi amplamente utilizado por órgãos ambientais dos Estados Unidos. Atualmente é utilizado, juntamente com dezenas de outros métodos que formam o Alaska Stream Condition Index (MAJOR, 2001), no biomonitoramento de rios do Alaska.

5.4.6. Heister's Modification to Beck's Index

Heister (1972), *in* Washington (1984), modifica o Beck's Index introduzindo mais três classes: Classe III (organismos vivendo em ambientes altamente poluídos), Classe IV (organismos vivendo independentemente da taxa de Oxigênio Dissolvido) e Classe V (organismos que não foram identificados taxonomicamente). Desta maneira todos os macroinvertebrados bentônicos são analisados neste índice.

A dificuldade em organizar os organismos coletados nestas cinco classes certamente levou este índice a ser pouco utilizado (WASHINGTON, 1984).

5.4.7. Beake's "Lake" Index

Este índice de Beak *et al.* (1959), consiste em determinar a densidade de uma ou mais espécies em diferentes distâncias de uma fonte poluidora. As diferenças nas densidades irão apontar o grau de poluição. O Gráfico de Controle Bivariado (Bivariate control chart) irá basear-se na média entre as densidades das duas estações de coleta.

As vantagens deste índice são a utilização de estatística, os resultados em uma escala e pouca taxonomia empregada, pois somente algumas espécies são estudadas. Já as desvantagens são que os organismos estudados podem ser resistentes ao stress, não havendo desta forma diferença entre os pontos; o "fator barulho" pode prejudicar as coletas; certas espécies podem ter sua densidade diminuída por eventos naturais (CAIRNS JUNIOR, 1977 *apud* Washington, 1984).

5.4.8. Beak's "river" index

Beak (1965), citado por Washington (1984), elaborou este índice através de estudos no Canadá, em rios com poluição tóxica e orgânica. Este índice baseia-se na disponibilidade de alimento nos habitats dos macroinvertebrados bentônicos, na sensibilidade destes a poluição e na densidade deste grupo (Tabela 23).

Os pontos de coleta podem ser caracterizados de 0 (poluição severa) a 6 (Áreas não poluídas), dependendo das características da comunidade encontrada nesta área (Tabela 23).

Neste índice é feita uma correlação com esta comunidade e a presença de peixes. Não há restrição de métodos de coleta e todos os macroinvertebrados são utilizados, não só os bioindicadores. Segundo Beak (1965), citado por Washington (1984), devem ser coletados também organismos em ambientes limpos, no intuito de serem comparados com os de ambientes poluídos.

TABELA 23 – BEAK “RIVER” INDEX

| Grau De Poluição | Índice biótico | Características da comunidade macroinvertebrados | Ocorrência de peixes |
|--------------------------------|----------------|--|---|
| Sem poluição | 6 | Sensitivos, facultativos e Tolerantes; predadores, herbívoros, filtradores e detritívoros bem representados | Ocorrência normal |
| Leve a moderada | 5 ou 4 | Predadores e herbívoros sensíveis tem sua população reduzida ou ausente. Predadores e herbívoros facultativos e possivelmente filtradores e detritívoros bem desenvolvidos e aumentando em número a medida que o índice aumenta. | Espécies sensíveis com menos indivíduos |
| Moderada | 3 | Todas as espécies sensíveis ausentes e predadores ausentes ou raros. Predadores da família Pelopiinae e herbívoros da Lendiperdinae presentes com densidade razoavelmente alta. | Apenas espécies resistentes presentes |
| Entre moderada e alta | 2 | Se poluição for tóxica espécies tolerantes e facultativas presentes em baixo número; se a poluição for orgânica poucas espécies tolerantes a baixos níveis de oxigênio estarão presentes em grande número | Se presentes, somente aqueles com alta tolerância |
| Alta | 1 | Apenas detritívoros mais tolerantes (Tubificidae) estarão presentes em larga escala | Muitos poucos ou ausência de peixes |
| Altíssima (normalmente tóxica) | 0 | Nenhum macroinvertebrado presente | Ausência |

FONTE: WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems, Vol. 18, n. 6, p. 653 – 694, 1984.

Este método foi pouco utilizado pois necessita de extensivas classificações (WASHINGTON, 1984), devido ao fato de todos os macroinvertebrados bentônicos serem utilizados. Além deste fator, o que dificultada a utilização deste índice é o fato de o hábito alimentar de muitas espécies não ser conhecido (CHUTTER, 1972 *apud* WASHINGTON, 1984).

5.5.9. Hilsenhoff's Index

Em 1972 nos EUA entrou em vigor legislação federal denominada Federal Water Pollution Control, ou simplificada Clean Water Act, que teve por objetivo garantir a restauração e manutenção da integridade química, física e biológica dos rios deste país.

A U.S EPA (Environmental Protection Agency), a partir do rigor da Clean Water Act, teve que estabelecer critérios para avaliar e manter a qualidade das águas. Hilsenhoff (1977) elaborou o Hilsenhoff Index enquanto trabalhava no U.S Department of Natural Resources, com o intuito de estabelecer estes critérios (PROJECT SEARCH, 2005).

Este índice baseou – se no Chutter Index e várias foram as modificações realizadas por Hilsenhoff: valores de qualidade variam de 0 a 5, ao invés de 0 a 10 como no Chutter's Index; há uma lista própria de taxons e valores correspondentes da qualidade da água; identificação dos organismos até o nível de espécie, que confere mais sensibilidade ao índice porém pode ser considerado uma falha deste, pois excessivo tempo é envolvido na identificação dos organismo até este nível taxonômico (WASHINGTON, 1984).

Outro ponto negativo deste índice é que não é especificado o tipo de poluição que este índice indica.

5.5.10. Family Biotic Index

O Family Biotic Index (FBI) (HILSENHOFF, 1988), assim como o Hilsenhoff Index (1977), também baseia – se no Chutter Index (1972).

No FBI os organismos são identificados até o nível de família. Para determinação do índice, o número total de indivíduos de cada família é multiplicado pelo seu valor de tolerância, que varia de 0 a 10 (Tabela 24). O resultado deste cálculo para todas as famílias é somado e posteriormente dividido pelo número total de indivíduos coletados

TABELA 24 – VALORES DE TOLERÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS BÊNTONICOS PARA A DETERMINAÇÃO DO FBI

| Ordem (ou classe) | Família | Valor de Tolerância | Ordem (ou classe) | Família | Valor de tolerância | |
|-------------------|-------------------|---------------------|-------------------|--------------|---------------------|-------------|
| Plecoptera | Gripopterygiidae | 1 | Magaloptera | Corydalidae | 0 | |
| | Notonemouridae | 0 | | Sialidae | 4 | |
| | Perlidae | 1 | Lepdoptera | Pyrilidae | 5 | |
| | Diamphipnoidae | 0 | | | | |
| | Eustheniidae | 0 | Platyhelminthes | Turbellaria | 4 | |
| | Austroperlidae | 1 | | | | |
| Ephemeroptera | Baetidae | 4 | Acari | | 4 | |
| | Caenidae | 7 | Decapoda | | 6 | |
| | Leptophlebiidae | 2 | Coleoptera | Elmidae | 4 | |
| | Siphoniridae | 7 | | | | Psephenidae |
| | Oligoneuridae | 2 | | Diptera | Athericidae | |
| | Ameletopsidae | 2 | | | Blephariceridae | 0 |
| | Coloburiscidae | 2 | Ceratopogonidae | | 6 | |
| | Oniscigastridae | 3 | Chironomidae | | 7 | |
| Odonata | Aeshnidae | 3 | Empididae | | 6 | |
| | Calopterygidae | 5 | Ephydriidae | | 6 | |
| | Gomphidae | 1 | Psychodidae | 10 | | |
| | Lestidae | 9 | imullidae | 6 | | |
| | Libellulidae | 9 | Tipulidae | 3 | | |
| | Coenagrionidae | 9 | Amphipoda | Gammaridae | 4 | |
| | Cordulidae | 5 | | | | Hyaellidae |
| | Petaluridae | 5 | Mollusca | Amnicolidade | 6 | |
| Trichoptera | Calamoceratidae | 3 | | Lymnaeidae | 6 | |
| | Glossosomatidae | 0 | | Physidae | 8 | |
| | Helicopsychidae | 3 | | Sphaeriidae | 8 | |
| | Hydropsychidae | 4 | | Chilinidae | 6 | |
| | Hydroptilidae | 4 | | Oligochaeta | 8 | |
| | Leptoceridae | 4 | Hirudínea | 10 | | |
| | Limnephilidae | 2 | | | | |
| | Ecnomidae | 3 | | | | |
| | Helicophidae | 6 | | | | |
| | Polycentropodidae | 3 | | | | |
| | Philopotamidae | 2 | | | | |
| | Hydrobiosidae | 0 | | | | |

NOTA :FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C; ARAYA, E.; PARRA, O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de água de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, Vol. 76, p. 275 – 285, 2003.

na estação amostral. Este valor resultará na classificação da qualidade da água (Tabela 25).

TABELA 25 – SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA BASEADO NO FBI

| Classes de Qualidade | Intervalos do FBI | Qualidade da Água |
|----------------------|-------------------|--------------------|
| I | < 3,75 | Excelente |
| II | 3,76 – 4,25 | Muito boa |
| III | 4,26 – 5,00 | Boa |
| IV | 5,01 – 5,75 | Regular |
| V | 5,76 – 6,50 | Relativamente ruim |
| VI | 6,51 – 7,25 | Ruim |
| VII | > 7,26 | Muito ruim |

NOTA: FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C; ARAYA, E.; PARRA, O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de água de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, Vol. 76, p. 275 – 285, 2003.

6. CONCLUSÕES

O sistema saprobiótico (KOLKWITZ; MARSSON, 1909) foi a base para a formação dos índices bióticos europeus, como o Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964). A partir deste foram criados importantes índices como o Extend Biotic Index, o Índice Biotique (TUFFERY; VERNEAUX, 1968), o Chandler's Score System (1970) e o Graham's Index (1965), que foram a base de diversos índices europeus formados posteriormente. Exemplos deste fato são o Belgian Biotic Index Method (DE PAUW & VANHOOREN, 1983), que surgiu a partir do Índice Biotique (TUFFERY & VERNEAUX, 1968) e do Trent Biotic Index (WOODIWISS, 1964), e o BMWP Score System, que baseou-se no Chandler Score System (1970). Atualmente na União Européia a utilização de índices bióticos esta regulamentada pelo AQEM Project, que foi estabelecido durante o EU Water Framework Directive (WFD, directive 2000/60/EC). Este projeto instituiu a utilização de índices multimétricos, isto é, análises de várias medidas conjuntamente (número de espécies, abundância dos grupos taxonômicos, diversidade e similaridade entre comunidades, medidas tróficas e índices bióticos), o estabelecimento de "rios referência" (excelente qualidade ambiental) e de ecorregiões, para que certa estação de coleta seja comparada com o "rio referência" de mesma ecorregião. Nos EUA houve a criação de vários índices, como o Wright and Tidd's Index (1933), o Beck's Biotic Index (1955) e o Hilsenhoff's Index (1977). Na atualidade os índices bióticos são utilizados nos Estados Unidos inseridos em Protocolos de Avaliação Rápida da qualidade da água (PAR), que, assim como o proposto pelo AQEM Project na União Européia, baseia-se na análise de índices multimétricos e do estabelecimento de ecorregiões. Na América do Sul são utilizadas adaptações de índices como o Family Biotic Index (HILSENHOFF, 1988) no Chile, o BMWP no Brasil e na Colômbia e o IBMWP (ALBA – TERCEDOR; JIMENEZ – MILLÁN, 1987) no Brasil, com exceção da Argentina que criou índices próprios, como o IBPAMP (CAPITULO *et al.*, 2001).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ALBA – TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IX Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), 9,1996, Almería. p. 203 – 213.
- ALBA – TERCEDOR, J.; JIMÉNEZ – MILAN, F. **Avaliación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del Río Guadalfeo, basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.** 1987. 91 f. Monografía. ICONA.
- ALLONSO, A.; CAMARGO, J. A. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. **Ecosistemas.** 2005. Disponível em : www.revistaecosistema.net/pdfs/133.pdf. Acesso em: 17 nov. de 2005a.
- ALONSO, A.; DE LA PUENTE, M. CAMARGO, J. A. Los invertebrados acuáticos del río Henares. **Quercus**, Vol. 231, p. 16 –22, 2005b.
- ALVES, M. H.; BERNARDO, J. M.; FIGUEIREDO, H. D.; MARTINS, J. P.; PADUA, J.; PINTO, P. RAFAEL, M. T. Directiva – Quadro da água: Tipologias de rios segundo o Sistema A e o Sistema B em Portugal. In: III congresso Ibéro sobre Gestion y Planificacion del Agua. La Directiva – Marco da Agua: realidades y futuros, 3, 2002, Sevilha. **Actas del III Congresso Ibéro sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva – Marco da Agua: realidades y futuros**, 2002, p. 347 – 354.
- BALLOCH, D.; DAMES, C. F.; JONES, F. H. Biological assessment of water quality in three British Rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). **Water Pollution Control**, Vol. 75, p. 92 – 114, 1976.
- BARBOUR, M. T. J., et al., **Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers. Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**, 2. ed., Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C, 1999.
- BARTON, D. R.; METCALFE – SMITH, J. L. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Kebec, based on benthic macroinvertebrates. **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 21, p. 225 – 244, 1992.
- BEAK, I. W. A biotic index of polluted streams and its relationship to fisheries. **Adr. Wat. Pollut.** Vol. 1, p. 191 – 210, 1965.
- BEAK, I. W.; DE COURVAL, C.; COOK, N. E. Pollution monitoring and prevention by use of bivariate control charts. **Sewage Ind. Wastes**, Vol. 31, p. 1383 – 1394, 1959.
- BECK, W. M. Suggested method for reporting biotic data. **Sewage Ind. Wastes**, Vol. 27, p. 1193 – 1197, 1955.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; PLAT, N. Temporalidad e contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo Mediterráneo (Riera de Santa Cugat, Barcelona). **Limnetica**, Vol. 18, p. 81 – 90, 2000.
- BRINKHURTS, R. O. The tubificidae (Oligochaeta) polluted waters. **Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.** Vol. 16, p. 854 – 859, 1966.
- BUCK, H. Die Kopplungsanalyse, ein rationelles ökologisches Verfahren zur Gütebewertung von Fließgewässern. **Interner Kurzbericht Landesstelle für Gewässerkunde und Wasserwirtschaftliche Planung Baden-Württemberg**, p.1-10, 1974

- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, Vol. 19, n. 2, p. 465 – 473, mar. – abr. 2003.
- BUTCHER, R. W. Biological changes brought about by sewage effluents in small streams. **Proc. Ass. Mgrs. Sewage Dis. Wks.**, p. 168 – 185, 1928.
- BUTCHER, R. W.; LONGWELL, J.; PENTELOW, F. T. K. Survey of the River Tess, III. The non-tidal reaches, chemical and biological. **Tech. Pap. Wat. Pollt. Res.**, n. 6, 1937.
- BUTCHER, R. W.; PENTELOW, F. T. K.; WOODLEY, J. W. A. An investigation of the River Lark and the effect of beet-sugar pollution. **Fish. Invest.** Vol. 3, n.3, 1931.
- CAIRNS JUNIOR, J. **Quantification of biological integrity**. New York: EPA Publications, 1977.
- CALLISTO, M.; GONSALVES, J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. Disponível em: <www.icb.ufmg.br/~beds/arquivos/invertaquaticos.pdf> Acesso em 26 julho de 2005.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CAMARGO, J. A. Macroinvertebrados surveys as a valuable tool for assessing freshwater quality in the Iberian Peninsula. **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 24, p. 71 – 90, 1993.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A.; DE LA PUENTE, M. Assessing anthropogenic pollution sources in the Henares river (Central Spain). In: 11 Annual Meeting of SETAC Europe, 11, 2001, Madrid (Spain).
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A.; DE LA PUENTE, M. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain river (Central Spain). **Water Research**, Vol. 39, p. 3376 – 3384, 2005
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A.; DE LA PUENTE, M. Multimetric assessment of nutrient of nutrient enrichment in impounded rivers based on macroinvertebrates. **Environmental Monitoring and Assessment**, Vol. 96, p. 223 – 249, 2004.
- CAPITULO, A. R. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el pampena. **Revista Soc. Entomol. Argent.** Vol. 58, p. 208 – 217, 1999
- CAPITULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCÓN, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, Vol. 35, p. 109 – 119, 2001.
- CHANDLER, J. R. A biological approach to water quality management. **Water Pollution Control**, Vol. 69, p. 415 – 421, 1970.
- CHESTERS, K. R. Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. **Water Data Unit. Technical Memorandum**, n. 19, 1980.
- CHUTTER, F. M. An empirical biotic index of the quality of water in South Africa streams and rivers. **Water Research**, Vol. 6, p. 19 – 30, 1972.
- CHUTTER, F. M. Applications of a new coefficient of similarity to pollution surveys. **J. Wat. Pollut. Control. Fed.** Vol. 50, p. 791 – 792, 1978.
- CONAMA . Resolução nº 20, de 18 de julho de 1986. **Diário Oficial da União**. Brasília, Seção I. 11355 – 11361.

- COOK, S. E. K. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. **Environ. Pollut.**, Vol. 11, p. 269 – 288, 1976.
- CORGOSINHO, P. H. C.; CALIXTO, L.S.F; FERNANDES, P.L.; GAGLIAARDI, L. M.; BALSAMÃO, V. L. P. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. **Arquivos do Instituto Biológico**, vol. 71, n. 2, p. 227-232, 2004.
- CORIGLIANO, M. C. Indices bioticos: aplicaciones y alcances . **Rev. Soc. Entomol. Argentina**, Vol. 58, p. 193 – 201.
- CZERNIAWSKA – KUSZA, I. Comparing modified biological working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water – quality assessment. **Limnologica**, Vol. 35, p. 169 – 176, 2005
- DAHL, J.; JOHNSON, R. K.; SANDIN, L. Detection of organic pollution of streams in Sweden using benthic macroinvertebrates. **Hidrobiologia**, Vol. 516, p.161 – 172, 2004.
- DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hidrobiologia**, Vol. 100, p. 153 – 168, 1983.
- DE PAUW, N.; HAWKES, H. A.. Biological monitoring of river water quality. In: W. J. Walley & S. Judd (Eds.), **River Water Quality Monitoring and Control**. Birmingham: Aston University, 1993, p. 87 – 112.
- ENVIRONMENT AGENCY. Procedures for collecting and analyzing macroinvertebrates samples. **Environmental Agency Document**, 1999.
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Monitoring and assessing water quality. Disponível em: <www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/ch03main.html> Acesso em 24 de novembro de 2005.
- FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C; ARAYA, E.; PARRA, O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de água de ríos del sur de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, Vol. 76, p. 275 – 285, 2003.
- FRIEDRICH, G. Eine Revision des Saprobien-systems. **Z. Wasser-Abwasser-Forsch.** Vol. 23, p. 141-152, 1990.
- GHETTI, P. F. **I macroinvertebrati nell' analisi di qualità del corsi d'acqua. Manuale de Applicazione.** Prov. Aut. Di Trento, Trento, 1986.
- GOODNIGHT, C. J.; WHITLEY, L. S. Oligochaetes as indicators of pollution. **Proc. 15th ind. Waste Conf. Purdue Univ.**, p. 139 – 142, 1960.
- GOULART, M. D; CALLISTO, M.; Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM** (no prelo), 2003.
- HAWKES, H. A. Origen and development of the Biological Monitoring Working Party score system. **Water Research**, Vol. 32, n. 3, p. 964 – 968, 1997.
- HEISTER, R. D. The biotic index as a measure of organic pollution in streams. **Am. Biol. Teacher**, p. 79 – 83, 1972.
- HELLAWEL, J. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. **Elsevier**, 1986.
- HELLAWEL, J. M. Change in natural and managed ecosystems: detection, measurement and assessment. **Proc. R. Soc. Lond. B.** Vol. 197, p. 31 – 57, 1977.

- HERING, D.; BUFFAGNI, A.; MOOG, O.; SANDIN, L.; SOMMERHÄUSER, M.; VERDONSCHOT, P. F.M.; *et al.* The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, Vol. 88; p. 345 – 361, 2003.
- HERING, D.; MOOG, O.; SANDIN, L.; VERDONSCHOT, P. F.M. Overview and application of the AQEM assessment system. **Hydrobiologia**, Vol. 516, p. 1 – 20, 2004.
- HILSENHOFF, W. L. An improved biotic index of organic stream pollution. **Great Lakes Entomol.**, Vol. 20, p. 31 –39, 1987.
- HILSENHOFF, W. L. Rapid field assessment of organic pollution with a family level index. **Jornal of the North American Benthological Society**, Vol. 7, p. 65 – 68, 1988.
- HILSENHOFF, W. L. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. U. S. Department of Nature Research: Technical Bulletin N° 100, 1977.
- HÜTTER, L. A. **Laborbücher chemie: wasser und untersuchung**. Frankfurt: Verlag Sauerländer, 1984.
- IAP. LOYOLA, R. G. N.; BRUNKOV, R. F. **Monitoramento da qualidade das águas de afluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu. Período: Fevereiro de 1996 a agosto de 1997**. Curitiba, 1999.
- IAP. TONIOLLO, V.; BRUNKOV, R. F. **Relatório preliminar da avaliação e classificação da qualidade das águas de rios das bacias do altíssimo Iguaçu e Ribeira, no período de julho de 1992 a março de 1995, através da análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos**. Curitiba, 1995.
- ILLIES, J. (ed.). **Limnofauna Europea**. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1978.
- ILIOPOULOU – GEORGUDAKI, J., *et al.* An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). **Ecological Indicators**, Vol. 2, p. 345 – 360, 2003.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In:____. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, p. 40 – 158, 1993.
- JUNQUEIRA, M. V. (Coord.) **Emprego de bioindicadores de qualidade de água no monitoramento de bacias hidrográficas. II Bacia do rio das Velhas**. CETEC. Belo Horizonte, 1988.
- JUNQUEIRA, M. V., *et al.* Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG / Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnológica Brasileira**, Vol. 12, p. 73 – 87, 2000.
- KAMPA, E.; ARTEMIADOU, V.; LAZARIDOU – DIMITRIADOU, M. Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and Summer, 1997. **Belg. J. Zool.**, Vol. 130, p. 23 – 29, 2000.
- KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 221-234, 1999.
- KING, D. L.; BALL, R. C. A quantitative biological measure of stream pollution. **J. Wat. Pollut. Control Fed.**, Vol.36, p. 650 – 653, 1964.
- KNÖPP, H. Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängs schnitt des Maines. **Wasserwirtschaft** Vol. 45, p.9-15, 1954

- KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. Hydrobiol.* Vol. 2, p. 126 – 152, 1909.
- LAWA. **Landsamt für wasser und abfall. Richtlinie die ermittlung der gewässergüte klasse.** Nordrhein – Westfalen, Dusseldorf, 1982.
- LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate communitie struture for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: **Biological monitoring of aquatic systems.** Boca Ratom, Florida: Lewis Publishers, 1994. p. 187-215.
- LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Simpósio de Ecosystemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória (ES). **Anais do V Simpósio de Ecosystemas Brasileiros: Conservação.** São Paulo: Publ. ACIESP, 2000. p. 46 – 52.
- MAJOR, E. B.; JESSUP, B. K.; PRUSSIAN, A.; RINELLA, D. **Alaska Stream Condition Index: Biological Index Development for Cook Inlet.** 2001. Environmental and Natural Resources Institute, University of Alaska Anchorage. Disponível em: <www.uaa.alaska.edu/enri/bmap/pdfs/AK_SCI_2000.pdf>. Acesso em: 22 de novembro de 2005.
- MARTINEZ – LÓPEZ, F.; PUJANTE, A.; RIBARROCHA, V. Macroinvertebrados, comunidades vegetales y calidad de las aguas de la cuenca del río Palancia (Castellon, Valencia, Espanha). **Ecología**, Vol. 10, p. 113 – 135, 1996.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, Vol. 60, p. 101 – 139, 1989.
- MOOG, O.; CHAVANEC, A.; HINTEREGGER, J.; RÖMER, A. Richtlenie zur bestimung der saprobilologischen gewässergüte von fliebgewässern. **Bundesministerium für land Land- und Forstwirtschaft**, p. 144, 1999.
- MORAIS, M.; PINTO, P.; GUILHERME, P.; ROSADO, J.; ANTUNES, I. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric índices under different hydrobiological conditios. **Hydrobiologia**, Vol. 516, p. 229 – 249, 2004.
- MURPHY, P. M. The temporal variability in biotic indices. **Envir. Pollut.** Vol. 17, p. 227 – 236, 1978.
- MUSTOW, S. E. Biological monitoring of rivers in Thailand: Use and adaptation of BMWP score. **Hydrobiologia**, Vol. 479, p. 191 – 229, 2002.
- MYSLINSKI, E.; GINSBURG, W. Macroinvertebrates as indicators of pollution. **J. Am. Wat. Wks. Ass.** Vol. 69, p. 538 – 544, 1977
- NATIONAL WATER CONSIL. River quality: the 1980 survey and future outlook, 1981.
- ÖNORM Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. österr. **Normungsinstitut, Wien**, 1955.
- PANTLE, R. and BUCK, H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. **Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerkundl.** Vol.12, p. 135-143, 1955
- PERSSONE, G.; DE PAUW, N. Systems of biological indicators for water quality assessment. In _____. **Biological aspects of freshwater pollution.** Oxford: ed. O. Ravera, 1979, p.39 – 75.
- PINKHAM, C. F.; PEARSON, J. G. Applications of new coefficient of similarity to pollution surveys. **J. Wat. Pollut. Control Fed.** Vol. 48, p. 717 – 723, 1976.

- PRAT, N. G.; GONSALEZ; MILLET, X. Comparación crítica de los índices de calidad de agua: ISQA y BILL. *Tecnol. Del Agua*, Vol. 31, p. 33 – 49, 1986.
- PRAT, N.; MUNNÉ, A.; SOLÁ, C.; BONADA, N.; RIERADEVAL, M. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación en los ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argentina*, Vol. 58, p. 181 – 192, 1999.
- PROJECT SEARCH. **Chapter 8. Macroinvertebrates.** Disponível em: <www.projectsearch.org/downloads.chapter8.pdf> Acesso em: 22 novembro de 2005.
- ROLDÁN, G. A. **Bioindicación de la calidad de las aguas en Colombia.** Antioquia: Editorial Universidad de Antioquia, 2003.
- ROLDÁN, G. A.; BUILES, J.; TRUJILLJO, C. M.; SUÁREZ, A. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actual. Biol.*, Vol. 2, n. 5, p. 54 – 64, 1973.
- ROLDÁN, G. A.; POSADA, J. A.; GUTIÉRREZ, J. C. Estudio limnológico de los recursos hídricos del parque de Piedras Blancas. *Rev. Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Y Nat., Colocion Jorge Álvares Lleras*, n. 9, p. 152, 2001.
- RUEDA, J.; CAMACHO, A.; MEZQUITA, F.; HERNÁNDEZ, R.; ROCA, J. R. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrates fauna of a Mediterranean stream. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 140, p. 425 – 444, 2002.
- SANDIN, L.; DAHL, Z; JOHNSON, R. K. Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, Vol. 516, p. 129 – 148, 2000.
- SCHÄFFER, A. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: UFRGS, 1984.
- SHARMA, S.; MOOG, O. The use of biotic index and score methods in biological water quality assessment of the Nepalese rivers. Disponível em: <www.geocities.com/sharmak/6.htm-2555> Acesso em 18 de novembro de 2005.
- TUFFERY, G.; VERNEAUX, J. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fund. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural 'C.E.R.A.F.E.R.', Section Peche et Pisci-culture.
- TUNDSI, J. G. Água no Século XXI: Enfrentando a escassez. São Carlos: RIMA, 2003. P. 247.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems, Vol. 18, n. 6, p. 653 – 694, 1984.
- WOODIWISS, F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* P. 443 – 447, 1964.
- WRIGHT, S.; TIDD, W. M. Summary of limnological investigation in western Lake Eric in 1929 and 1930. *Trans. Am. Fish Soc.* p. 271 – 285, 1933.
- ZAMORA – MUÑOZ, C.; ALBA – TERCEDOR, J. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 15: 332 – 352, 1996.
- ZAMORA, G. H. Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Rev. Unicauca, Ciencia*, Vol. 4, p. 47 – 60, 1999.

ZÚÑIGA DE CARDOZO, M. C.; ROJAS, M.; CAICEDO, G. Indicadores ambientales de calidad del agua en la cuenca del río Cauca. In: _____. **Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua**. Universidad del Valle, Cali, 1997.