ANTÓNIO PAULO FONTOURA PINHEIRO DE MAGALHÃES

Assistente da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

# AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS NUM SISTEMA HIDROELÉCTRICO DO NORTE DE PORTUGAL

## Avaliação de impacte ambiental e qualidade da água

PORTO - 1989

ANTÓNIO PAULO FONTOURA PINHEIRO DE MAGALHÃES

ASSISTENTE DA FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO

# AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS NUM SISTEMA HIDROELÉCTRICO DO NORTE DE PORTUGAL

*

Avaliação de impacte ambiental

e qualidade da água

Dissertação de Doutoramento em Biologia

apresentado à Faculdade de Ciências da

Universidade do Porto

PORTO - 1989

À Paula, à Rita e à Inês

AGRADECIMENTOS

Ao concluirmos este trabalho não podemos deixar de agradecer a várias pessoas e instituições o auxílio que nos foi prestado e que, em grande parte, contribuiu para a sua realização.

À Professora Doutora Maria Helena Galhano, da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, que nos sugeriu o tema deste estudo e que o orientou, acompanhando-o com dedicação, interesse e saber e que nos concedeu inúmeras facilidades no âmbito do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" e do Centro de Ecologia "ECP1". Aqui fica a expressão do nosso profundo reconhecimento e amizade.

Ao Professor Doutor Niels de Pauw, do "Laboratório de Recherche Biologique de Pollution Aquatique" da Universidade de Ghent, Bélgica, encontramo -nos profundamente reconhecidos pela amizade com que nos acolheu. A grande capacidade científica e o muito entusiasmo com que co-orientou este trabalho, bem como as críticas e sugestões que dele recebemos, contribuiram para o melhorar substancialmente.

Ao Professor Doutor João Machado Cruz, da Faculdade de Ciências do Porto, que nos marcou pelo seu dinamismo e rigor metodológico e a quem devemos grande parte da nossa formação científica e interesse pela biologia aquática, agradecemos o interesse e apoio que sempre nos concedeu.

À Comissão do Grupo de Zoologia-Antropologia, da Faculdade de Ciências do Porto, agradecemos a possibilidade de, ao abrigo do artº 27º do ECDU, termos sido dispensados de serviço docente durante um ano lectivo, o que possibilitou uma dedicação plena na preparação da fase final deste trabalho.

Agradecemos ainda as facilidades dadas e que nos permitiram, mediante equiparações a bolseiro, realizar vários estágios no estrangeiro.

Ao Ministério dos Negócios Estrangeiros de Portugal, ao Instituto

Nacional de Investigação Científica, ao "Ministerie van Nationale Opvoeding en Nederlandse Cultuur" e à Embaixada da Bélgica agradecemos a forma como, ao abrigo do acordo cultural Luso-Belga, conseguiram os meios e trataram os pormenores relativos às várias deslocações que efectuámos àquele País.

Ao Professor Doutor Guido Persoone agradecemos a forma como sempre nos recebeu no "Laboratoire de Recherche Biologique e Pollution Aquatique" do qual é director.

Ao Professor Doutor Joaquim Maia, da Faculdade de Medicina do Porto, e ao Dr. João Tamames agradecemos os conselhos prestados no que se refere ao cálculo estatístico.

Ao Professor Doutor Fernando Noronha, da Faculdade de Ciências do Porto, agradecemos as informações prestadas relativamente à geologia da região estudada.

Ao Professor Doutor Aristides Hall da Universidade de Aveiro, e ao Dr. Costa Lima da Faculdade de Ciências do Porto, agradecemos todo o auxílio prestado no doseamento do cobre.

Ao Engenheiro Eduardo Lencastre, da Direção Geral das Florestas, agradecemos as facilidades concedidas na utilização do Posto Aquícola do Torno para a realização de algumas experiências e também ao Sr. Francisco Gonçalves funcionário daquele Posto, o auxílio prestado durante os trabalhos de campo que aí decorreram.

Ao Engenheiro António Vasques, do Centro de Produção da EDP, agradecemos a informação recebida respeitante aos empreendimentos hidroeléctricos do Sistema Cávado-Rabagão-Homem.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, na pessoa do seu Director Dr. Rodrigo de Carvalho agradecemos as informações prestadas sobre dados climáticos.

Aos colegas e amigos que, com as suas críticas, sugestões e apoio moral ou que de qualquer outro modo contribuiram para a realização deste trabalho, aqui

lhes expressamos o nosso profundo agradecimento.

Não queremos deixar de reconhecer o auxílio prestado pelos funcionários do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre", nos trabalhos de campo, laboratoriais e de execução gráfica, nomeadamente à Drª Manuela Pinho, à Maria da Graça e à Ilda Mateus.

Por fim, é-me particularmente grato agradecer aos meus pais e muito especialmente à minha mulher e filhas a compreensão e apoio moral que sempre me dispensaram.

Porto, 17 de Abril de 1989

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO GERAL ..... 2

1.1. Interesse das comunidades de macro-invertebrados em estudos de hidrobiologia aplicada ..... 2

1.2. Objectivos do trabalho ..... 8

1.3. Esquema geral do trabalho ..... 9

2. BREVE DESCRIÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CÁVADO ..... 11

2.1. Introdução ..... 11

2.2. Aspectos topográficos e geo-morfológicos ..... 11

2.3. Aspectos climatológicos ..... 18

2.3.1. Temperatura atmosférica ..... 18

2.3.2. Insolação ..... 20

2.3.3 Pluviosidade ..... 20

2.4. Regime hidrológico - caudais ..... 23

2.5. Actividades humanas ..... 27

3. MATERIAL E MÉTODOS ..... 34

3.1. Amostragem ..... 34

3.1.1. Escolha das estações de amostragem ..... 34

3.1.2. Breve descrição das estações de amostragem ..... 34

3.2. Análises físicas e químicas ..... 38

3.2.1. Variáveis físicas e químicas ..... 41

3.2.2. Índice de qualidade química da água ..... 42

3.2.3. Parâmetros hidráulicos ..... 43

3.3. Análises biológicas. Comunidades de macro-invertebrados aquáticos..... 45

3.3.1. Métodos de amostragem ..... 45

3.3.1.1. Rede de mão ..... 46

3.3.1.2. Substratos artificiais ..... 48

3.3.1.3. Surber ..... 49
3.3.2. Periodicidade de amostragem ..... 50
3.3.3. Tratamento das amostras e identificação de organismos ..... 50
3.3.4. Métodos de expressão sintética da informação biológica ..... 53
3.3.4.1. Índice de diversidade ..... 53
3.3.4.2. Índice biótico ..... 54
3.4. Análise estatística ..... 56
3.4.1. Comparação de médias ..... 56
3.4.2. Correlação não paramétrica ..... 56
3.4.3. Análise multivariável ..... 57
3.4.3.1. Introdução ..... 57
3.4.3.2. Análise em componentes principais ..... 58
3.4.3.3. Análise em coordenadas principais ..... 62
4. RESULTADOS ..... 65
4.1. Caracterização físico-química da água ..... 65
4.1.1. Variáveis físicas e químicas ..... 65
4.1.2. Análise multivariável ..... 83
4.2. Análise das comunidades de macro-invertebrados ..... 87
4.2.1. Análise global ..... 87
4.2.1.1. Número de taxa a abundância relativa do número de indivíduos ..... 87
4.2.1.2. Distribuição temporal ..... 88
4.2.1.3. Classificação taxonómica baseada na abundância relativa do número de indivíduos ..... 92
4.2.2. Perfil longitudinal ..... 92
4.2.2.1. Número de taxa ..... 92
4.2.2.2. Número de indivíduos ..... 97
4.2.2.3. Índice de diversidade e regularidade ..... 98

4.2.2.4. Índice biótico e carta da qualidade biológica da água da zona prospectada ..... 99

4.2.3. Análise das comunidades sob o ponto de vista trófico ..... 101

4.2.3.1. Introdução ..... 101

4.2.3.2. Análise global ..... 102

4.2.3.3. Distribuição temporal ..... 103

4.2.3.4. Distribuição longitudinal ..... 105

4.2.4. Análise estrutural das comunidades de macro-invertebrados da bacia hidrográfica do rio Cávado ..... 108

4.2.4.1. Introdução ..... 108

4.2.4.2. Aspecto longitudinal ..... 109

4.2.4.3. Aspecto temporal ..... 123

4.2.5. Estudo comparativo entre as comunidades de macro-invertebrados dos rios e albufeiras ..... 126

4.2.5.1. Introdução ..... 126

4.2.5.2. Número de taxa e abundância relativa do número de indivíduos ..... 127

4.2.5.3. Índice de diversidade e regularidade..... 131

4.2.5.4. Índice biótico ..... 131

4.2.5.5. Análise das comunidades de macro-invertebrados sob o ponto de vista trófico ..... 131

4.2.5.6. Análise estrutural das comunidades colhidas com substratos artificiais ..... 133

4.3. Impacte de uma truticultura em jaulas flutuantes sobre as comunidades de macro-invertebrados na albufeira da Caniçada ..... 134

4.3.1. Introdução ..... 134

4.3.2. Análises físicas e químicas da água ..... 138

4.3.3. Análise das comunidades de macro-invertebrados ..... 138

4.4. Influência da natureza do substrato nas comunidades de macro-invertebrados ..... 144

4.4.1. Introdução ..... 144

4.4.2. Número de taxa ..... 145

4.4.3. Abundância relativa do número de indivíduos pertencentes aos grandes grupos faunísticos ..... 151

4.4.4. Número de indivíduos ..... 153

4.4.5. Índice de diversidade e regularidade ..... 156

4.4.6. Índice biótico ..... 156

4.4.7. Análise das comunidades sob o ponto de vista trófico ..... 158

4.4.8. Análise estrutural das comunidades nos diferentes tipos de substrato ..... 161

4.5. Influência da velocidade de corrente nas comunidades de macro-invertebrados ..... 169

4.5.1. Introdução ..... 169

4.5.2. Caracterização hidrológica dos canais do Posto Aquícola do Torno ..... 171

4.5.3. Análise das comunidades de macro-invertebrados ..... 174

4.5.3.1. Parâmetros estruturais da comunidade ..... 174

4.5.3.2. Análise estrutural das comunidades de macro-invertebrados ..... 178

4.5.3.3. Análise das comunidades sob o ponto de vista trófico ..... 186

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS ..... 188

5.1. Caracterização ecológica do meio ..... 188

5.1.1. Caracterização física e química da água ..... 188

5.1.2. Classificação tipológica ..... 191

5.1.2.1. Ecossistemas lóticos (águas correntes) ..... 192

5.1.2.2. Ecossistemas semi-lênticos (albufeiras) ..... 198

5.1.3. As comunidades de macro-invertebrados ..... 200

5.1.3.1. Distribuição temporal ..... 201

5.1.3.2. Perfil longitudinal ..... 205

5.1.3.3. Estudo comparativo entre a amostragem com rede de mão e com substratos artificiais ..... 210

5.2. Inter-relações entre as comunidades de macro-invertebrados e a qualidade do meio ..... 218

5.2.1. A qualidade da água do trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado..... 219

5.2.2. Nível trófico das albufeiras..... 225

5.2.3. Influência da exploração mineira da Borralha..... 228

5.2.4. Impacte ambiental provocado por truticulturas ..... 231

5.2.5. Impacte ambiental provocado por empreendimentos hidroeléctricos..... 235

5.3. A micro-distribuição dos macro-invertebrados aquáticos ..... 248

5.3.1. Influência da natureza do substrato..... 248

5.3.2. Influência da velocidade da corrente..... 256

5.4. Comunidades de referência. Classificação biotipológica dos meios lóticos ..... 261

6. CONCLUSÕES GERAIS ..... 266

7. RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA ACÇÕES FUTURAS ..... 277

8. SUMMARY ..... 283

9. BIBLIOGRAFIA ..... 293

10. ANEXOS ..... 327

# AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS NUM SISTEMA HIDROELÉCTRICO DO NORTE DE PORTUGAL

*

Avaliação de impacte ambiental

e qualidade da água

"A salvaguarda da água implica um esforço crescente de investigação, formação de especialistas e de informação pública".

Conselho da Europa, 1968

# 1 - INTRODUÇÃO GERAL

## 1.1 - INTERESSE DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS EM ESTUDOS DE HIDROBIOLOGIA APLICADA.

A partir de meados do século XIX os hidrobiologistas preocuparam-se com as alterações provocadas pela poluição nas comunidades aquáticas. KOLENATI (1848) e COHN (1853), ambos referidos por LIEBMANN (1962), verificaram que a comunidade biótica presente em águas poluídas era consideravelmente diferente daquela que se poderia encontrar em águas puras. A investigação científica, neste campo, incidia, assim, na tentativa de estabelecer relações entre o grau de poluição e a composição das comunidades.

O impulso definitivo foi dado no princípio deste século por KOLKWITZ e MARSSON (1902, 1908, e 1909) que através do conhecimento do "sistema sapróbio" introduziram a noção de "bio-indicador" e também de "bio-depuração".

Com o correr dos anos, a metodologia para avaliação da qualidade biológica da água sofreu um grande incremento.

Actualmente, os métodos utilizados para a avaliação da qualidade biológica da água pertencem a duas grandes categorias:

- Métodos fisiológicos ou indirectos, através dos quais se estima a bio-actividade dos organismos, no laboratório ou no campo, em face da

água cuja qualidade se pretende avaliar.

- Métodos ecológicos ou directos, em que as amostras de animais ou plantas são colhidas directamente das águas a testar e a sua qualidade avaliada com base na ocorrência de certos organismos indicadores.

Dentro dos métodos ecológicos que, por apresentarem um caracter retrospectivo são aqueles que fundamentalmente nos interessam, desenvolveram-se numerosos sistemas em vários países, como atestam as revisões de BICK (1963), WOODIWISS (1978), PERSOONE e DE PAUW (1979), SLADECEK (1979), VACCAREZZA e GHETTI (1979), GHETTI e BONAZZI (1981), FONTOURA (1984), DE PAUW (1988).

A maioria destes sistemas baseia-se no conceito de que alguns taxa são característicos de um certo grau de poluição (PERSOONE e DE PAUW, 1979) e, assim, os bio-indicadores podem pertencer a muitos grupos quer de micro-organismos (bactérias, fungos, microalgas e protozoários) quer a macro-organismos (macrófitos, insectos, moluscos, "vermes" e peixes) (HELAWELL, 1986).

É evidente que, na prática, só é razoável analisar uma comunidade, tendo-se chegado à conclusão que os macro-invertebrados apresentam características que os tornam bio-indicadores privilegiados. Como bem acentuam LAFONTAINE et al. (1979), DE BRABANDER et al. (1981) e HELAWELL (1986) eles são, na sua maioria, formas sedentárias, com longos períodos de vida aquática que podem ser fácil e rapidamente amostrados e identificados. Além disso, possibilitam a determinação de quase todos os tipos de poluição.

Verificou-se, ainda, que os macro-invertebrados respondem não só a alterações do estado da água, mas também a diversos factores inerentes ao próprio biótopo (figura 1). Chegou-se então à conclusão de que era necessário um maior conhecimento sobre as comunidades típicas dos diferentes biótopos.

Na tentativa de estabelecer esta classificação biotipológica salientaram-se, entre outros, HUET (1952), ILLIES e BOTOSANEANU (1963), VERNEAUX (1973),

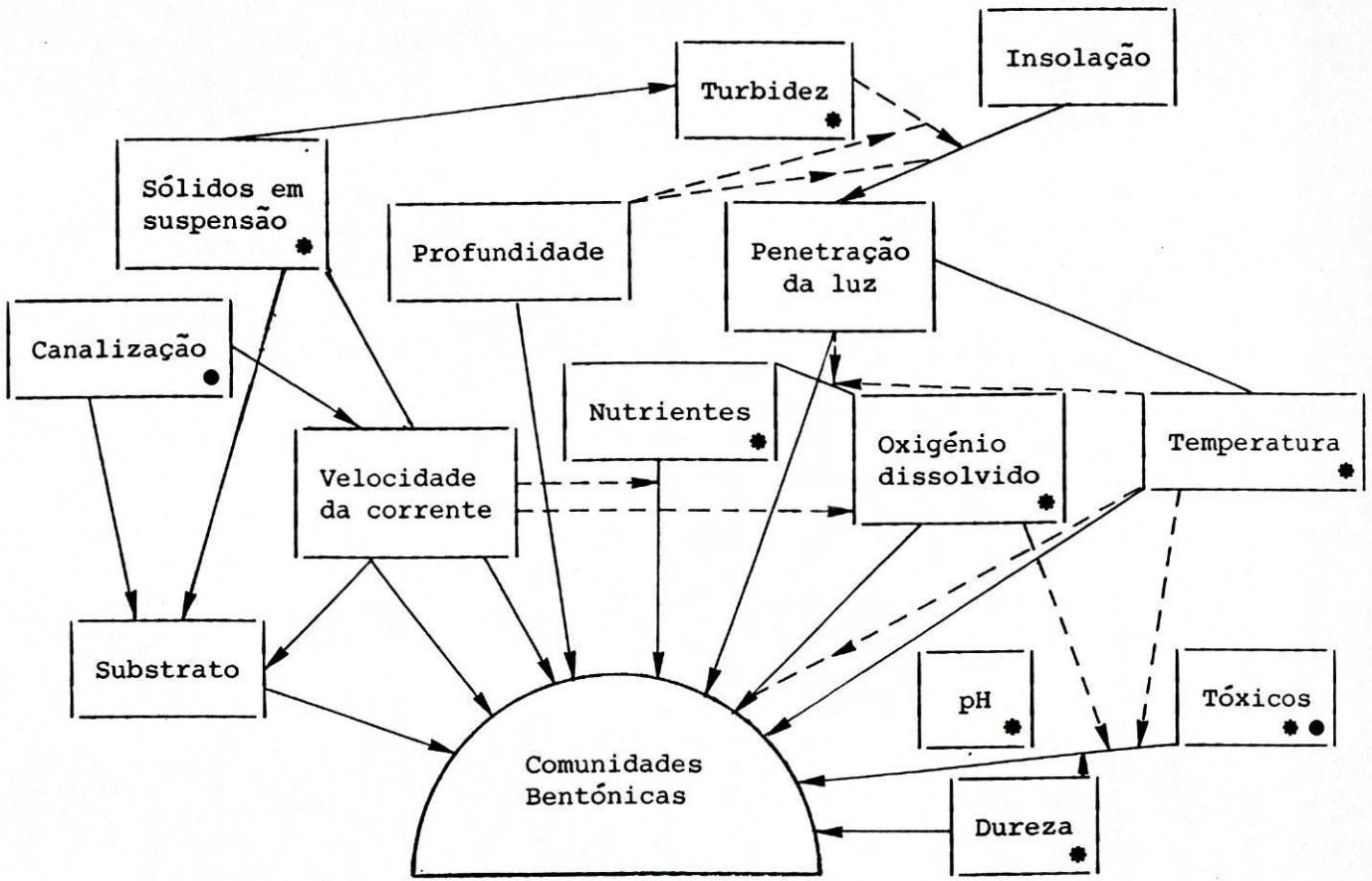



Figura 1 - Factores determinantes das comunidades bentónicas (segundo HAWKES, 1979).

HAWKES (1975), PERSOONE (1979) e WRIGHT et al. (1984 a e c).

Apesar do excelente contributo destes investigadores, os modelos por eles concebidos não têm possibilidade de ser aplicados na prática. No entanto, se por um lado os problemas surgidos pelo desconhecimento da biotipologia dos cursos de água constituiram um entrave à concretização prática da utilização generalizada das comunidades de macro-invertebrados como bio-indicadores, por outro lado, eles vieram abrir novos horizontes no domínio da hidrobiologia aplicada.

Foram, assim, muito aumentados os conhecimentos sobre as respostas das comunidades a alterações do meio, que não a poluição, tais como alterações do substrato, velocidades de corrente, temperatura, vegetação, etc., o que permitiu utilizar estas comunidades como descritores do funcionamento dos ecossistemas. Neste aspecto é de salientar os trabalhos de AMOROS et al. 1982; RICHARDOT-COULET et al. (1982 e 1986); BOURNAUD e AMOROS (1984) e BOURNAUD e COGERINO (1986).

Muito recentemente surgiu a teoria do RCC ("River Continuum Concept" de VANNOTE et al. 1980) segundo a qual os ecossistemas lóticos constituem uma série de gradientes físicos e factores bióticos associados desde a sua nascente até à foz, e que, no fundo, traduz a síntese das investigações parcelares obtidas anteriormente. MINSHALL et al. (1983 e 1985) BOTT et al. (1985) e STATZNER e HIGLER (1985 e 1986) contribuiram de forma decisiva para a divulgação desta teoria.

A partir de todo este avanço científico, surge, naturalmente, a utilização das comunidades de macro-invertebrados na avaliação da todos os tipos de impacte ambiental como bem acentuam, entre outros, VERNIERS e MICHA (1982) e ROSENBERG et al. (1986).

A utilização de cursos de água para aproveitamento hidroeléctrico é reconhecida como uma das mais dramáticas causas de alterações ecológicas. Por isso, e tendo ainda em conta que praticamente todas as bacias hidrográficas são reguladas por barragens, tem sido feito um grande esforço no sentido de avaliar

as causas de impacte para minorar os seus efeitos. O grande impulsionador destes estudos tem sido WARD que, através de vários trabalhos (WARD, 1976, WARD e STANFORD, 1984a e 1986), tem contribuído de forma notável para a apreciação compreensiva dos problemas ambientais.

Segundo aquele autor, os efeitos potenciais das alterações de fluxo a jusante das barragens, sem dúvida o factor mais importante, são os que se encontram sumariamente esquematizados na figura 2.

Pela análise do esquema apresentado, facilmente se verifica que os empreendimentos hidroelétricos provocam alterações a todos os níveis, quer nos factores abióticos (físicos e químicos) quer bióticos, com reflexos evidentes na qualidade da água, na biotipologia e na teoria do "RCC".

Segundo WARD e STANFORD (1986), o conhecimento da ecologia dos rios regulados está ainda na sua infância e como bem salientam BONETTO et al. (1987) são necessários estudos mais profundos de forma a promover um desenvolvimento adequado dos recursos hídricos.

Em Portugal, os estudos sobre hidrobiologia aplicada, nomeadamente no que diz respeito a macro-invertebrados aquáticos, estão ainda em fase embrionária. Exceptuando o projecto que iniciámos com êxito sobre avaliação da qualidade biológica da água (FONTOURA, 1983, 1984b e 1985a,b, 1988a e b e FONTOURA e MOURA, 1984) apenas temos conhecimento dos trabalhos de WHITTON DA TERRA (1967; 1972; 1980; 1981) e mais recentemente de CORTES (1981), CORTES et al. (1986), FERREIRA e CORTES (1986) e MOREIRA et al. (1988).

No intuito de permitir ao nosso país, recentemente integrado na Comunidade Europeia, um maior aproveitamento dos seus recursos hídricos, e seguindo uma linha de investigação adoptada por países mais desenvolvidos (WOODIWISS, 1978, VACCAREZZA e GHETTI, 1979), propusemo-nos aumentar o esforço de investigação no qual esta tese se insere.

Considerámos, assim, da máxima importância, aumentar os conhecimentos

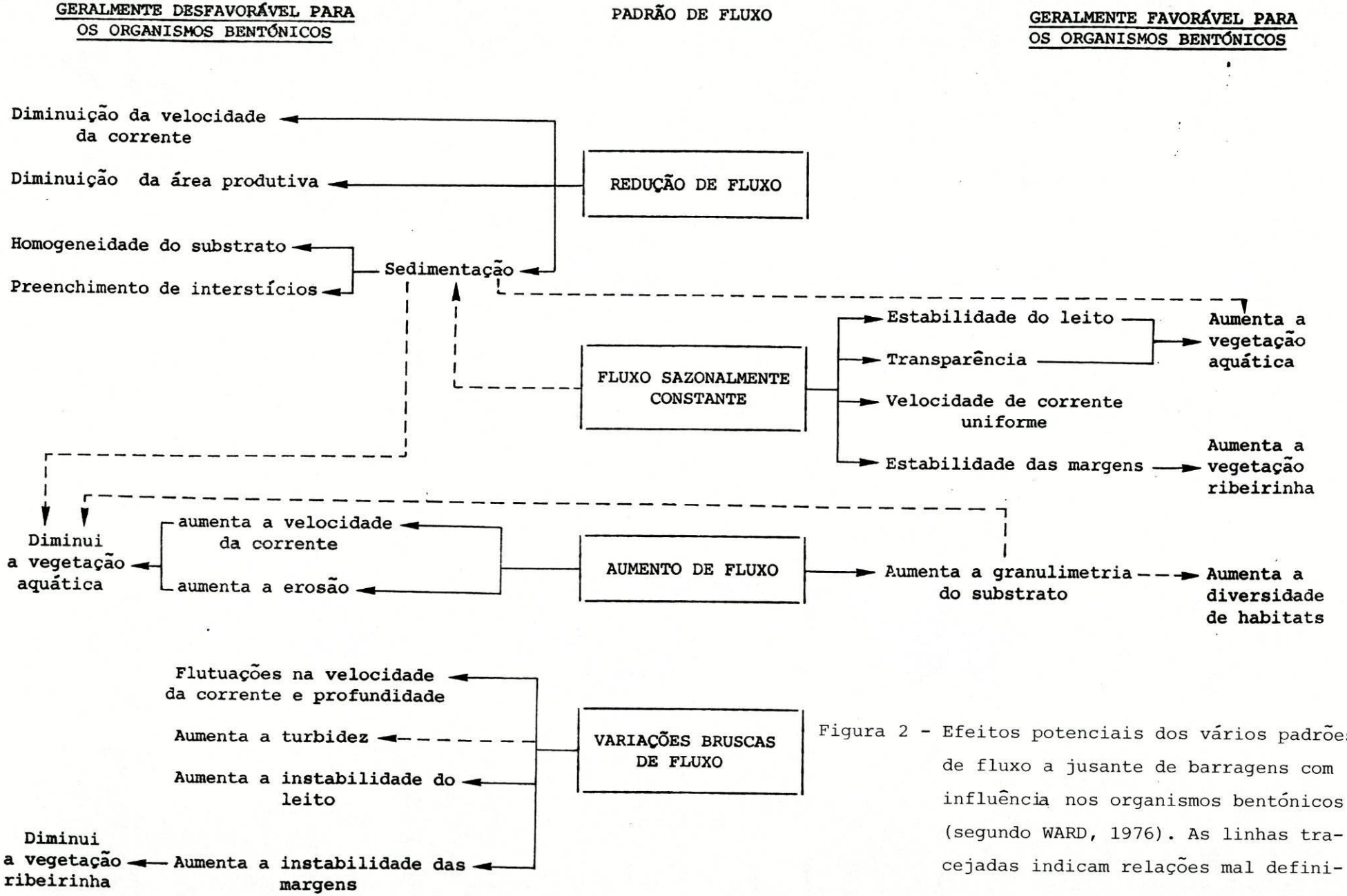



Figura 2 - Efeitos potenciais dos vários padrões de fluxo a jusante de barragens com influência nos organismos bentónicos (segundo WARD, 1976). As linhas tracejadas indicam relações mal definidas.

sobre as comunidades de macro-invertebrados aquáticos e das relações com os factores abióticos de forma a contribuir para o estabelecimento de uma classificação biotipológica e compreensão dos impactes ambientais.

Estamos em crer que as bacias hidrográficas do norte de Portugal, nomeadamente a do Cávado, onde decorreu este estudo, constituem um excelente local para a realização de trabalhos desta índole, uma vez que os índices de poluição são ainda muito reduzidos e ainda por, em quase todas elas, se encontrarem implantados numerosos empreendimentos hidroeléctricos.

No entanto, é importante referir que a ausência de estudos realizados previamente, isto é, antes da regularização, não permite referenciar plenamente o estado zero.

## 1.2 - OBJECTIVOS DO TRABALHO

No presente trabalho tentou-se fazer uma apreciação global da fauna de macro-invertebrados aquáticos e das suas relações com o meio ambiente.

O objectivo principal é, assim, o de contribuir para um melhor conhecimento destas comunidades em Portugal e o de averiguar as suas potencialidades na avaliação do impacte ambiental de empreendimentos hidroelétricos.

Durante os anos de 1985 e 1986, fez-se um estudo que decorreu na bacia hidrográfica do rio Cávado para permitir:

- Escolher a metodologia apropriada para recolher, descrever e interpretar os dados da fauna macrobentónica, no seguimento do trabalho que vinhamos desenvolvendo (FONTOURA, 1984a e 1985, DE PAUW et al., 1986).

- Descrever de forma detalhada as características das comunidades bentónicas para, em última análise, compreender a sua distribuição espacial e temporal e consequentemente estabelecer biocenoses de referência nos locais não sujeitos a qualquer tipo de impacte .

- Confrontar esta descrição com variáveis físicas e químicas de forma a interpretar as alterações na qualidade biológica da água devidas, nomeadamente, a uma exploração piscícola e a uma outra mineira, presentes naquela bacia hidrográfica, e ainda interpretar o impacte sofrido pelas comunidades de macro-invertebrados devido ao funcionamento dos numerosos empreendimentos hidroeléctricos.

Tendo já em conta os resultados obtidos, realizou-se, durante os anos de 1986 e 1987, um estudo explicativo através do qual se tentou analisar, de forma mais profunda, a repartição dos organismos em face a algumas características do habitat, tais como a natureza do substrato e a velocidade de corrente.

Tendo em conta uma fácil e rápida aplicação prática, quer a nível nacional quer internacional, pretende-se, à luz dos resultados obtidos, contribuir para o estabelecimento de uma metodologia que permita melhorar de forma decisiva a gestão e ordenamento de bacias hidrográficas.

Embora plenamente conscientes das lacunas que naturalmente ainda persistem considerar-nos-emos amplamente gratificados se este trabalho for utilizado como ponto de partida para subsequentes investigações no sentido de obter uma melhor compreensão do papel das comunidades de macro-invertebrados aquáticos nos ecossistemas.

### 1.3 - ESQUEMA GERAL DO TRABALHO

Ao planearmos o presente estudo tivemos em grande conta o facto de o estabelecimento de comunidades de referência e a avaliação do impacte ambiental de empreendimentos hidroeléctricos constituirem objectivos primordiais. Por essa razão tornava-se fundamental a escolha de uma bacia hidrográfica cujos níveis de poluição fossem ainda reduzidos e em que aqueles empreendimentos estivessem presentes.

A nossa escolha recaiu sobre o trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, que reúne simultâneamente aquelas condições e sobre o qual procurámos

obter uma informação detalhada (capítulo 2).

Nesta bacia estudaram-se as comunidades de macro-invertebrados durante dois ciclos anuais de forma a obter informações sobre as suas características gerais e distribuição espaço-temporal. Devido a uma selecção criteriosa das estações de amostragem obtiveram-se ainda informações no que diz respeito ao estado de referência.

Paralelamente, determinaram-se algumas variáveis físicas e químicas e algumas características do habitat.

Durante esta fase do trabalho, tentou-se ainda avaliar a resposta das comunidades de macro-invertebrados em face a possíveis fontes de poluição tais como as explorações piscícola e mineira.

Uma vez que se considera ser a natureza do substrato um dos factores mais importantes da distribuição dos macro-invertebrados, achou-se útil realizar um estudo detalhado, numa das estações de amostragem, com o objectivo de evidenciar esta relação.

É sabido que a velocidade da corrente constitui o factor mais importante em rios regulados por empreendimentos hidroeléctricos. Por isso realizou-se um estudo num sistema experimental em que se tentou evidenciar a influência deste parâmetro físico sobre as comunidades de macro-invertebrados.

A metodologia utilizada para todos estes estudos é descrita no capítulo 3 enquanto que os resultados são apresentados no capítulo 4.

Em seguida procedeu-se a uma tentativa de análise integrada dos resultados, de modo a obter uma informação sobre os factores reguladores da comunidade, o que permite tirar ilações sobre a qualidade da água e ainda do impacte causado pelos empreendimentios hidroeléctricos (capítulo 5).

Finalmente apresentam-se as conclusões (capítulo 6) bem como algumas recomendações que, quanto a nós, poderão contribuir para uma melhor gestão dos recursos hídricos (capítulo 7).

# 2 - BREVE DESCRIÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CÁVADO

## 2.1 - INTRODUCÃO

A bacia hidrográfica do rio Cávado, nomeadamente no seu trecho superior, apresenta níveis de poluição reduzidos (Comissão de Coordenação da Região Norte, 1986) e conta com um dos sistemas hidroeléctricos mais importantes do nosso país, o sistema Cávado-Rabagão-Homem. Torna-se, por isso, um local privilegiado para a concretização dos objectivos mencionados.

## 2.2 - ASPECTOS TOPOGRÁFICOS E GEO-MORFOLÓGICOS

> "Estamos verdadeiramente no jardim de Portugal - pressupondo que Portugal, todo ele, não seja um jardim. Imagine-se a mais rica e mais verde Normandia, as pradarias mais aveludadas, os vales mais singulares, as mais opulentas culturas, as águas mais cristalinas e corredias e ter-se-á uma imagem desta região de encantamento."
>
> "Beauregar et Foucher"
>
> (citado por RAÚL PROENÇA, 1986)

A bacia hidrográfica do rio Cávado localiza-se no N de Portugal, estendendo-se pelas regiões de Trás-os-Montes e Minho. Atravessa uma das mais belas regiões do país, mas também das mais montanhosas e de maior pluviosidade.

O curso principal do rio Cávado corre na direcção NNE-SSW, paralelamente aos eixos montanhosos, e tem uma extensão aproximada de 110 km (figura 3). A sua nascente localiza-se no sítio denominado Fonte da Pipa, na Serra de Larouco

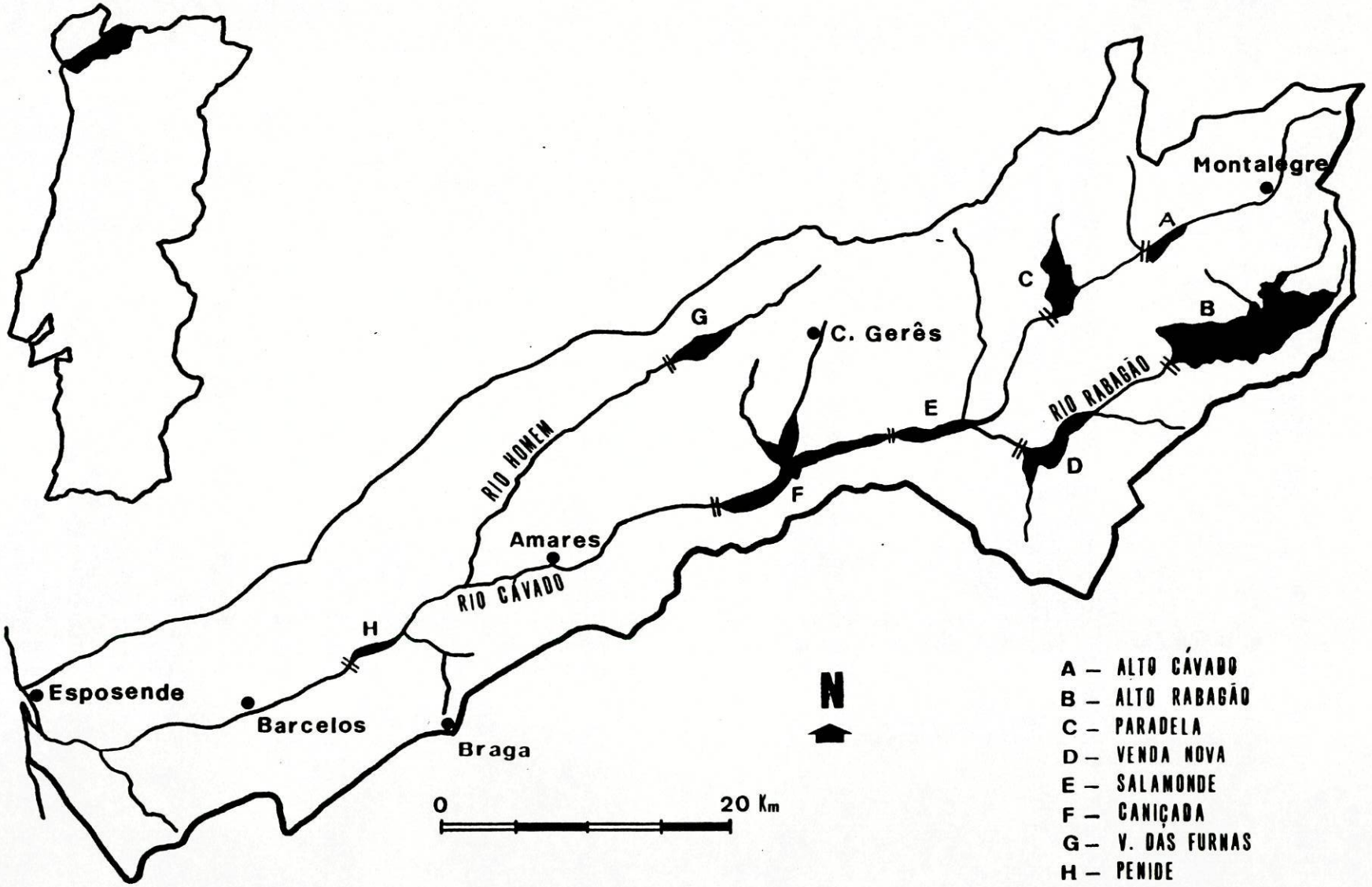



Figura 3 - Carta da bacia hidrográfica do rio Cávado.

(Concelho de Montalegre, distrito de Vila Real) a cerca de 1500 metros de altitude e muito próximo da fronteira entre Portugal e Espanha.

Desagua no Oceano Atlântico, em Esposende (Distrito de Braga) formando um estuário bastante assoreado.

Na parte inicial do seu trecho atravessa a região planáltica de Montalegre (~ 900m), sendo marginado por lameiros de montanha onde predomina o Carvalho (Quercus robur e Q. pyrenaica) e o Castanheiro (Castanea sativa).

Ao fundo do planalto de Montalegre, o rio Cávado entra em acentuado declive (figura 4), aproveitado, logo em Cambeses do Rio, pelo primeiro empreendimento, a barragem do Alto-Cávado, que através de um túnel, leva a água a transitar para a albufeira do Alto-Rabagão, em Pisões, no rio Rabagão. Deste modo o rio principal transforma-se em afluente do seu afluente.

Imediatamente a jusante daquela barragem, o rio Cávado, quase seco, recebe as águas da ribeira de Pitões tornando-o mais caudaloso.

Um pouco mais a jusante, a 740 m de altitude, surge a barragem de Paradela, obra de engenharia de enrocamento a granel, cuja água é canalizada através de um túnel de 13 km para a central de Vila Nova situada a 10 km a jusante de Paradela. Neste local dá-se a confluência do rio Rabagão com o rio Cávado.

O rio Rabagão, principal afluente do Cávado, é praticamente iniciado por uma enorme albufeira devido à barragem de Pisões (Alto-Rabagão). Esta albufeira, o maior lago artificial de Portugal, ocupa todo o antigo planalto de Morgade localizado entre a Serra das Alturas e a linha de picotos de Cambeses e Montalegre, tem cerca de 12 km de extensão e, no seu nível máximo atinge a cota de 880 metros.

Os terrenos inundados por esta albufeira, 2 200 ha, eram, outrora, muito utilizados para pastagem e cultivo, nomeadamente para a produção de batata, o volfrâmio branco, como era conhecido na região (RAÚL PROENÇA, 1987) do que

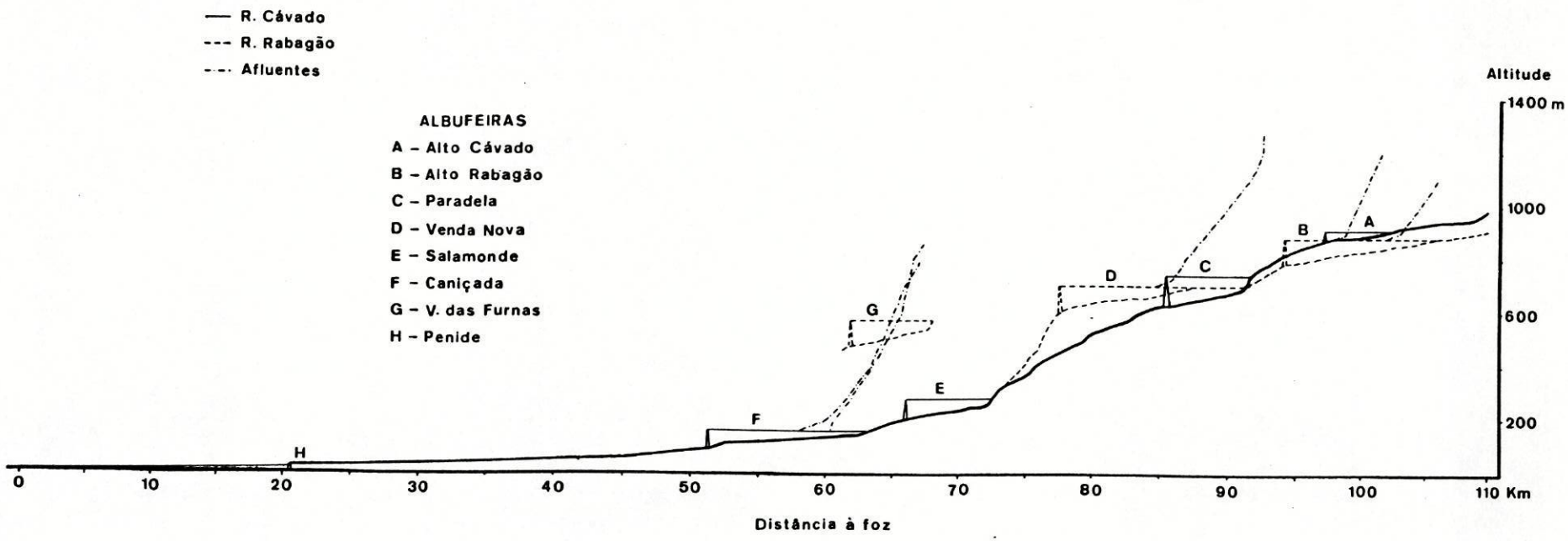



Figura 4 - Perfil longitudinal dos rios Cávado, Rabagão e alguns pequenos afluentes.

resultou, com a construção da barragem, uma quebra significativa na produção agrícola.

A central hidroléctrica encontra-se ligada ao braço terminal da albufeira da Venda Nova por um túnel de 6 km, o que lhe permite aspirar a água desta última albufeira. Este dispositivo é único no país.

Cerca de 6 km a jusante deste empreendimento encontra-se outra bela albufeira, a da Venda Nova (700 metros de altitude) cuja água é turbinada na central de Vila Nova, local em que o rio Rabagão desemboca no Cávado, e na extremidade de mais uma albufeira, a de Salamonde.

Nesta zona os dois rios correm em profundíssimos barrancos pedregosos.

O Cávado forma então a alongada albufeira de Salamonde (280m de altitude e 7 km de extensão) comprimida entre as Serras do Gerês, a Norte, e da Cabreira, a Sul e, quase de imediato, a albufeira da Caniçada (162 m de altitude).

Nesta albufeira desaguam dois afluentes de alguma importância, vindos da Serra do Gerês, a ribeira do Gerês e o rio Caldo. As águas desta albufeira, depois de turbinadas, são lançadas em Friande por um túnel de 7,5 km de extensão.

Após a albufeira da Caniçada, o Cávado desce entre os pendores de S.ta Maria de Bouro e Verim, seguindo em consecutivos meandros até à confluência do rio Homem. Este afluente nasce na serra do Gerês e nele está instalado mais um empreendimento hidroeléctrico - Vilarinho das Furnas.

Seguidamente o rio Cávado desliza, já de uma forma muito suave e entre terrenos agrícolas, até ao Atlântico, depois de atravessar Braga e Barcelos. No entanto, a jusante de Braga, entre as freguesias de Pousa e Areias de Vilar. possui ainda a barragem de Penide, de pequenas dimensões.

Do ponto de vista geológico a bacia hidrográfica do rio Cávado encontra-se localizada no bloco setentrional do Maciço Hespérico caracterizado essencialmente pela ocorrência de rochas graníticas de idade hercínica. Somente nos

trechos inicial e final predominam rochas metasedimentares de idade paleozóica (figura 5).

Os terraços fluviais, segundo TEIXEIRA e GONÇALVES (1980) são particularmente desenvolvidos, nomeadamente de Amares para jusante. Estes depósitos são formados por cascalheiras de calhaus rolados, areias e leitos de argila, estes últimos, por vezes, explorados para cerâmica como, por exemplo, na região de Barcelos.

Em toda a bacia os sistemas aquíferos constituem um importante manancial que reflecte um aumento considerável dos seus caudais de escoamento. É interessante referir que existem na região prados permanentes, que comprovam a pouca profundidade dos níveis freáticos obrigando, por vezes, os agricultores, a contrariar o excesso de água nos lameiros.

As nascentes minero-medicinais são muito numerosas. Neste aspecto são de salientar as nascentes sulfurosas, alcalinas, fluoretadas e radioactivas de Barcelos e Amares; as águas hipossalinas, sílico-carbonatadas de Caldelas - Vila Verde, as nascentes hipo-termais, hipossalinas, bicarbonatadas sódicas e radioactivas do Gerês e foz do rio Homem e ainda as nascentes localizadas em Terras de Bouro de águas hipotermais, hipossalinas mas pouco mineralizadas.

Os recursos minerais da região são também consideráveis. O volfrâmio e o estanho são os principais minérios extraídos a partir de filões quartzosos mineralizados por cassiterite, molibdenite, volframite e sheelite.

O sector mais importante é o couto mineiro da Borralha que, segundo NORONHA e RIBEIRO, 1983, produziu de 1967 a 1982 cerca de 4300 toneladas de concentrados de volfrâmio e cerca de 2300 toneladas de concentrados de calcopirite com cerca de 15% de cobre e 0,3% de prata.

Ainda segundo estes autores é importante referir os filões de quartzo e feldspato explorados a sul de Salamonde (mais de 2000 toneladas de 1977 a 1982).

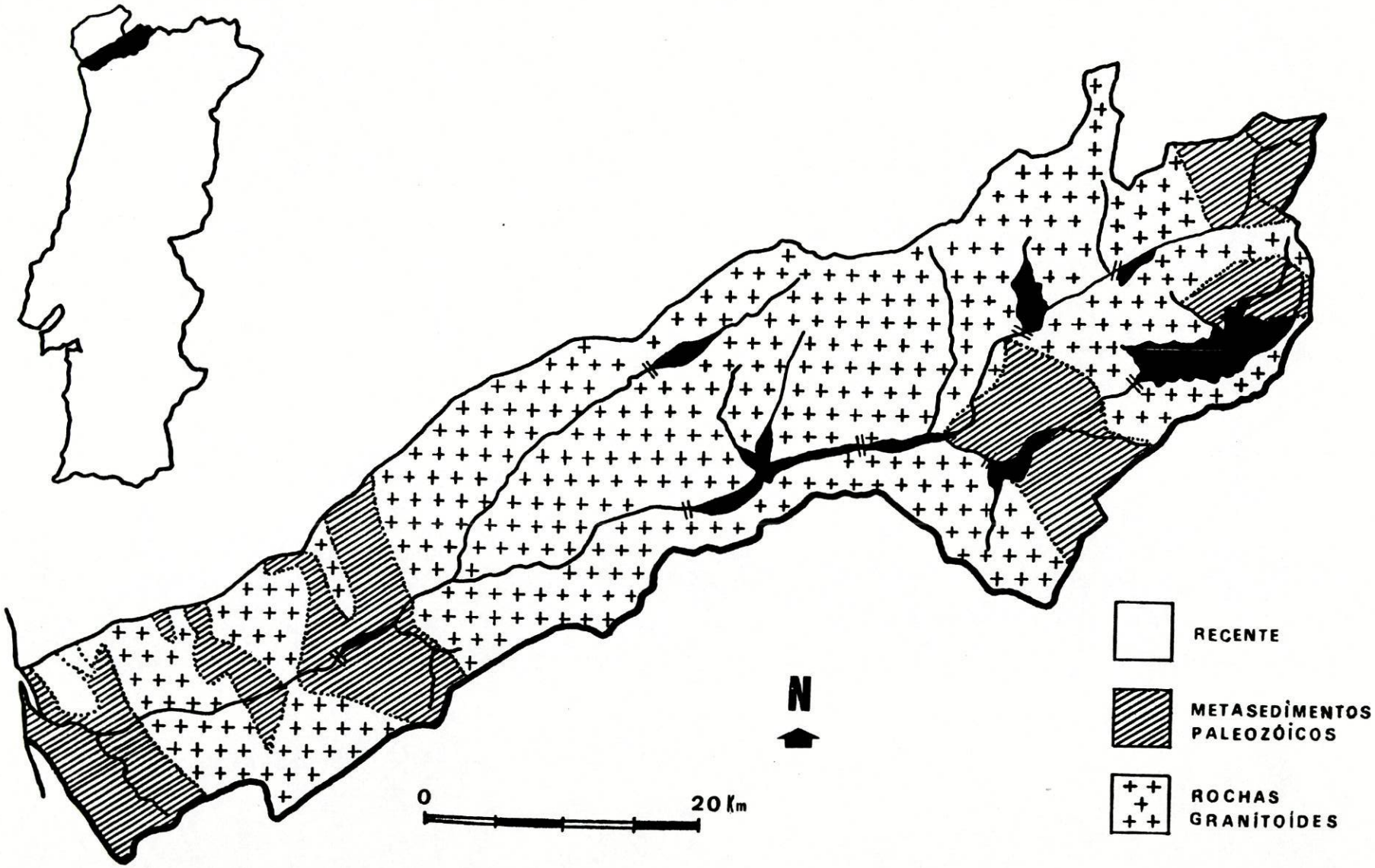



Figura 5 - Carta geológica da bacia hidrográfica do rio Cávado.

## 2.3 - ASPECTOS CLIMATOLÓGICOS

No intuito de obter o máximo de informação sobre a bacia hidrográfica do rio Cávado achamos por bem obter dados climatológicos cuja análise se pode mostrar fundamental na interpretação dos resultados finais.

É sabido que os factores climáticos influenciam as características físicas e químicas da água, actuando indirectamente sobre as comunidades bentónicas ou influenciando-as directamente, por exemplo, ao nível do ciclo de vida de insectos (postura, emergência, etc.).

Assim, para os anos de 1985 e 1986 em que decorreu este estudo, foi possível, graças à colaboração do Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, obter dados de temperatura atmosférica, insolação e pluviosidade, em duas estações da bacia hidrográfica do rio Cávado, uma no trecho superior junto à nascente, em Montalegre, e outra no trecho médio, em Braga (Posto Agrário).

### 2.3.1 - TEMPERATURA ATMOSFÉRICA

A temperatura atmosférica apresentou, durante o período estudado, um ciclo perfeitamente normal.

Em 1985 a temperatura média anual foi de 10,1°C em Montalegre e de 14,6°C em Braga. Comparando estes valores com o período de referência (média anual dos anos de 1941 a 1970) verificou-se ter-se tratado de um ano perfeitamente normal já que eles foram de 9,9 e 14,5°C, respectivamente.

O ano de 1986 foi ligeiraments mais frio sem, no entanto, poder ser considerado anormal. Obteve-se uma média anual de 9,5 e 14,2°C em Montalegre e Braga, respectivamente.

As temperaturas mínimas foram obtidas, em 1985, no mês de Janeiro em ambas as estações (1,6°C de média mensal em Montalegre e 7,1°C em Braga).

No ano de 1986 as mínimas foram obtidas em Fevereiro, em Montalegre (2,7°C) e em Janeiro, em Braga (7,8°C).

As temperaturas máximas foram obtidas no mês de Setembro de 1985 nas duas estações (19,5 e 22,3 °C, respectivamente em Montalegre e Braga). Em 1986, as máximas registaram-se em Julho e foram de 19,3 e 22,2 °C, respectivamente.

Relativamente ao período de referência verificou-se que as mínimas foram inferiores ao normal que é de 3,4 °C em Janeiro, em Montalegre e de 8,6°C em Dezembro, em Braga. Por sua vez, as máximas são superiores ao normal (17,5°C em Julho, em Montalegre e 20,6 °C no mesmo mês, em Braga).

Verifica-se pois, que neste biénio, as amplitudes de variação térmica foram ligeiramente superiores ao normal.

A partir da análise da figura 6 pode-se distinguir, em Montalegre e em 1985:

- 3 meses "normais" (Abril, Junho e Agosto) - considerando que a variação térmica está compreendida entre -1 °C e +1°C em relação ao período de referência.
- 5 meses "frios" (Janeiro, Março, Maio, Junho e Novembro) considerando aquela variação térmica compreendida entre -1°C e -3°C.
- 3 meses "quentes" (Fevereiro, Outubro e Dezembro) - variação térmica compreendida entre +1 °C e +3°C.
- 1 mês "muito quente" (Setembro) - variação térmica superior a +3 °C.

Durante este ano de 1985, e em Braga, a única diferença registada em relação ao verificado em Montalegre, refere-se ao mês de Novembro, que nesta estação foi "normal".

Em 1986, e da mesma forma em relação ao período de referência, pode-se distinguir em Montalegre:

- 7 meses "normais" (Janeiro, Março, Maio, Junho, Setembro, Novembro e Dezembro.
- 1 mês "frio" (Fevereiro).

- 1 mês "muito frio" (Abril) - variação térmica superior a -3 °C.

- 3 meses "quentes" (Julho, Agosto e Outubro).

E em Braga:

- 5 meses "normais" (Fevereiro, Maio, Junho, Novembro e Dezembro.

- 3 meses "frios" (Janeiro, Março e Agosto).

- 1 mês "muito frio" (Abril).

- 3 meses "quentes" (Julho, Setembro e Outubro).

### 2.3.2 -INSOLAÇÃO

A insolação anual, em 1986, em Montalegre (figura 6), única estação de que dispomos de dados, foi da ordem das 2 375,2 horas, deficitária relativamente ao período de referência em 142,6 horas. Este défice ficou a dever-se aos meses de Janeiro, Março, Abril, Setembro e nomeadamente ao mês de Fevereiro, só ele responsável por um défice de 78,4 horas.

Quanto ao ano de 1985, a falta do valor correspondente ao mês de Agosto impediu-nos de realizar uma apreciação global, no entanto, pela análise da curva correspondente ao primeiro semestre estamos em crer que ele foi ainda mais deficitário.

É interessante referir que, como seria de esperar, a temperatura e insolação apresentam curvas coincidentes.

Este défice, estará, sem dúvida, relacionado com a pluviosidade que analisaremos de seguida.

### 2.3.3 - PLUVIOSIDADE

A pluviosidade anual foi bastante elevada e variou entre 1269 (1986) e 1648mm (1985).

A análise da figura 7 permite visualizar a pluviosidade média mensal

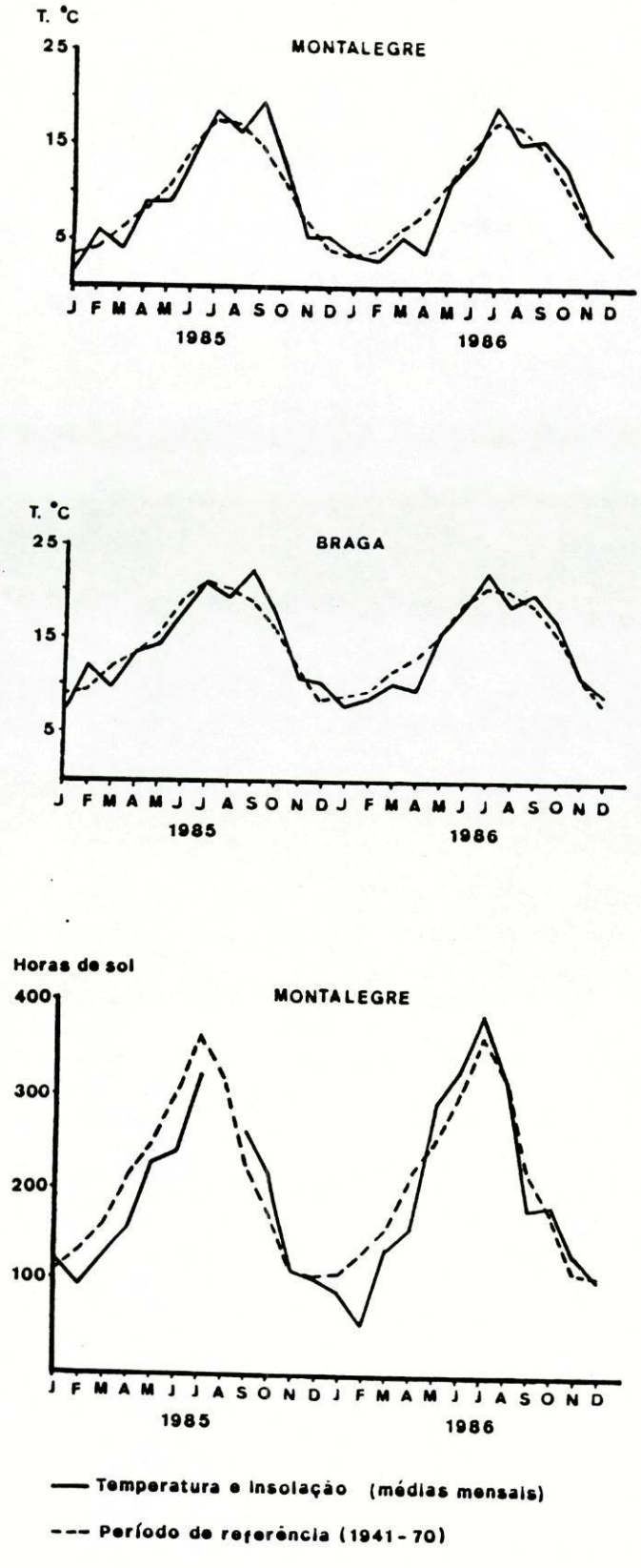
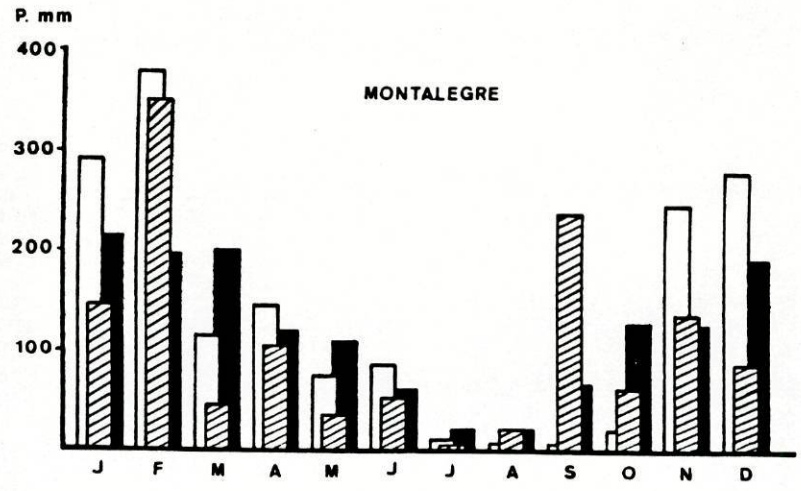
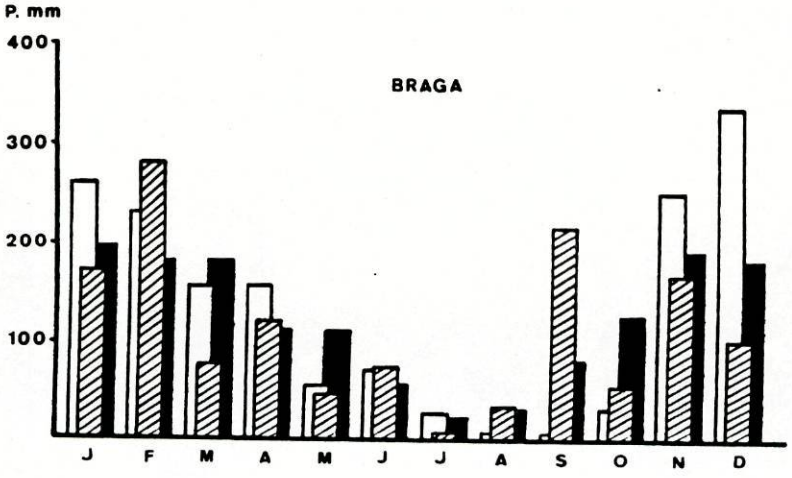



Figura 6 - Temperatura atmosférica e insolação (médias mensais) obtidas durante a época estudada e comparação com um período de referência (1941-1970).




| ANO | TOTAL ANUAL MONTALEGRE | BRAGA |
|---|---|---|
| □ - 1985 | 1648,2 | 1573,1 |
| ▨ - 1986 | 1269,1 | 1330,7 |
| ■ - 1941-70 (período de referência) | 1539,5 | 1463,5 |

Figura 7 - Pluviosidade média mensal durante a época estudada e comparação com um período de referência.

nos anos de 1985-1986, nas estações referidas, e a sua comparação com o período de referência.

Verifica-se que, em ambas as estações, a repartição mensal é semelhante sendo, no entanto, a estação de Montalegre mais pluviosa.

O ano de 1985 foi, em termos globais, excedentário em cerca de 108,7 mm e o de 1986 deficitário (270,4 mm), em Montalegre. As proporções verificadas em Braga foram da mesma ordem (+109,6 e -132,8 mm para 1985 e 1986 respectivamente).

Durante este biénio distinguem-se os meses de Janeiro, Fevereiro, Abril, Junho, Novembro e Dezembro excedentários em 1985, e os de Fevereiro e Setembro em 1986.

Março, Maio, Agosto, Setembro e Outubro de 1985 e Janeiro, Março, Maio, Julho, Outubro e Dezembro foram meses deficitários em 1986.

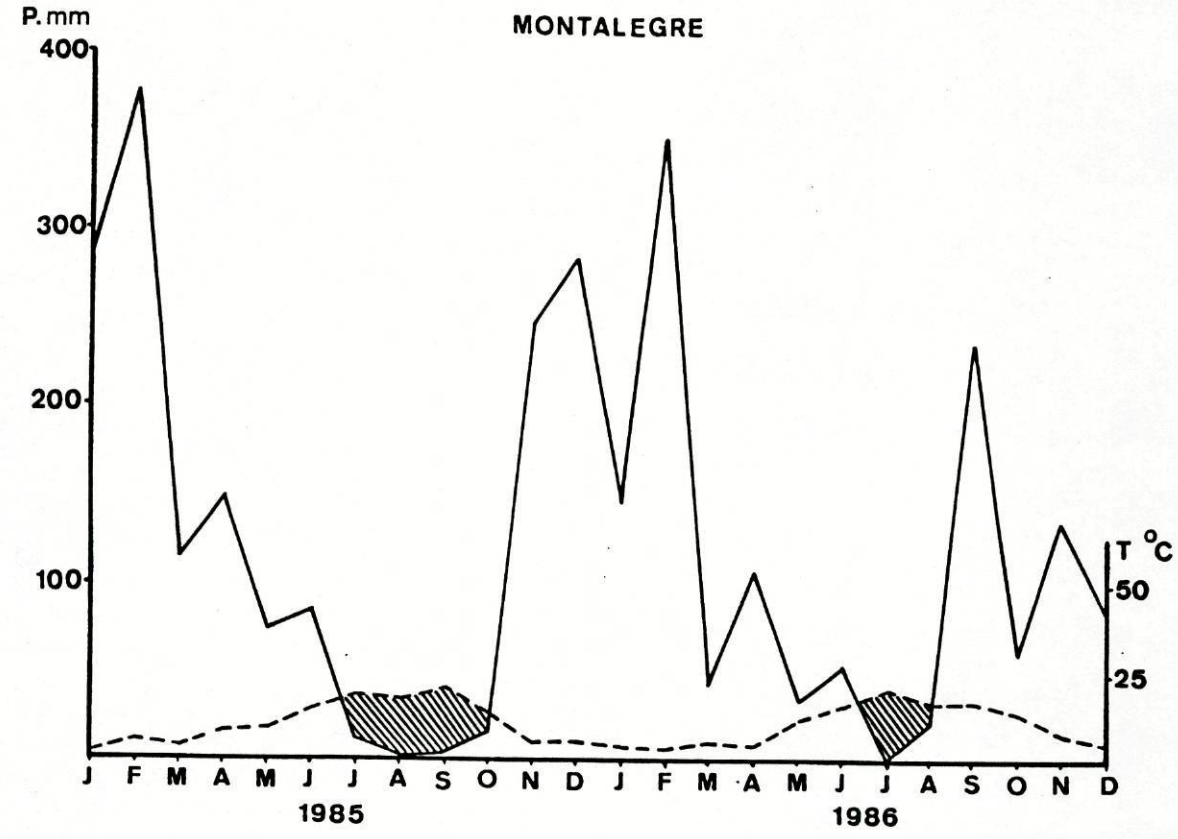
A partir dos diagramas da figura 8, obtidos pela sobreposição das curvas respeitantes à temperatura atmosférica e pluviosidade e fazendo coincidir 0 °C e 0 mm e 50 °C e 100mm, faz-se uma ideia dos períodos de aridez, susceptíveis de influenciar o regime hidrológico. Estes períodos são representados pela intersecção das duas curvas.

Verifica-se assim que, apesar da forte pluviosidade de 1985, o período de aridez é bastante mais intenso estendendo-se de finais de Junho a Outubro, nas duas estações, enquanto que em 1986 ele se inicia na mesma altura mas termina em Agosto.

## 2.4 - REGIME HIDROLÓGICO - CAUDAIS

Com as informações obtidas no Centro de Produção da EDP (Electricidade de Portugal) respeitantes aos caudais junto das centrais hidroeléctricas do Alto-Rabagão, Venda Nova, Paradela e Caniçada, foi possível obter uma imagem sobre o regime hidrológico da bacia hidrográfica do rio Cávado.

É sabido que o relevo e o clima constituem os factores que mais in-



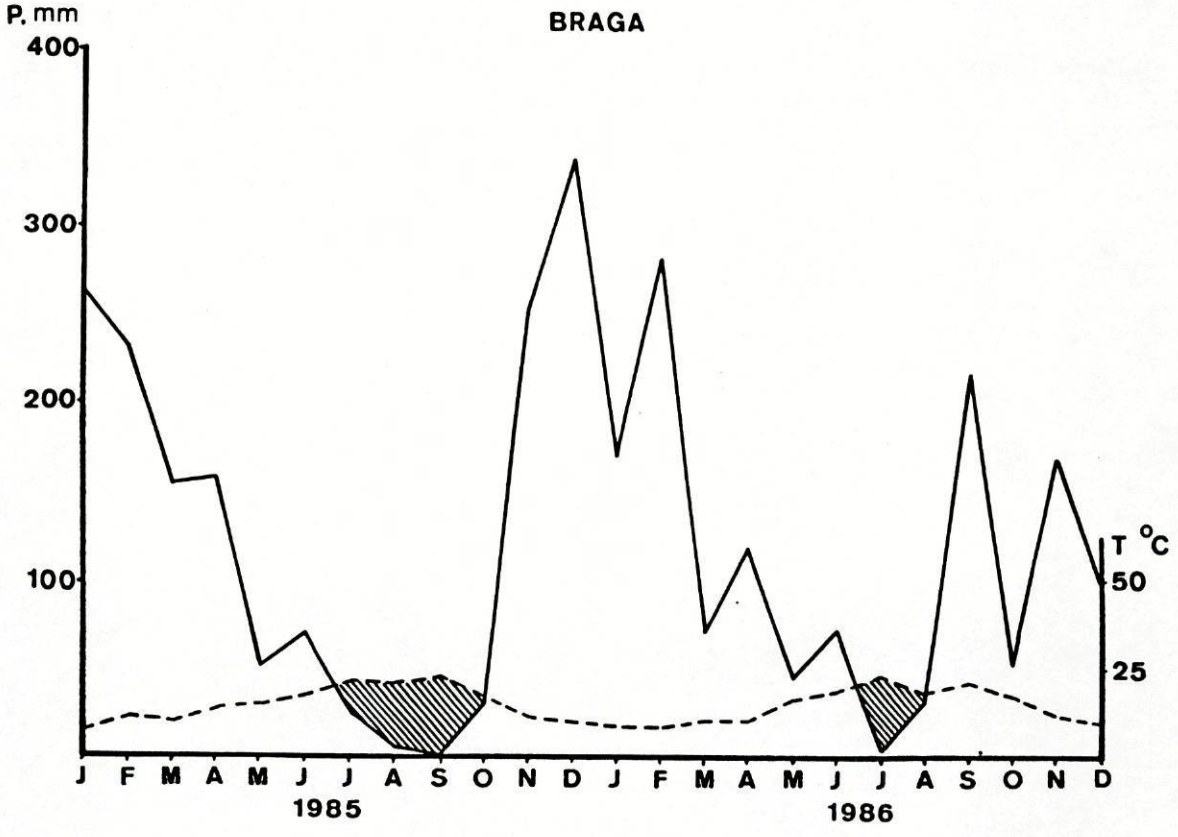




Figura 8 - Diagramas termo-pluviométricos para os anos de 1985 e 1986. O período de aridez é representado pela área tracejada. (——— pluviosidade; ----- temperatura).

fluenciam o regime dos cursos de água. A natureza do solo e a cobertura vegetal são factores complementares de menor importância (PARDE, 1968).

Num parágrafo precedente verificámos que a bacia do rio Cávado, no seu trecho inicial, apresenta um declive bastante acentuado e uma pluviosidade muito intensa. Como resultado deverá verificar-se um escoamento bastante rápido das suas águas.

Na figura 9 representam-se os caudais médios mensais para os anos de 1985 e 1986 comparados com aqueles correspondentes a um período de referência (1980 a 1984). Verifica-se que realmente, nesta bacia, os caudais são relativamente elevados, tendo mesmo excedido, em Fevereiro de 1985, os 100 $m^3/s$ na Caniçada.

Uma análise mais aprofundada destas figuras mostra-nos que a evolução dos caudais ao longo dos anos é muito semelhante nos quatro locais e traduz-se por valores elevados nos meses de Inverno e reduzidos, por vezes excessivamente, nos meses de Verão (Julho, Agosto, Setembro e mesmo Outubro). Na Venda Nova e na Caniçada obtiveram-se valores elevados nos caudais estivais de 1985 que, sem dúvida, poderemos atribuir ao funcionamento desses empreendimentos.

Ainda na figura 9, representa-se a "hidraulicidade", que é traduzida pela razão entre o caudal médio mensal do ano em curso e o caudal médio mensal do período de referência. Valores superiores ou inferiores a 1 indicam respectivamente meses excedentários e deficitários.

De um modo geral podemos afirmar que o ano de 1986 foi muito deficitário, o que é perfeitamente evidente no Alto-Rabagão, Venda Nova e Caniçada, ao passo que o ano de 1985 foi excedentário.

De notar que estes dados são perfeitamente coincidentes com os valores de precipitação obtidos.

Como já se havia notado na Venda Nova e Caniçada, os caudais estivais de 1985 são bastante excedentários (Junho, Julho, Agosto e Setembro), não tendo

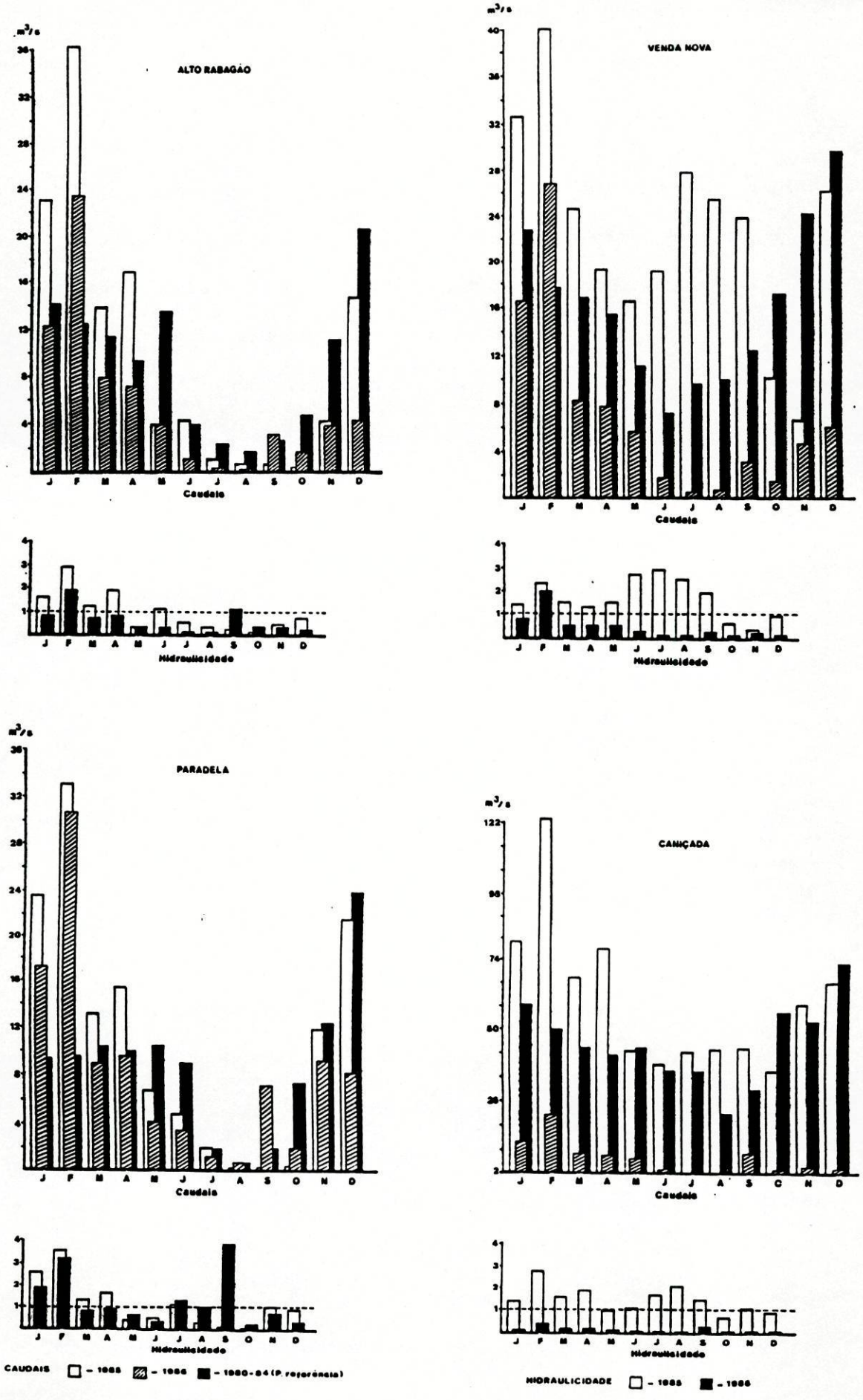



Figura 9 - Caudais médios mensais e hidraulicidade para os anos de 1985 e 1986 e comparação com um período de referência.

qualquer relação com os dados climatológicos pelo que, como se disse, só os poderemos atribuir ao funcionamento dos empreendimentos hidroeléctricos.

Ao longo dos dois anos considerados notaram-se algumas variações bruscas (por exemplo Setembro para Outubro de 1986) de caudal susceptíveis de afectar a fauna bentónica. Por último , é importante referir que, embora fosse de esperar uma maior constância de caudal devido ao poder regulador dos diversos empreendimentos hidroeléctricos, salvo nos meses de estiagem na Venda Nova e Caniçada, ela não se faz sentir.

## 2.5 - ACTIVIDADES HUMANAS

Na bacia hidrográfica do rio Cávado, segundo GIRÃO (1952), sob o ponto de vista estrutural, notam-se distintamente duas regiões: o Alto-Cávado, mais montanhoso, de solos mais pobres, onde a população de menor densidade (menos de 100 hab./km$^2$) se distribui em agregados, e o Baixo-Cávado, de clima mais ameno e de solos mais férteis, com população dispersa e mais densa (mais de 200 hab./km$^2$). Esta diferente forma na distribuição da população influencia fortemente as actividades presentes na região. De acordo com dados divulgados pelo Ministério do Planeamento e Administração do Território (1987) esta disparidade tem tendência a agravar-se uma vez que no Baixo-Cávado (distrito de Braga) e no período compreendido entre 1981 e 1986 houve um crescimento populacional da ordem dos 7,2%, enquanto que no Alto-Cávado (distrito de Vila Real) e no mesmo período de tempo, o crescimento populacional foi negativo (-0,11%).

A actividade principal presente na bacia hidrográfica do rio Cávado é, sem dúvida, a agro-pecuária. A exploração florestal está, também, bastante desenvolvida, nomeadamente nas encostas montanhosas.

As actividades industriais são de vária ordem. Toda a bacia, como foi referido, está fortemente aproveitada para a produção de energia hidroeléctrica constituindo o sistema Cávado-Rabagão-Homem, cujas características apresentamos

em linhas gerais:

As albufeiras que alimentam as centrais deste sistema (Alto-Cávado, Alto-Rabagão, Venda Nova, Paradela, Salamonde, Caniçada, Vilarinho das Furnas e Penide) têm, no seu conjunto, uma grande capacidade de aproveitamento (1121 x $10^6$ $m^3$ de água) equivalente a 1523 GWh (63,9% correspondendo à albufeira do Alto-Rabagão).

Este sistema permite uma grande concentração da produção nos períodos de Inverno compensando as baixas em período de seca.

A potência total das seis centrais do sistema é de 449,7 MVA (377,6 MW) distribuída por treze grupos geradores. (Companhia Portuguesa de Electricidade, 1972 e Electricidade de Portugal, 1984).

O aproveitamento de Penide, cujo projecto inicial data de 1891, foi um dos primeiros a ser construído no nosso país, e foi construído com vista à satisfação dos consumos do Concelho de Barcelos. Os restantes aproveitamentos, já para fornecimento da rede nacional, entraram em serviço na década de 50 (Venda Nova - 1951; Salamonde - 1953; Caniçada - 1955 e Paradela - 1956). O Alto-Rabagão foi o primeiro aproveitamento construído com o objectivo principal de regularização interanual. Foi projectado em 1958 e entrou em funcionamento em 1964.

O sistema hidroeléctrico do Alto-Cávado foi completado com a entrada em funcionamento, em 1972, do aproveitamento de Vilarinho das Furnas.

No quadro 1 apresentam-se as características dos diferentes aproveitamentos.

Na zona do Baixo-Cávado, não considerada neste estudo, a jusante de Braga, há uma actividade industrial mais concentrada, sendo de salientar a tinturaria. Segundo um relatório da Universidade do Minho (sem data) foram recenseadas as seguintes indústrias: azeite - 2; calçado - 1; confecções (malhas e tinturarias) - 15; matadouro - 1; papel e cartão - 2.

A extracção de inertes nesta mesma zona é também bastante intensa.

Quadro 1 - Características dos aproveitamentos hidro-eléctricos do sistema Cávado-Rabagão-Homem.

| | ALTO RABAGÃO | ALTO CÁVADO | PARADELA | VENDA NOVA | SALAMONDE | CANIÇADA | V. DAS FURNAS | PENIDE |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| LOCALIZAÇÃO | Rio Rabagão, Região Barroso Concelho de Montalegre, 84 Km de Braga | Rio Cávado, Região Barroso Concelho de Montalegre, próximo de Sezelhe | Rio Cávado, Concelho de Montalegre, imediações de Paradela | Rio Rabagão, nas imediações de Venda Nova a 55 Km de Braga | Rio Cávado, 5 Km a jusante da confluência do R. Rabagão, Concelho de V. do Minho a 45 Km de Braga | Rio Cávado, 17 Km a jusante de Salamonde a 32 Km de Braga, Conc. T. de Bouro (Valdozende) | Rio Homem, próximo de S. João do Campo, Conc. Terras de Bouro | Rio Cávado, lugar de Penide, (Areias de Vilar, próx. de Barcelos |
| DIMENSÕES altura<br>largura | 94 m<br>2000 m | 29 m<br>– | 112,5 m<br>540,0 m | 97 m<br>230 m | 75 m<br>203 m | 76 m<br>196 m | 94,0 m<br>384,5 m | 20,3 m<br>50,5 m |
| CAPACIDADE ($m^3$) | $550 \times 10^6$ | | $159,4 \times 10^6$ | $95 \times 10^6$ | $57 \times 10^6$ | $144,4 \times 10^6$ | $116,2 \times 10^6$ | 430 0000 |
| COTA MÁXIMA DE RETENÇÃO | 880 m | 901,5 m | 740 m | 700 m | 280 m | 162 m | 569,5 m | 16,7 m |
| PRODUÇÃO MÉDIA ANUAL (Kw/h) | $100 \times 10^6$ | | $255 \times 10^6$ | $390 \times 10^6$ | $235 \times 10^6$ | $345 \times 10^6$ | $190 \times 10^6$ | $20 \times 10^6$ |
| MATERIAL DE CONSTRUÇÃO | Betão, zona central em cúpula parabólica, assimétrica. 2 zonas laterais de perfis de gravidade | Betão, perfil de gravidade | Enrocamento a granel com cortina de betão recoberta por tela impermeabilizante | Betão, tipo abóbada espessa com o paramento de montante cilíndrico vertical e o de jusante inclin. a 40% | Betão, tipo cúpula delgada | Betão, tipo cúpula delgada | Betão, tipo cúpula assimétrica de dupla curvatura com arcos horizontais parabólicos | Alvenaria de granito do tipo de gravidade |
| DESCARREGADORES DE CHEIAS | 2 para o caudal máximo de $2 \times 250\ m^3/s$, 2 de fundo para $2 \times 180 m^3/s$ | 1 em lâmina para 410 $m^3/s$ e de fundo para 27 $m^3/s$ | 1 descarregador em poço para 313 $m^3/s$, 1 portal com comporta de comando automático - 370 $m^3/s$, 1 de fundo para 65 $m^3/s$ | 1 para $2 \times 550\ m^3/s$, 1 de fundo para 130 $m^3/s$ | 1 para 1700 $m^3/s$ (caindo a água em lâmina livre sob colchão de água) 1 de fundo para 130 $m^3/s$ | 1 para 1700 $m^3/s$ (caindo a água em lâmina livre sob colchão de água) 1 de fundo para 142 $m^3/s$ | 1 de fundo para 180 $m^3/s$, o de cheias é independente (em galeria e automático para 280 $m^3/s$ | 3 vãos descarregadores: 2 com comportas de segmentos, 1 descarregador de superfície em lâmina livre |
| CENTRAL | 2 grupos ternários | | 1 grupo instalado na central de Venda Nova | 4 grupos geradores: 2 para Venda Nova, 1 para Paradela ou Venda Nova | 2 grupos | 2 grupos | 1 grupo | 2 grupos |
| POTÊNCIA DOS ALTERNADORES | 2 x 45 MVA | | 60 MVA | 96 MVA | 2 x 25 MVA | 2 x 34 MVA | 80 MVA | 2250 KVA |
| POTÊNCIA DAS TURBINAS | 2 x 50000 CV sob 170 m de queda útil | | 76000 CV sob 402,5 m de queda útil | 3 x 39000 CV sob 400 m de queda útil | 2 X 29600 CV sob 120 m de queda útil | 2 x 42000 CV sob 121 m de queda útil | 100500 CV sob 413 m de queda útil | 2550 CV sob 6,8 m de queda útil |
| CAUDAL MÁXIMO TURBINÁVEL | 51 $m^3/s$ (na bombagem 37 $m^3/s$) | | 16,4 $m^3/s$ | 3 x 8 $m^3/s$ | 2 x 21 $m^3/s$ | 2 x 34 $m^3/s$ | 19,7 $m^3/s$ | 35 $m^3/s$ |
| GENERALIDADES | Permite a bombagem de água da albufeira da Venda Nova | | Água derivada para a central de Venda Nova por um tunel de 11 Km | Água derivada para a central de Vila Nova por um túnel de 3,9 Km | | Caudal após turbinado, reconduzido ao Cávado por galeria de 7,5 Km | Um túnel de 7,6 Km conduz a água à central na albufeira da Caniçada | Aproveitamento a fio de água. Possui eclusa |

Segundo o mesmo relatório detectaram-se onze explorações de extracção de areia em actividade e treze abandonadas recentemente ou ilegais, ou ainda cujas licenças não foram renovadas.

Ainda no que diz respeito à extracção de inertes há a salientar, como vimos, o Couto mineiro da Borralha (volfrâmio) cujas águas provenientes da lavagem do minério, ricas em cobre, são descarregadas na albufeira da Venda Nova.

É ainda importante referir que o rio Cávado, no seu trecho superior, constitui fronteira do Parque Nacional da Peneda-Gerês. Este facto, por um lado, é já garante da importância biológica e paisagística, podendo mesmo constituir um travão à implantação de certas actividades incompatíveis com a conservação da natureza; por outro lado, faz com que as massas de água, nomeadamente as albufeiras, sejam muito procuradas para o turismo ecológico acompanhado pela prática de desportos naúticos, actividade que, prevê-se, venha a ser muito incrementada num futuro próximo. Esta previsão motivou a publicação do D.L. 502/71 de 18 de Novembro e do D.R. 2/88 de 20 de Janeiro que classificam as albufeiras em quatro categorias: protegidas, condicionadas, de utilização limitada e de utilização livre.

Uma albufeira é considerada protegida quando a sua água é utilizada para abastecimento público ou quando, por necessidades ecológicas, é necessário proceder à sua protecção.

As albufeiras condicionadas são aquelas que apresentam condicionamentos naturais (superfície reduzida, dificuldades de acesso, situação fronteiriça, etc.).

Quando as albufeiras apresentam uma localização e condições naturais que proporcionam a utilização turística, são consideradas de utilização limitada.

As albufeiras de utilização livre permitem, sem prejuízo, a coexistência de diferentes actividades.

Nessa legislação foram também definidas as seguintes actividades: pes-

ca, banhos e natação; navegação recreativa a remo e vela; navegação a motor e competições desportivas.

As albufeiras da bacia hidrográfica do rio Cávado foram classificadas do seguinte modo: Alto-Cávado e Penide - condicionadas; Caniçada, Paradela, Salamonde e Vilarinho das Furnas - protegidas; Alto-Rabagão e Venda Nova - utilização livre. (quadro 2).

Na albufeira da Caniçada, na zona do rio Caldo, o Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" instalou uma unidade experimental de Aquacultura, destinada a ensaiar, pela primeira vez em Portugal, a cultura de trutas em jaulas flutuantes. Após os bons resultados obtidos por esta unidade experimental, foi instalada na albufeira do Alto-Rabagão uma unidade industrial privada.

Recentemente, após o início deste trabalho, foi instalada uma outra truticultura flutuante na albufeira da Caniçada, próximo da barragem.

Esta actividade, devido às boas características das águas, tem tendência a implantar-se, definitivamente, na região e, segundo notícias vindas a público, está já programada a instalação de mais duas unidades industriais, uma, também, na albufeira do Alto-Rabagão e outra na albufeira de Paradela.

As actividades presentes nesta bacia trazem, sem dúvida, problemas de qualidade de água que inviabilizam ou poderão vir a inviabilizar as suas actuais ou futuras utilizações.

Segundo a Comissão de Coordenação da Região Norte (1986), a qualidade da água é boa somente a montante de Barcelos; no Baixo-Cávado a água é de qualidade inferior. No Minho, região onde se localiza grande parte da bacia hidrográfica do rio Cávado, actualmente, as necessidades e consumos efectivos de água são consideráveis (quadro 3), apenas ultrapassados no Continente pelas regiões do Baixo-Douro e Baixo-Tejo. Felizmente o Minho é extremamente rico no que diz respeito a recursos hídricos, sendo a região do Continente Português em que as disponibilidades de água são maiores, cerca de 2,5 vezes superiores às necessi-

Quadro 2 - Classificação das albufeiras do sistema Cávado-Rabagão-Homem (segundo o D. R. 2/88 de 20 de Janeiro).

| NOME | ALTO CÁVADO | ALTO RABAGÃO | CANIÇADA | PARADELA | PENIDE | SALAMONDE | VENDA NOVA | V. DAS FURNAS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CLASSIFICAÇÃO | condicio-nada | utilização livre | protegi-da | protegi-da | condi-cionada | protegida | utilização livre | protegida |
| PESCA | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| BANHOS E NATAÇÃO | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| NAVEGAÇÃO RECREATIVA | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| NAVEGAÇÃO A MOTOR | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| COMPETIÇÕES DESPORTIVAS | 1 | 2 | 0 | 0 - 1 | 1 | 0 - 1 | 2 | 0 - 1 |
| OBSERVAÇÕES | superfície reduzida | | | | superf. reduzida | | | |

Legenda: 0 - actividade não permitida
1 - actividade permitida com restrições
2 - actividade permitida sem restrições

dades e 4,5 vezes superiores aos consumos efectivos.

Quadro 3 - Necessidades e consumos efectivos de água no Minho (GONÇALVES-HENRIQUES, 1983)

| | AGRICULTURA | INDÚSTRIA | ENERGIA | ABAST. DOMEST. | TOTAL |
|---|---|---|---|---|---|
| NECESSIDADES (hm3/ano) | 565,3 | 147,9 | 41,8 | 36,0 | 791,0 |
| CONSUMOS EFECTIVOS (hm3/ano) | 337,6 | 33,5 | 2,1 | 7,2 | 380,4 |

No entanto, atendendo ao grande aumento previsível das necessidades de água num futuro próximo, é da maior importância a boa gestão dos recursos hídricos no intuito de preservar a sua qualidade.

# 3 - MATERIAL E MÉTODOS

## 3.1 - AMOSTRAGEM

A amostragem é uma fase fundamental em todos os estudos de índole biológica, pois dela dependerá a validade dos resultados obtidos.

Quando se utilizam macro-invertebrados para avaliação de perturbações nos ecossistemas aquáticos, este aspecto assume uma importância capital devido à grande diversidade de nichos ecológicos que estes organismos ocupam. Assim, é necessário realizar uma escolha criteriosa das estações e também dos métodos de amostragem.

### 3.1.1 - ESCOLHA DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

A escolha das estações de amostragem que serviram de base a este estudo não foi feita arbitrariamente. De facto, fez-se um reconhecimento bastante minucioso de toda a bacia hidrográfica do rio Cávado, que nos forneceu informações preciosas, nomeadamente no que diz respeito à localização de empreendimentos hidroeléctricos, fontes de poluição, acessibilidade dos locais, importância dos afluentes, etc.

Assim, tendo em conta esta informação, e, fundamentalmente, os objectivos do trabalho, foram escolhidas 22 estações de amostragem cuja localização é representada na figura 10.

### 3.1.2 - BREVE DESCRIÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

1 - No rio do Gerês, a jusante da povoação de Caldas do Gerês. Acesso pela estrada 308.1, na ponte da estrada florestal para Campo do Gerês.

2 - Na Albufeira da Caniçada, margem direita, lugar de Rio Caldo onde se encontra a unidade experimental de Aquacultura do

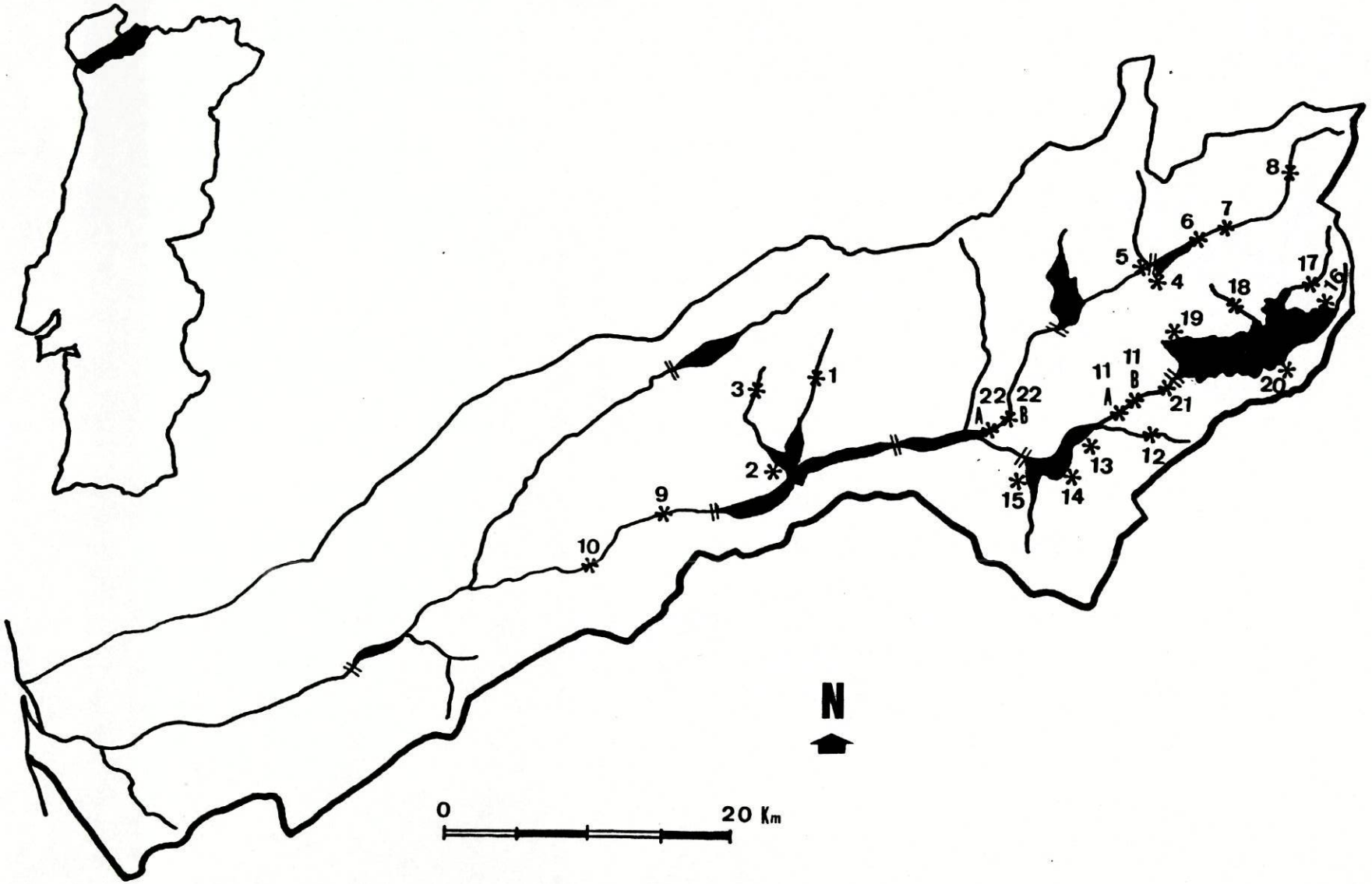



Figura 10 - Localização das estações de amostragem.

Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" constituída por jaulas flutuantes destinadas a truticultura. Acesso pela estrada 304.

3 - Na ribeira próxima de S. João do Campo. Acesso pela estrada 304.

4 - No braço esquerdo e margem esquerda da albufeira do Alto-Cávado. Acesso pela estrada 304.

5 - No rio Cávado, imediatamente a jusante da barragem do Alto-Cávado. Acesso pela estrada 308.

6 - Na albufeira do Alto-Cávado, na margem esquerda, no topo sul da ponte que atravessa essa albufeira.

7 - No rio Cávado a jusante de Montalegre e a montante da albufeira do Alto-Cávado. Próximo da ponte da estrada 308 sobre o rio Cávado.

8 - No rio Cávado a montante de Montalegre. Próximo da ponte sobre este rio na estrada para Pedroso.

9 - No rio Cávado, próximo da povoação de Dornas, a jusante da albufeira da Caniçada. Acesso pela estrada 308.

10 - No rio Cávado, margem direita, junto à ponte de Amares e a montante desta Vila. Acesso pela estrada 308.

11 - No rio Rabagão, a montante da albufeira da Venda Nova, próximo da ponte para Ladrugães e com acesso pela estrada 103.

12 - Na ribeira de Ormeche, próximo da povoação com o mesmo nome, afluente do rio Rabagão que desagua na margem esquerda da albufeira da Venda Nova. Acesso pela estrada 103.

13 - Na albufeira da Venda Nova, margem esquerda, próximo do lugar de Castelo. Acesso pela estrada 103.

14 - Na albufeira da Venda Nova, na margem esquerda, entre as

povoações de Codeçoso e Venda Nova. Acesso pela estrada 103.

15 - Na albufeira da Venda Nova, na margem esquerda, imediatamente a jusante da confluência da ribeira da Borralha.

16 - No início da albufeira do Alto-Rabagão, margem direita, a montante de Aldeia Nova, com acesso pela estrada 107.

17 - Na ribeira de Gralhões, afluente que desemboca na albufeira do Alto-Rabagão na sua margem direita. Acesso pela estrada 103.

18 - Na ribeira de Castanheira, também afluente da margem direita da albufeira do Alto-Rabagão e ainda çom acesso pela estrada 103.

19 - Na zona intermédia da albufeira do Alto-Rabagão, na margem direita, junto à povoação de Perafita, com acesso pela estrada 103.

20 - Na margem direita da albufeira do Alto-Rabagão, junto à barragem, com acesso, também, pela estrada 103.

21 - No rio Rabagão, a jusante da albufeira do Alto-Rabagão, no local em que a estrada 103 cruza esse rio.

22 - No rio Cávado, junto à central de Vila Nova com acesso pela estrada 308-4.

De notar que, cerca de 100 metros a montante das estações 11 e 22, foram posteriormente incluídas mais duas estações: 11-B e 22-B.

Esta opção foi devida ao facto de se ter verificado que as estações previamente escolhidas apresentavam alternadamente facies lótico e lêntico, conforme o estado de enchimento das albufeiras imediatamente a montante das quais se localizam (Venda Nova e Salamonde, respectivamente), facto este que, nas novas estações de amostragem, já não se verifica.

Como bem acentuaram ILLIES e BOTOSANEANU (1963), TUFFERY e VERNEAUX (1968), LAFONTAINE et al. (1979) e DE PAUW e VANHOOREN (1983), as características geomorfológicas e hidrológicas podem constituir um óptimo auxiliar para a interpretação dos resultados. No quadro 4 são resumidas as características das diferentes estações.

É ainda importante referir que a morfologia dos quatro lagos de barragem estudados é bastante diferente, condicionada, obviamente, pela topografia das regiões onde foram implantadas as barragens.

Assim, (figura 11) verifica-se que as albufeiras do Alto-Cávado e Alto-Rabagão apresentam margens de declive muito mais suave do que as restantes.

Por outro lado, é preciso não esquecer que, à excepção do Alto-Cávado, estas albufeiras se destinam ao aprovisionamento de água para a produção de energia hidroeléctrica o que implica a existência de flutuações importantes do nível da água. O volume de água turbinada e a sua frequência, bem como a morfologia do terreno, condicionarão estas flutuações de nível e, indirectamente, a colonização quer por comunidades vegetais quer animais.

O que acaba de se dizer é confirmado ainda pela figura 11. Verifica-se assim que, na albufeira do Alto-Rabagão as variações de nível são muito constantes apresentando uma amplitude máxima de 3,4 metros em Dezembro.

Nas albufeiras da Caniçada e Venda Nova essas variações são mais irregulares e de maior amplitude, atingindo os valores máximos de 8,2 e 6,2 metros, respectivamente.

Pensamos assim ter obtido uma gama bastante heterogénea de estações no que diz respeito às suas características, e distribuídas com relativa homogeneidade ao longo do curso de água.

### 3.2 - ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS

As estações de amostragem foram caracterizadas sob o ponto de vista

Quadro 4 - Características das diferentes estações de amostragem.

| ESTAÇÃO | 1 Rio Gerês | 2 Albufeira da Caniçada | 3 Ribeira de. S.João | 4 Albufeira do Alto Cávado | 5 Rio Cávado | 6 Albufeira do Alto Cávado | 7 Rio Cávado | 8 Rio Cávado | 9 Rio Cávado | 10 Rio Cávado | 11 Rio Rabagão | 11 B Rio Rabagão | 12 Ribeira de Ormeche | 13 Albufeira da V. Nova | 14 Albufeira da V. Nova | 15 Albufeira da V. Nova | 16 Albufeira do Alto Rabagão | 17 Ribeira de Gralhões | 18 Ribeira de Castanheira | 19 Albufeira do Alto Rabagão | 20 Albufeira do Alto Rabagão | 21 Rio Rabagão | 22 Rio Cávado | 22 B Rio Cávado |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CATEGORIA PISCÍCOLA | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Ciprini-deos | Ciprini-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Ciprini-deos | Ciprini-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos | Salmoní-deos |
| LARGURA | 3 m | 200 m | 1,5 m | 100 m | 3 m | 200 m | 5 m | 3 m | 12 m | 30 m | 10 m | 15 m | 3 m | 250 m | 375 m | 125 m | 600 m | 3 m | 1,5 m | 1050 m | 900 m | 4 m | 12 m | 4 m |
| PROFUNDIDADE | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m | 1 m |
| ZONA | META R.ITRON f. lótico | facies lêntico | EPI R.ITRON | facies lêntico | META R.ITRON | facies lêntico | META R.ITRON | META R.ITRON | NIPO R.ITRON | EPI POTAMON | NIPO R.ITRON | NIPO R'ITRON | META R.ITRON | f.lêntico | f.lêntico | f.lêntico | facies lêntico | META R.ITRON | EPI R.ITRON | facies lêntico | facies lêntico | META R.ITRON | META R.ITRON | META R.ITRON |
| SUBSTRATO DOMINANTE | blocos calhaus areia | saibroso | calhaus | saibroso | calhaus | saibroso | calhaus | areia | calhaus | areia | areia | areia | calhaus | calhaus | calhaus | calhaus | saibroso | blocos calhaus | blocos | saibroso | saibroso | calhaus | blocos areia | blocos |
| LITOLOGIA | granito | granito | granito | granito | granito | granito | granito | xisto | granito | granito | xisto | xisto | xisto | xisto | xisto | xisto | xisto | xisto | xisto | granito | granito | granito | xisto | xisto |
| TIPO DOMINANTE DE VEGET. AQUÁTICA | briófitas | - | fanero-gâmicas | fanero-gâmicas | fanero-gâmicas | fanero-gâmicas | briófitas | fanero-gâmicas | algas | fanero-gâmicas | - | fanero-gâmicas | fanero-gâmicas | - | - | - | algas | fanero-gâmicas | fareno-gâmicas | algas | - | fanero-gâmicas | - | briófitas |
| VEGETAÇÃO AQUÁTICA | rara | ausente | média | média | abundante | média | média | abundante | rara | rara | rara | média | média | ausente | ausente | ausente | rara | média | média | rara | ausente | abundante | ausente | rara |
| BORDADURA VEGETAL | folhosas | herbáceas matos | folhosas | herbáceas matos | herbáceas matos folhosas | herbáceas matos | herbáceas matos | matos | folhosas coníferas | herbáceas folhosas terrenos agrícolas | matos folhosas terrenos agrícolas | matos folhosas terrenos agrícolas | matos folhosas terrenos agrícolas | matos coníferas | matos coníferas | matos coníferas | herbáceas matos | matos | matos | herbáceas matos | matos coníferas | matos folhosas | folhosas matos coníferas | folhosas matos coníferas |
| VGETAÇÃO RIBEIRINHA | abundante | ausente | abundante | média | média | média | média | abundante | abundante | escassa | escassa | escassa | média | abundante | média | média | escassa | média | média | escassa | escassa | média | abundante | abundante |
| ILUMINAÇÃO DAS MARGENS | 25 a 50% | 100% | 50% | 100% | 75 a 100% | 75 a 100% | 75% | 100% | 50% | 75 a 100% | 100% | 100% | 50 a 75% | 100% | 100% | 100% | 100% | 75 a 100% | 75 a 100% | 100% | 100% | 75% | 50 a 75% | 50 a 75% |
| ALTITUDE | 275 m | 160 m | 500 m | 910 m | 900 m | 910 m | 930 m | 950 m | 70 m | 50 m | 700 m | 700 m | 710 m | 700 m | 700 m | 700 m | 880 m | 900 m | 800 m | 880 m | 880 m | 760 m | 330 m | 330 m |
| DECLIVE | 7% | 0 | 9% | 0 | 11% | 0 | 20% | 20% | 3% | 3% | 8% | 8% | 7% | 0 | 0 | 0 | 0 | 6% | 12,5% | 0 | 0 | 24% | 26,7% | 26,7% |
| OBSERVAÇÕES | local de eventual transporte dos esgotos de Caldas do Gerês | local eventualmente poluído pela estação de exploração de aquacultura | | | | | local de eventual transporte dos esgotos de Montalegre | | | | | | | | | local eventualmente poluído pelo efluente das minas da Borralha | | | | | | | | |

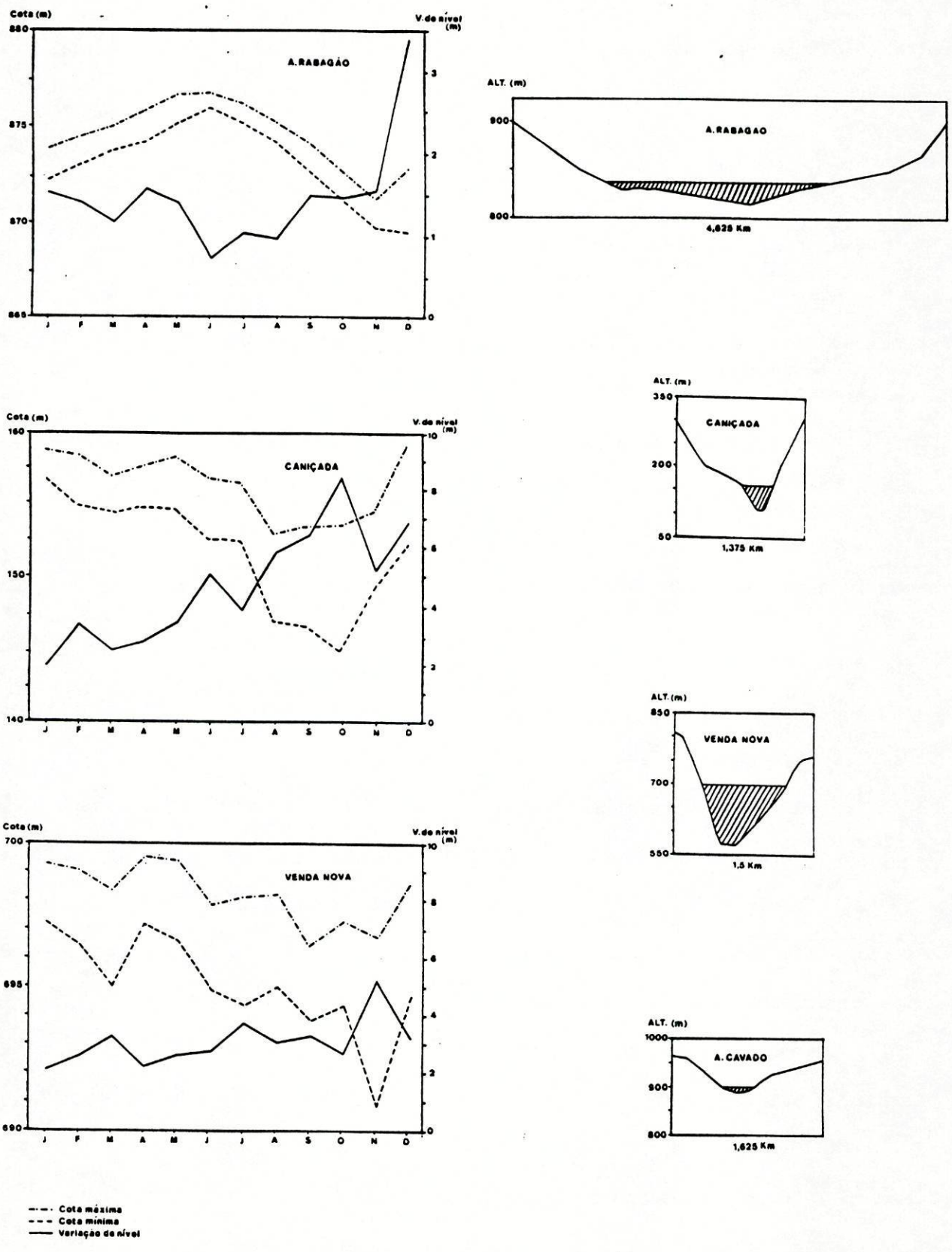



Figura 11 - Variações de cota e morfologia das albufeiras estudadas. A secção foi realizada transversalmente no ponto médio da referida albufeira.

físico e químico com uma periodicidade semelhante à das análises biológicas, as quais mais à frente descreveremos.

### 3.2.1 - VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

No terreno obteve-se a seguinte informação:

- temperatura da água - através de termómetro de mercúrio, escala 0,1°C.
- velocidade da corrente - método electrométrico com correntómetro F - 581.B, Weather Measure Corporation, escala 0,01m/s.
- pH - método electrométrico, utilizando um electrodo de pH modelo E 488 ou E 604, METROHOM HERISAU, escalas respectivamente de 0,1 e 0,01 unidades de pH.
- condutividade - método electrométrico, utilizando um aparelho portátil YSI, modelo 33 S.C.T. meter, escala 10μmhos/cm.

Procedeu-se, ainda, à recolha de água, alguns centímetros abaixo da superfície, para análises laboratoriais.

Para o efeito utilizaram-se frascos de plástico de 500ml, excepto para as análises de oxigénio dissolvido e azoto amoniacal, em que se utilizaram frascos de vidro opaco e de rolha esmerilada de 115ml de capacidade. Frascos idênticos foram utilizados para a determinação da carência bioquímica de oxigénio, mas com uma capacidade de 250ml.

Quando se tornou necessário obter amostras em profundidade utilizou-se a garrafa de RUTNER.

Após a fixação, quando necessária, o material foi colocado em caixas isotérmicas e transportado para o laboratório.

No laboratório procedeu-se às seguintes análises:

- dureza total ($CaCO_3$) - método colorimétrico, titulação complexométrica com titriplex III e indicador misto, Kit-Merck (Aquamerck 8047).

- alcalinidade (Carbonatos, $CO_3^{2-}$) - titulação com ácidos (WELSCH, 1948).

- oxigénio dissolvido ($O_2$) - titulação pelo método de WINKLER (STRICKLAND e PARSONS, 1972). A percentagem de saturação foi obtida através da temperatura e oxigénio dissolvido recorrendo ao abaco de RAWSON (WELCH, 1948).

- carência bioquímica de oxigénio ($CBO_5$) após cinco dias de incubação a 20°C - titulação pelo método de WINKLER (STRICKLAND e PARSONS, 1972).

- azoto amoniacal ($N\text{-}NH_4$) - método electrofotométrico por azul de indofenol (KOROLEFF modificado por GRASSHOFF e JOHANSSEN (MANUEL DES METHODES DE PRÉLEVEMENT ET D'ANALYSES - FRANCE).

- nitratos ($N\text{-}NO_3$) - método espectrofotométrico, redução qualitativa a nitritos em coluna de cádmio e cobre em solução alcoólica tamponada (STRICKLAND e PARSONS, 1972).

- nitritos ($N\text{-}NO_2$) - método espectrofotométrico, reacção de GRIESS (STRICKLAND e PARSONS, 1972).

- ortofosfatos solúveis ($P\text{-}PO_4$) - método espectrofotométrico, reacção de molibdato de amónio (GOLTERMAN, 1971).

- silicatos ($SiO_2$) - método espectrofotométrico (STRICKLAND e PARSONS, 1972).

Em alguns casos foi ainda analisado o teor em cobre dissolvido ($Cu^{2+}$) e a quantidade de matéria orgânica no sedimento.

- cobre ($Cu^{2+}$) - método espectrofotométrico, kit Merck (SPECTROQUANT 14767).

- matéria orgânica no sedimento - após secagem em estufa durante 48 horas a 60-70°C seguida de calcinação em mufla a 540°C.

A quantidade de matéria orgânica foi obtida pela diferença entre o peso seco e o peso calcinado.

### 3.2.2 - ÍNDICE DE QUALIDADE QUÍMICA DA ÁGUA

A qualidade química da água foi expressa através do "LISEC METHOD" de

BECKERS e STEEGMANS (1979).

Este índice, de fácil aplicação e interpretação, faz chamada a quatro variáveis: carência bioquímica de oxigénio, percentagem de saturação de oxigénio, teor em azoto amoniacal e ortofosfatos solúveis. Os valores destas variáveis são sub-divididos em classes às quais se atribui uma determinada pontuação cujo somatório representa o valor do índice, ao qual se fazem corresponder classes de qualidade (quadro 5).

### 3.2.3 - PARÂMETROS HIDRÁULICOS

Com o objectivo de melhor caracterizar os habitats aquáticos foram calculados alguns parâmetros hidráulicos com base nas equações apresentadas por STATZNER e HIGLER (1985 e 1986).

P1 (força por unidade de comprimento - W/m) = QgSp

P2 (força por unidade de área - $W/m^2$) = QgSp/W

$\tau o$ ("stress" de arrastamento - shear stress - $N/m^2$) = gDSp

$$Fr \text{ (número de Froude, medida de turbulência)} = \frac{U}{\sqrt{gD}}$$

$$\delta' \text{ (espessura da sub-camada laminar - m)} = \frac{11,5V.\ 5,75 \log\left(\frac{12D}{rp}\right)}{U}$$

Em que:

D - profundidade do curso de água

G - aceleração devida à gravidade ($m/s^2$)

Q - caudal ($m^3/s$)

rp - rugosidade do fundo (m)

S - declive (m/m)

Quadro 5 - Quadro padrão para a determinação do índice químico (LISEC METHOD de BECKERS e STEEGMANS, 1979) e relação com a qualidade da água.

| % de saturação de oxigénio | $CBO_5$ (mg/l) | $NH_4^+$ (mg/l) | $PO_4^{3-}$ (mg/l) | Pontuação |
|---|---|---|---|---|
| 91 a 110 | $\leqslant 3$ | $<0,5$ | $<0,05$ | 1 |
| 71 a 90<br>111 a 120 | 3,1 a 6,0 | 0,5 a 1,0 | $>0,05$ a $<0,25$ | 2 |
| 51 a 70<br>121 a 130 | 6,1 a 9,0 | 1,1 a 2,0 | 0,25 a $<0,90$ | 3 |
| 31 a 50<br>131 a 150 | 9,1 a 15,0 | 2,1 a 5,0 | 0,90 a $<1,50$ | 4 |
| $<30$ e $>150$ | $>15,0$ | $>5,0$ | $\geqslant 1,50$ | 5 |

| Somatório | Classe | Côr | Qualidade da água |
|---|---|---|---|
| 4 a 6 | 1 | azul | água não poluída |
| 6 a 10 | 2 | verde | água ligeiramente poluída |
| 10 a 14 | 3 | amarela | água poluída |
| 14 a 18 | 4 | laranja | água muito poluída |
| 18 a 20 | 5 | vermelha | água extremamente poluída |

U - velocidade de corrente média (m/s)

W - largura do curso de água (m)

v - viscosidade cinemática ($m^2/s$)

p - densidade da água ($kg/m^3$)

Naturalmente, como bem acentuam os autores atrás citados, a aplicação destas equações, na prática, é extremamente difícil, senão impossível.

Evidentemente que estas dificuldades foram também por nós sentidas e advém, em grande parte, da dificuldade de medição de algumas variáveis, tais como a profundidade. Por isso apenas as aplicamos num sistema experimental. Neste caso, a viscosidade, a densidade e a aceleração de gravidade foram obtidas em ábacos, com recurso à altitude e temperatura. Para a rugosidade, utilizou-se o coeficiente indicado por HYNES (1970) - 0,8 para leitos rugosos e 0,9 para leitos não rugosos (limo, areia, etc.).

Assim, os valores obtidos servem apenas como medidas relativas, de forma a permitirem a comparação entre estações, não representando, de modo nenhum, o valor absoluto do parâmetro em causa e no local considerado.

## 3.3. ANÁLISES BIOLÓGICAS. COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

### 3.3.1. MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

Os métodos de amostragem estão intimamente relacionados com o tipo de vida dos organismos aquáticos, havendo métodos específicos de colheita de organismos pelágicos, perifíticos e bentónicos (SOUTHWOOD, 1966, GHETTI e BONAZZI, 1981).

Como, neste trabalho, pretendíamos estudar as comunidades de macro-invertebrados no seu todo, escolhemos métodos de amostragem próprios para animais bentónicos que, sem dúvida, constituem a maior parcela. Os organismos perifíticos eram colhidos juntamente com os materiais onde vivem.

Mesmo assim, a escolha do método de amostragem apresenta algumas dificuldades. Segundo CUMMINS (1962) o número de métodos é praticamente igual ao de investigadores e depende de um certo número de variáveis (natureza do substrato, velocidade da corrente, profundidade, etc.).

Tendo em conta o objectivo acima referido, foram postos de lado alguns tipos de métodos que se têm mostrado selectivos como é o caso das armadilhas, amostradores de sucção, etc.

Uma vez que um dos grandes objectivos deste trabalho é o de permitir estabelecer uma metodologia de avaliação de impacte ambiental, capaz de ser utilizada noutras bacias hidrográficas, como foi recomendado pela Comunidade Europeia (WOODIWISS, 1978, VACCAREZZA e GHETTI, 1979), teve-se o cuidado de utilizar métodos de fácil manejo, versáteis e que permitem a obtenção rápida de amostras.

Sendo assim, utilizaram-se os seguintes métodos de amostragem:

### 3.3.1.1. REDE DE MÃO

Equipamento de amostragem.

Os organismos são recolhidos com uma rede de mão constituída por uma armação metálica com rede cónica. A parte inferior da armação é horizontal e em forma de lâmina, destinando-se a "raspar" o fundo e as margens dos cursos de água. A parte superior é arredondada. Tem as seguintes dimensões:

largura da armação - 30 cm
altura da armação - 20 cm
comprimento da rede - 50 cm

A armação é sustentada por um cabo de madeira de cerca de 1,6 m de comprimento.

A rede é de material sintético (nylon) com uma malha de 300 μm.

Processo de amostragem.

O objectivo da amostragem consiste em colher a maior diversidade possível de macro-invertebrados na estação em estudo. Assim, todos os habitats acessíveis devem ser explorados - substrato de fundo (pedras, areia e sedimento fino), vegetação (flutuante e imersa) e todo o tipo de detritos (naturais ou artificiais).

Para obter resultados comparáveis utilizou-se um esforço de amostragem de cinco minutos. Este tempo foi sub-dividido em intervalos proporcionais à representatividade dos habitats, de forma a facilitar a sua exploração. Nos diferentes locais utilizou-se o processo de amostragem descrito por DE PAUW e VANHOOREN (1983) modificado de WOODIWISS (1964).

Amostragem em locais de pouca profundidade e corrente rápida

A rede de mão foi movimentada para montante em posição vertical e junto ao fundo.

O material do fundo foi revolvido pelos pés do operador sendo, desta forma, os organismos desalojados e introduzidos na rede pela accção da corrente.

Adicionalmente examinaram-se cuidadosamente os substratos duros. Os organismos que se fixam a estes substratos são removidos, à boca da rede, à mão, ou com a ajuda de uma escova macia, e adicionados ao resto da amostra. Este processo foi repetido em vários locais de facies lótico e lêntico quer em secção transversal quer longitudinal.

Amostragem em locais profundos

As amostras foram obtidas movimentando a rede de mão em direcção a montante, ao longo da margem e a cerca de um metro de profundidade.

O substrato foi revolvido com a própria rede de mão ou, se possível,

com os pés do operador.

As plantas aquáticas, pedras e outros substratos foram recolhidos com a rede, lavados e adicionados à amostra.

Amostragem em locais de água estagnada

Em locais em que a velocidade da corrente era muito reduzida ou mesmo nula, a rede de mão foi movimentada e sacudida junto à camada superior de sedimento (3 a 5 cm) e através da vegetação quando presente. Os organismos que se fixam à vegetação, pedras e outros substratos foram amostrados à mão. Teve-se o cuidado de não enterrar demasiadamente a rede de mão no sedimento, evitando assim a sua rápida colmatação.

### 3.3.1.2. SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

Por definição, um substrato artificial é qualquer equipamento deliberadamente colocado no meio aquático, durante um certo tempo, com o objectivo de proporcionar a colonização por organismos bentónicos. (JACKSON, 1970; BEAK et. al. 1973).

Constituem um processo geralmente utilizado quando a amostragem com rede de mão se torna de difícil execução ou mesmo impossível. Sem entrar em discussão sobre as virtualidades e defeitos deste tipo de amostragem, que está fora do âmbito deste trabalho, devemos dizer que a utilização dos substratos artificiais é cada vez mais generalizada como atestam, entre outros, os trabalhos realizados por MASON et al. (1970), KREIS et al. (1971), STANDFORD e REED (1974), ROBY et al. (1978), VERNEAUX et al. (1978), ARMITAGE (1979), SHAW e MINSHALL (1980), ROSENBERG e RESH (1982).

Neste trabalho, utilizámos uma metodologia possível de padronização, em cuja elaboração colaborámos, e já ensaiada, com êxito, na Bélgica e em Portugal (DE PAUW et al., 1986) e que passamos a descrever nas linhas que se seguem.

1. Os substratos artificiais são constituídos por sacos de polipropileno, vulgarmente usados para produtos agrícolas, cheios de pedaços de tijolo de 4 a 8 cm.
2. Por estação de amostragem foram colocadas três réplicas.
3. O volume de cada réplica foi de aproximadamente 5000 cm3.
4. O tempo de colonização foi de 3 semanas.
5. Os substratos artificiais foram colocados ao longo das margens, perto da superfície ou no fundo. Evitou-se que ficassem muito visíveis, após a colocação, para diminuir as perdas devidas a actos de vandalismo. Pela mesma razão a corda de suspensão não tinha cores vivas.

3.3.1.3. "SURBER"

Num estudo em que se procurou analisar as relações entre a comunidade de macro-invertebrados e a natureza do substrato, utilizou-se um amostrador de delimitação de área.

Estes amostradores têm a particularidade de amostrarem uma área constante que eles próprios delimitam.

Utilizámos um modelo idealizado por SURBER (1936), e proposto sucessivamente por TUFFERY e VERNEAUX (1968) e VERNEAUX et al. (1978). O "surber" que utilizámos delimita uma área de 900 cm (30x30 cm). É constituído por um saco de rede de "nylon" (300µm) com um quadrado metálico acoplado que delimita a área a amostrar. O sedimento é revolvido e os organismos introduzidos na rede pela acção da corrente.

Em cada estação, uma amostra foi constituída por três sub-amostras.

Este amostrador tem uma utilização sempre dependente da velocidade da corrente e da profundidade, devendo ter-se o cuidado de o orientar num sentido inverso ao da direcção do fluxo de água.

A estação nº 21, única em que foi utilizado, responde satisfatoriamente

às condicionantes atrás enumeradas.

### 3.3.2. PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM

No estudo que decorreu nos anos de 1985 e 1986, a amostragem foi realizada com uma periodicidade sazonal, conforme se pode ver no quadro 6.

Em estudos explicativos em que se pretendeu estudar o efeito de truticulturas e da velocidade da corrente sobre os macro-invertebrados, e ainda estabelecer relações entre estas comunidades e a natureza do substrato, realizaram-se duas campanhas de amostragem.

### 3.3.3. TRATAMENTO DAS AMOSTRAS E IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS

O material colhido, proveniente das amostras obtidas pelos diferentes métodos utilizados, foi colocado em recipientes de plástico com tampa e devidamente etiquetados. Em seguida, procedeu-se à sua fixação "in situ" tendo-se, para isso, utilizado formol a 4%.

No laboratório procedeu-se à extracção, triagem, identificação e contagem de organismos.

Para a extracção utilizou-se o método de lavagem em crivos. É um método rápido, económico e eficaz. O material foi colocado numa bateria de crivos de malha metálica (Test. sieve, Retsch, ASTM) de grandeza decrescente (2,36; 1,00 e 0,50 mm) e lavado com um jacto de água. Separaram-se, assim, os detritos de maiores dimensões. Nos substratos artificiais é conveniente lavar os pedaços de tijolo com a ajuda duma escova macia.

O material de cada crivo foi então colocado em tabuleiros de plásticos (~40x20cm) de cor branca para melhor se visualizarem os organismos que foram recolhidos, com a ajuda de uma pinça, e colocados em pequenos frascos onde foram conservados em álcool a 70%.

Para facilitar a posterior identificação, os organismos foram já tria-

Quadro 6 - Periodicidade e metodologia utilizada na amostragem de macro-invertebrados.

| | 1985 | | | | 1986 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ESTAÇÃO DO ANO / Nº DA ESTAÇÃO | INV. | PRIM. | VER. | OUT. | INV. | PRIM. | VER. | OUT. |
| 1 | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 2 | SA | RM-SA | RM | SA | - | - | RM | RM |
| 3 | RM-SA | RM | RM-SA | RM | - | - | - | - |
| 4 | RM | RM | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM |
| 5 | RM | RM | RM | RM | - | RM | RM | RM |
| 6 | RM | RM | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM |
| 7 | RM | RM | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM |
| 8 | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 9 | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 10 | RM | RM | RM | RM | - | - | - | - |
| 11 | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 12 | RM-SA | RM | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM |
| 13 | SA | SA | SA | SA | - | - | - | - |
| 14 | SA | RM-SA | RM | RM | - | - | RM | RM |
| 15 | SA | SA | SA | SA | - | - | - | - |
| 16 | SA | RM-SA | - | - | - | - | - | - |
| 17 | RM-SA | RM | RM-SA | RM | - | - | - | - |
| 18 | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 19 | SA | RM-SA | RM-SA | RM-SA | - | - | - | - |
| 20 | SA | SA | SA | - | - | - | - | - |
| 21 | RM-SA | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 22 | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM | RM |
| 11B | - | - | - | - | - | - | RM | RM |
| 22B | - | - | - | - | - | - | RM | RM |

RM - Rede de mão; SA - Substrato artificial

dos em grandes grupos.

Quando o número de organismos era muito elevado fazia-se uma sub-amostra, tirando-se uma fracção e fazendo uma estimativa para o total. A utilização de tabuleiros de fundo quadriculado facilitou sobremaneira esta operação.

A utilização de sub-amostras foi, também, quase sempre necessária, para o crivo de malha mais apertada (0,50mm) onde há um grande acúmulo de sedimento e a dimensão dos organismos é já muito pequena. Neste caso, a fracção foi obtida por pesagem, e observada ao estereoscópio.

A identificação e contagem dos organismos fez-se ao estereoscópio 10-50 x (WILD), equipado com iluminação de luz fria SCHOTT-KL 1500. Para a observação de certos pormenores utilizou-se o microscópio óptico.

Tendo em mente os objectivos do trabalho, o nível de identificação utilizado foi o indicado por TUFFERY e VERNEAUX (1968), e uniformizado por DE PAUW e VANHOOREN (1983):

INSECTA - PLECOPTERA - género
- TRICHOPTERA - família
- EPHEMEROPTERA - género
- ODONATA - género
- COLEOPTERA - família
- MEGALOPTERA - género
- HEMIPTERA - género
- DIPTERA - família (excepto Chironomus thumni-plumosus)

ARACNIDA - HYDRACARINA

MOLLUSCA - género

CRUSTACEA - família

ANNELIDA - HIRUDINEA - género
OLIGOCHAETA - família

PLATHELMINTHES - género

Em casos esporádicos assinalados nas listas faunísticas (em anexo), estes limites foram ultrapassados ou não foram atingidos, devido, por um lado, à maior ou menor dificuldade de identificação, e, por outro lado, ao estado de conservação dos exemplares.

Para esta operação recorremos, entre outros, às tabelas de identificação de HYNES (1977), para PLECOPTERA, EDINGTON e HILDREW (1981), para TRICHOPTERA; MACAN, (1976, 1977 e 1979) respectivamente para HEMIPTERA, MOLLUSCA e EPHEMEROPTERA; MILLER (1987) para ODONATA; REYNOLDSON (1978) para PLATHELMINTHES; ELLIOT e MANN (1979) para HIRUDINEA e BRINKHURST (1963) para OLIGOCHAETA.

Utilizámos ainda as tabelas de TACHET et al. (1980) e MICHA e NOISET (1982) cuja informação respeitante aos vários grupos taxonómicos está reunida num só volume. É importante dizer que as obras deste tipo são escassas, o que impede a realização de programas de formação e divulgação, ideia corroborada por DE PAUW (1988). Com a preocupação de contrariar este estado de coisas traduzimos, tendo introduzido algumas modificações (FONTOURA, 1985), as tabelas de TACHET et al. (1980).

### 3.3.4 - MÉTODOS DE EXPRESSÃO SINTÉTICA DA INFORMAÇÃO BIOLÓGICA

No intuito de sintetizar a informação obtida num só valor, após o tratamento do material biológico, calculou-se o índice de diversidade e o índice biótico.

#### 3.3.4.1. ÍNDICE DE DIVERSIDADE

De entre os numerosíssimos índices matemáticos existentes para calcular a diversidade, o de SHANNON e WEAVER (1949) foi o escolhido.

Este índice tem como suporte a teoria da informação e, de certo modo, traduz a estabilidade da comunidade.

É obtido através da seguinte equação:

$$ID = - \Sigma[(n1/N) \log_2(n1/N)]$$

em que: $n_1$ - é o número de indivíduos de cada grupo.

N - é o número total de indivíduos

Esta equação tem a grande vantagem de exprimir a importância relativa de cada grupo, e não apenas a relação entre o número total de indivíduos e grupos. É também um índice pouco afectado pelo tamanho da amostra. Por estes motivos o utilizámos neste trabalho.

A diversidade é máxima quando todos os grupos são equiprováveis o que pode ser avaliado através da regularidade fornecida pela seguinte equação:

$$E \text{ (regularidade)} = ID/\log_2 S$$

em que: ID - é o índice de diversidade previamente calculado.

S - é o número de grupos.

Além do índice de diversidade mencionado, também se recorreu à redução da informação fornecida pelos resultados de amostragem de uma forma simplista, isto é, através da comparação do número de taxa, de indíviduos e suas abundâncias relativas.

### 3.3.4.2. ÍNDICE BIÓTICO

O índice biótico utilizado foi o Índice Biótico Belga (B.B.I.) de DE PAUW e VANHOOREN (1983), o qual, na Bélgica é já método padrão (NBN T92-104 do Instituto Belga de Normalização).

O Índice Biótico Belga é calculado a partir dos quadros padrão de TUFFERY e VERNEAUX (1968) (quadro 7).

Quadro 7 - Quadro padrão de TUFFERY e VERNEAUX (1986) (modificado por DE PAUW e VANHOOREN, 1983) para a determinação do Índice Biótico Belga e relação com a qualidade da água.

| I GRUPOS FAUNÍSTICOS | II | | III NÚMERO TOTAL DE U.S. | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 0 a 1 | 2 a 5 | 6 a 10 | 11 a 15 | 16 ou + |
| | | | ÍNDICES BIÓTICOS | | | | |
| PLECOPTERA | 1 | + de uma U.S. | - | 7 | 8 | 9 | 10 |
| ou | | | | | | | |
| Ecdyonuridae | 2 | uma só U.S. | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| TRICHOPTERA | 1 | + de uma U.S. | - | 6 | 7 | 8 | 9 |
| com | | | | | | | |
| invólucro larvar | 2 | uma só U.S. | 5 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Ancylidae ou | 1 | + de duas U.S. | - | 5 | 6 | 7 | 8 |
| EPHEMEROPTERA excepto | | | | | | | |
| Ecdyonuridae | 2 | 2 ou - de 2 U.S. | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Aphelocheirus ODONATA ou Gamaridae ou MOLLUSCA excepto Sphaeridae | 0 | todas as U.S. mencionadas ausentes | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Asellus ou HIRUDINEA ou Sphaeridae ou HETEROPTERA excepto Aphelocheirus | 0 | todas as U.S. mencionadas ausentes | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Tubificidae ou Chironomidae dos grupos Thumni-plumosos | 0 | todas as U.S. mencionadas ausentes | 1 | 2 | 3 | - | - |
| Eristalinae | 0 | todas as U.S. mencionadas ausentes | 0 | 1 | 1 | - | - |

U.S. Unidade Sistemática escolhida

| CLASSE DE QUALIDADE | ÍNDICE BIÓTICO | CÔR REPRESENTATIVA EM CARTOGRAFIA | SIGNIFICADO |
|---|---|---|---|
| I | 9 a 10 | azul | água não poluída |
| II | 7 a 8 | verde | água ligeiramente poluída |
| III | 5 a 6 | amarelo | água moderadamente poluída |
| IV | 3 a 4 | laranja | água fortemente poluída |
| V | 0 a 1 a 2 | vermelho | água extremamente poluída |

## 3.4 . ANÁLISE ESTATÍSTICA

### 3.4.1. COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

O tratamento estatístico de alguns dados, tais como o número de taxa, de indivíduos e o valor de índices, foi realizado por análise de variância. Para determinar as diferenças entre as médias usou-se o "Duncan's New Multiple range test" de DUNCAN (1955), descrito, entre outros, por ALDER e ROESSLER (1972) . O erro padrão e o desvio padrão foram calculados para identificar o "range" das médias.

Para aplicação deste teste, os dados foram previamente transformados: $\ln(x+1)$.

### 3.4.2. CORRELAÇÃO NÃO PARAMÉTRICA

Para correlacionar alguns conjuntos de variáveis utilizou-se o "Spearman's rank correlation test", descrito, entre outros, por BISHOP (1975).

Esta correlação (rs) varia entre +1, quando há concordância absoluta na ordem de magnitude ("rank") das variáveis dos dois conjuntos, e -1, quando há discordância absoluta, isto é, quando a ordem de magnitude das variáveis de um conjunto é exactamente a oposta do outro conjunto.

A correlação é calculada através da seguinte equação:

$$rs = 1 - \frac{6 \Sigma d^2}{n(n^2-1)}$$

em que: n - é o número de variáveis

d - é a diferença entre "ranks"

### 3.4.3 - ANÁLISE MULTIVARIÁVEL

#### 3.4.3.1 - INTRODUÇÃO

Os métodos apresentados anteriormente, nomeadamente os índices, não respondem de maneira satisfatória às exigências da investigação devido, sobretudo, ao facto de a informação por eles traduzida ser demasiadamente sintética, tornando-se, por vezes, ininterpretável do ponto de vista ecológico (DÉPIEREUX, 1980 e DANSART-JAQUES, 1986).

Há, assim, necessidade de recorrer a métodos estatísticos que permitam uma melhor conservação da informação como é o caso da análise multivariável, já utilizada, em ecologia, por numerosos autores, dos quais salientamos KAESLER e CAIRNS (1972); VERNEAUX, (1973); LANG (1978); WRIGHT et al. (1984a e c); BARTHELEMY e CHESSEL (1986); BOLTER e MEYER (1986); DANSART-JAQUES et al. (1986); DOLEDEC (1986).

Os dados ecológicos são multidimensionais, isto é, cada amostra é caracterizada por várias variáveis (número de organismos de cada grupo, por exemplo). As matrizes assim obtidas são, naturalmente, ininterpretáveis no seu estado bruto.

A análise multivariável permite detectar as relações complexas entre as variáveis e estruturá-las de forma operacional. Estas técnicas extremamente potentes, são aplicáveis na prática graças ao actual desenvolvimento do cálculo automático.

De entre as numerosas técnicas de análise multivariável existentes, o agrupamento ou classificação dos objectos e a sua ordenação num espaço reduzido são as mais utilizadas para extrair a informação contida em dados ecológicos.

As técnicas de classificação, vulgarmente conhecidas por "cluster analysis", tem por finalidade a formação de grupos de objectos com base nas suas semelhanças ou dissemelhanças.

A ordenação é a colocação de um conjunto de objectos num dado espaço devidamente dimensionado (SNEATH e SOKAL, 1973).

A análise em componentes principais e a análise em coordenadas principais (P.C.A.), por nós utilizadas neste trabalho, são muito utilizadas em ecologia. Estas técnicas de ordenação foram desenvolvidas para interpretar as relações existentes entre as variáveis originais correlacionadas.

Para realizar estas análises utilizámos o conjunto de rotinas do programa NT-SYS (PC) de RHOLF (1985 e 1987). Os cálculos foram realizados num computador pessoal Multitech acer 910 com uma capacidade de 640 KB de memória RAM e placa gráfica EGA.

### 3.4.3.2 - ANÁLISE EM COMPONENTES PRINCIPAIS

Por esta técnica é calculada uma matriz de correlações entre variáveis, da qual são extraídos valores e vectores próprios. Os valores próprios traduzem a percentagem da variabilidade total expressa para cada uma das componentes principais. A importância dos vectores próprios que são tantos quantas as variáveis (K x p) advém do facto de serem ortogonais e descreverem, com economia, as relações entre objectos. Após a multiplicação da matriz original pela matriz k x p, obtem-se uma matriz k x n, que permite a representação dos n objectos num sistema de eixos ortogonais.

Estes eixos são escolhidos do seguinte modo: a direcção do primeiro eixo (componente 1) corresponde à direcção segundo a qual se verifica uma maior dispersão de objectos; a direcção do segundo eixo (componente 2) é perpendicular à do primeiro, e corresponde à segunda maior dispersão; e assim sucessivamente. Geralmente utilizam-se apenas os dois ou três primeiros eixos.

Nas linhas que se seguem passamos a expor a metodologia seguida, cujo processo é resumido na figura 12:

a) A partir da matriz inicial de dados (n objectos x p variáveis)

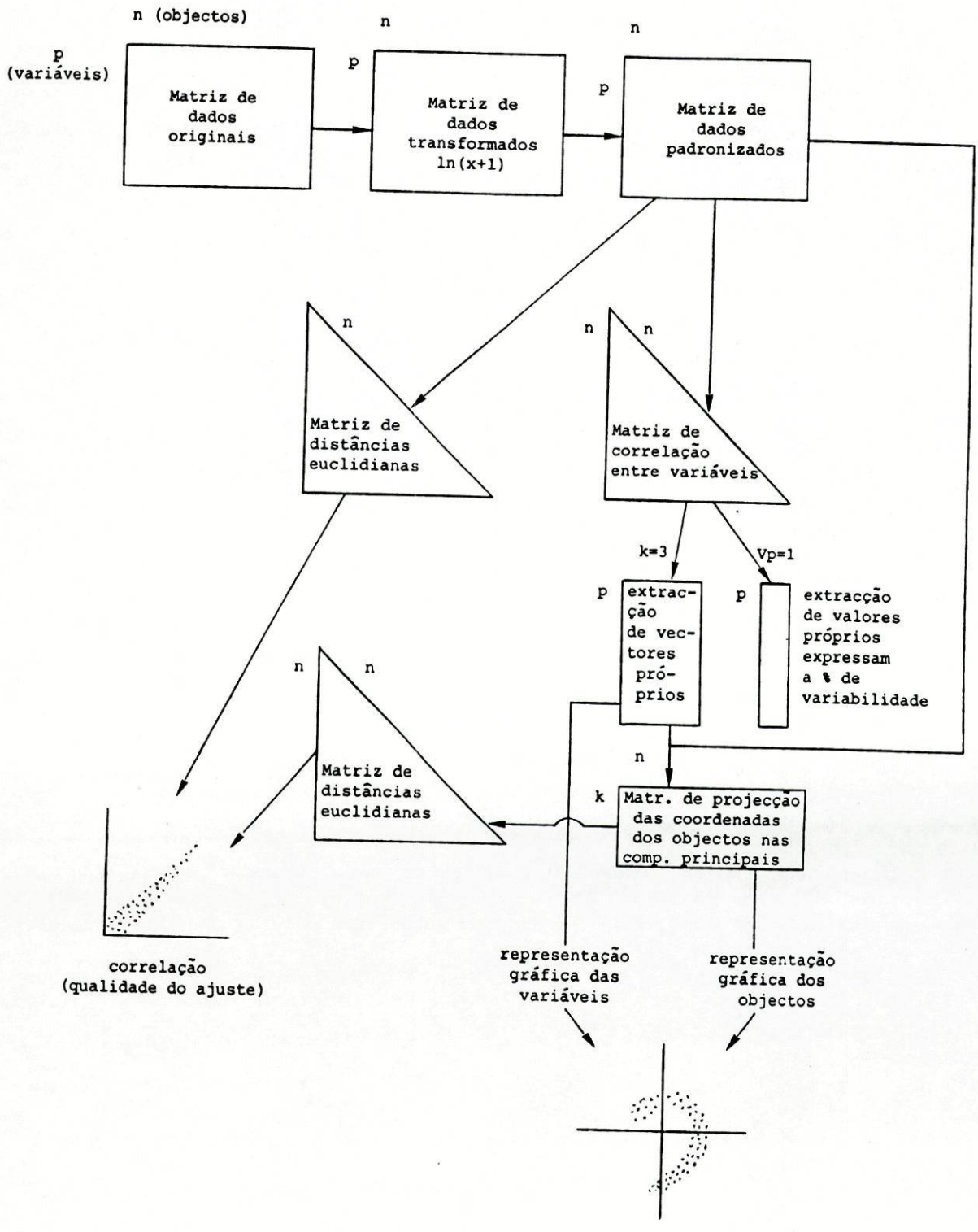



Figura 12 - As diferentes etapas da análise em componentes principais.

elaborou-se uma nova matriz, na qual se reduziram as variâncias através da transformação $x' = \ln (x + 1)$ (DEPIEREUX et al., 1983).

b) Em seguida procedeu-se à padronização dos dados segundo as variáveis. A padronização foi realizada subtraindo ao valor original a sua média e dividindo o valor assim obtido pelo desvio padrão.

c) Calculou-se, a partir da matriz transformada e padronizada (b), o coeficiente de correlação entre variáveis, obtendo-se uma matriz de correlações.

O coeficiente de correlação foi calculado a partir da seguinte expressão:

$$rjk = \frac{\sum_{i=1}^{n} (xij - \bar{x}j)\,(xik - \bar{x}k)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (xij - \bar{x}j)^2 \sum_{i=1}^{n} (xik - \bar{x}k)^2}}$$

em que:

$Xij$ é o valor do estado da variável i do objecto j.

$\bar{X}j$ é a média dos valores de todos os estados do objecto j.

n - é o número de variáveis.

d) A partir da matriz de correlações extraíram-se os valores e vectores próprios associados às variáveis. A escala em que são representados estes vectores foi transformada multiplicando-os pela raíz quadrada do valor próprio.

Os valores próprios são importantes, pois exprimem a variabilidade expressa por cada eixo relativamente à variabilidade total.

e) Projectaram-se os objectos no sistema de eixos através da multiplicação da matriz de dados padronizados pela matriz de vectores próprios.

f) Fez-se a representação gráfica das variáveis sobre as componentes principais cujas coordenadas são representadas pelos vectores pró-

prios.

As variáveis com importância estrutural são aquelas cujos vectores próprios excedem o círculo definido pela equação $\sqrt{2}/p$, sendo 2 - o número de componentes principais utilizado e p - o número de variáveis (LEGENDRE e LEGENDRE, 1984).

g) Finalmente, calculou-se o grau de ajustamento do resultado da projecção à matriz de dados padronizada. Para isso houve que, previamente, calcular a partir delas duas matrizes de distâncias euclideanas que, por sua vez, se correlacionaram entre si.

A distância euclideana ($\Delta jk$) é calculada pela seguinte expressão:

$$\Delta jk = \left[ \frac{\sum_{i=1}^{n} (xij - xik)^2}{n} \right]^{1/2}$$

Para a interpretação dos resultados da análise em componentes principais seguiu-se a metodologia descrita por DEPIEREUX et al. (1983). Estes autores verificaram, experimentalmente, que os macro-invertebrados, ao contrário de outros parâmetros tais como os físico-químicos, não apresentam correlações lineares, o que produz distorções nas componentes principais.

Assim, quando se utilizam macro-invertebrados aquáticos, encontra-se, no plano dos dois primeiros eixos, uma estrutura em "crescente" que simula um gradiente ecológico. Este crescente, ao longo do qual se exprime a maior variabilidade, substitui, exclusivamente no caso referido, o primeiro eixo.

A interpretação das componentes principais continua, no entanto, relativamente delicada e complexa. Para aprofundar a sua interpretação, pode recorrer-se aos perfis da estrutura da comunidade.

A representação gráfica destes perfis, segundo DEPIEREUX et al. (1983), pode ser realizada da seguinte forma:

Em abcissas colocam-se os taxa segundo a ordem estabelecida ao longo do "crescente" obtido no plano das duas primeiras componentes principais.

Em ordenadas é colocada a sua abundância, depois de transformada e padronizada.

Um valor positivo representa abundâncias superiores à média calculada sobre todas as amostras, e um valor negativo representa quer a ausência desse taxon , quer a sua presença numa abundância inferior àquela média.

Através desta representação gráfica podemos deduzir, se se considerar a evolução de perfis de várias amostras, a existência de um "continuum" que pode ser correspondente a um gradiente ecológico. Por outro lado, em função do aspecto do gráfico, pode ser interpretada a estrutura da comunidade.

A informação obtida por fenogramas obtidos por análise em grupos (cluster analysis) foi, também, útil para auxiliar a interpretação da ordenação. A evidenciação dos grupos permite-nos detectar a presença de descontinuidades no continuum estabelecido por aquela análise.

O emprego deste método permite-nos ainda evidenciar o impacte de certos factores que não podem ser definidos por um gradiente ambiental, como no caso de várias técnicas de amostragem e variação sazonal (DANSART-JAQUES, 1986).

### 3.4.3.3 - ANÁLISE EM COORDENADAS PRINCIPAIS

Através desta técnica ordenámos dados qualitativos. Assim, a matriz original rectangular foi, por exemplo, preenchida com os símbolos zero e um correspondentes, respectivamente, à ausência ou presença de determinada característica.

A partir desta matriz construiu-se, imediatamente, uma matriz de similaridades, tendo utilizado para o efeito o coeficiente de JACCARD (1908).

Este coeficiente pode calcular-se, para cada par de objectos, por meio da tabela seguinte:

| objecto K \ objecto j | 1 | 0 |
|---|---|---|
| 1 | N11 | N10 |
| 0 | N01 | N00 |

em que: $N_{11}$ é o número de variáveis cujos estados coincidem (presença).
$N_{01}$ e $N_{10}$ é o número de variáveis em que eles não coincidem.
$N_{00}$ é o número de variáveis em que coincidem no estado zero (ausência).

O coeficiente de JACCARD é obtido através da equação:

$$S_{jk} = N_{11} / N_{11} + N_{01} + N_{10}$$

No caso de as variáveis apresentarem multi-estados, caso de classes de frequência por exemplo, utilizou-se o "simple matching coefficient" intoduzido por SOKAL e MICHENER (1958).

É obtido através da seguinte equação:

$$S_{sm} = m/m + n$$

em que m é o número de vezes em que há acordo quanto ao estado das variáveis e n representa o número de vezes em que esse acordo não se verifica.

Para a ordenação, transformou-se a matriz de similaridades segundo o método de GOWER (1966).

Este método, ao contrário de outros métodos de ordenação, parte de uma matriz de similaridades e não da matriz original rectangular.

Funciona do seguinte modo:

Transforma a matriz n x n com x elementos com coeficientes de associação individuais sjk, numa matriz n x n com y elementos:

$$yjk = xjk - \frac{1}{n}\sum_{j} xjk - \frac{1}{t}\sum_{k} xjk + \frac{1}{t^2}\sum_{j}\sum_{k} xjk = xjk - \bar{x}j - \bar{x}k + \bar{x}$$

Em resumo, cada elemento da matriz de similaridades é transformado, subtraindo-lhe a média de todos os elementos (xjk) da sua linha e a média de todos os elementos da sua coluna e somando-lhe a média de todos os elementos da matriz original.

Em seguida, extrairam-se os valores e vectores próprios desta nova matriz. Esta matriz de vectores próprios corresponde às coordenadas dos objectos.

O grau de ajustamento desta representação gráfica foi calculado como no caso das componentes principais, mas, neste caso, calculou-se uma matriz de distâncias euclideanas entre os vectores próprios que correlacionámos, com a matriz de similaridades.

# 4 - RESULTADOS

## 4.1 - CARACTERIZAÇÃO FISICO-QUÍMICA DA ÁGUA

### 4.1.1 - VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Os valores das catorze variáveis analisadas nos anos de 1985 e 1986, são apresentados em anexo, sendo objecto das representações gráficas discutidas no texto.

De seguida passamos a analisar cada uma dessas variáveis isoladamente.

#### TEMPERATURA DA ÁGUA

A temperatura da água, registada à superfície, atingiu o valor máximo de 28 ºC no Verão de 1986 e o mínimo de 4 ºC no Outono de 1985. A amplitude de variação térmica foi, pois, considerável - 24 ºC.

Os valores extremos de 1985 e 1986 foram muito semelhantes, 4 e 25 º no primeiro ciclo anual, e 5,5 e 28 º no segundo, quer no rio Cávado, quer no Rabagão. Nestes dois rios, as médias dos dois anos foram de 5,5 e 27 º, respectivamente para as mínimas e máximas.

Ao longo dos dois anos estudados, a variação das temperaturas da água foi de certo modo coincidente com a das temperaturas atmosféricas, verificando-se a existência de um ciclo anual bem marcado (figura 13).

Pela análise dessa mesma figura verifica-se que o gradiente nascente-foz, geralmente traduzido por um aumento de temperatura, foi pouco significativo mas, no entanto, notório, nomeadamente no que diz respeito às temperaturas mínimas e no rio Cávado.

De notar, ainda, que as temperaturas mais elevadas foram, de modo geral, obtidas nas albufeiras, o que é devido, sem dúvida, à exposição ao sol das águas represadas.

Os afluentes estudados, talvez devido ao seu carácter montanhoso e à

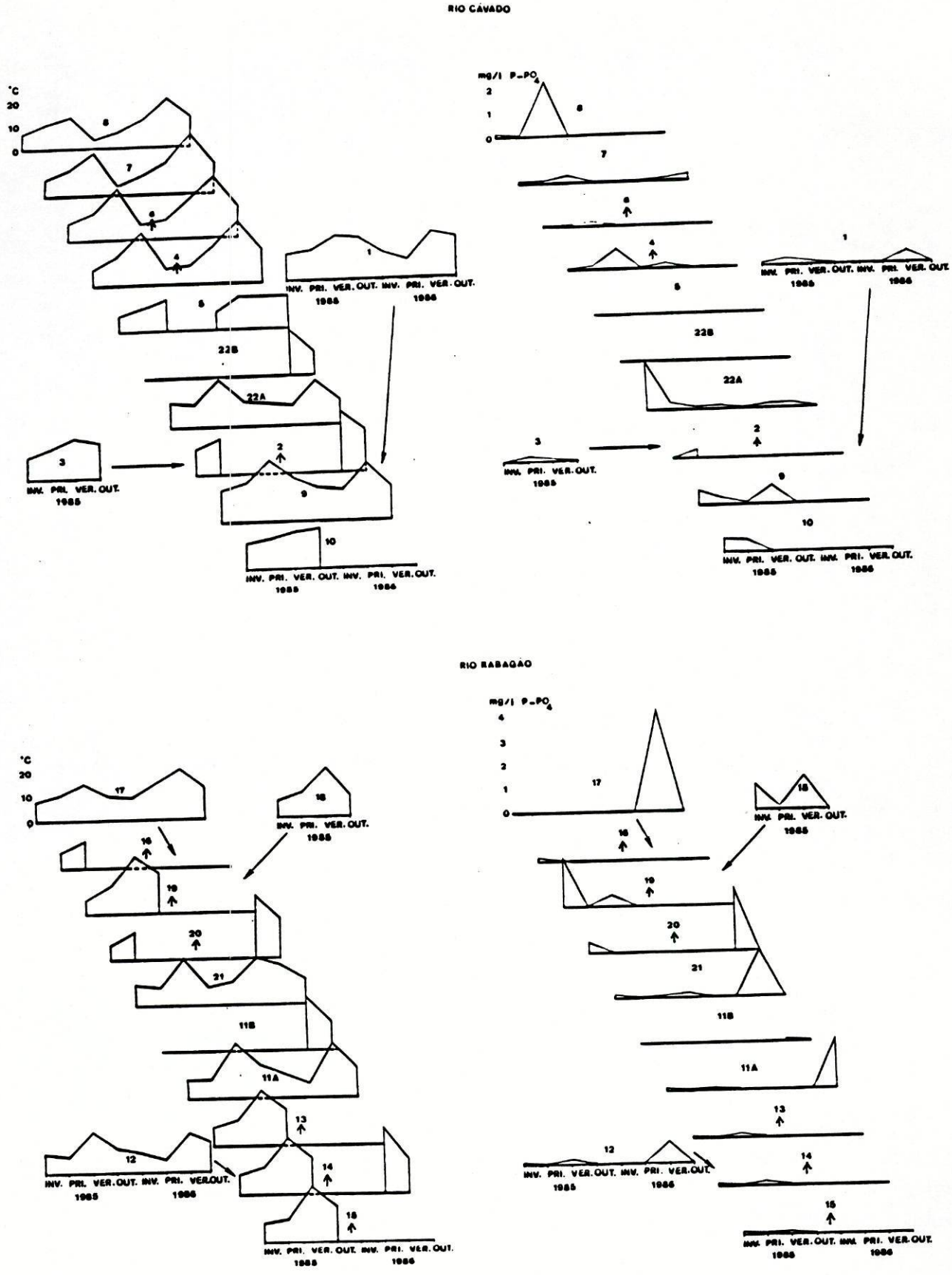



Figura 13 - Evolução temporal da temperatura da água e ortofosfatos solúveis nos rios Cávado e Rabagão (↑ albufeiras).

influência de águas subterrâneas, apresentam amplitudes de variação térmica menos acentuadas.

As figuras 14 e 15, que se referem ao rio Cávado e ao rio Rabagão respectivamente, representam os perfis das temperaturas médias em 1985 e 1986. Elas põem em evidência, nitidamente, a influência do represamento provocado pelas barragens, que se traduz, em geral, por um aumento de temperatura em todas as albufeiras.

As variações produzidas pelas descargas das barragens e águas turbinadas não são consideráveis.

A temperatura é um parâmetro com relativa importância na qualidade da água, que além de estar inversamente relacionada com o teor em oxigénio dissolvido, pode influenciar decisivamente a distribuição dos macro-invertebrados. Esta influência manifesta-se, do ponto de vista fisiológico, através do controle dos ciclos reprodutores e da taxa metabólica.

Segundo o Grupo de Estudos da Qualidade da Água (1979), para rios do Norte de Portugal, o limite máximo permissível para a vida aquática é de 28 °C. Na bacia hidrográfica do rio Cávado este valor apenas foi atingido uma vez e, por isso, podemos considerar este parâmetro dentro de valores normais ressalvando, no entanto, a possibilidade das elevadas temperaturas estivais poderem restringir a expansão de uma fauna típica de águas frias.

VELOCIDADE DA CORRENTE

Na bacia hidrográfica do rio Cávado, em que a velocidade da corrente por estação considerada traduz a média de três determinações, verificaram-se amplitudes bastante acentuadas, entre 0 e 1 m/s.

No rio Cávado (figura 16), à excepção da estação nº 9, localizada imediatamente a jusante da albufeira da Caniçada, todas as outras apresentaram um ciclo anual bem marcado e, naturalmente, coincidente com o caudal e pluviosidade,

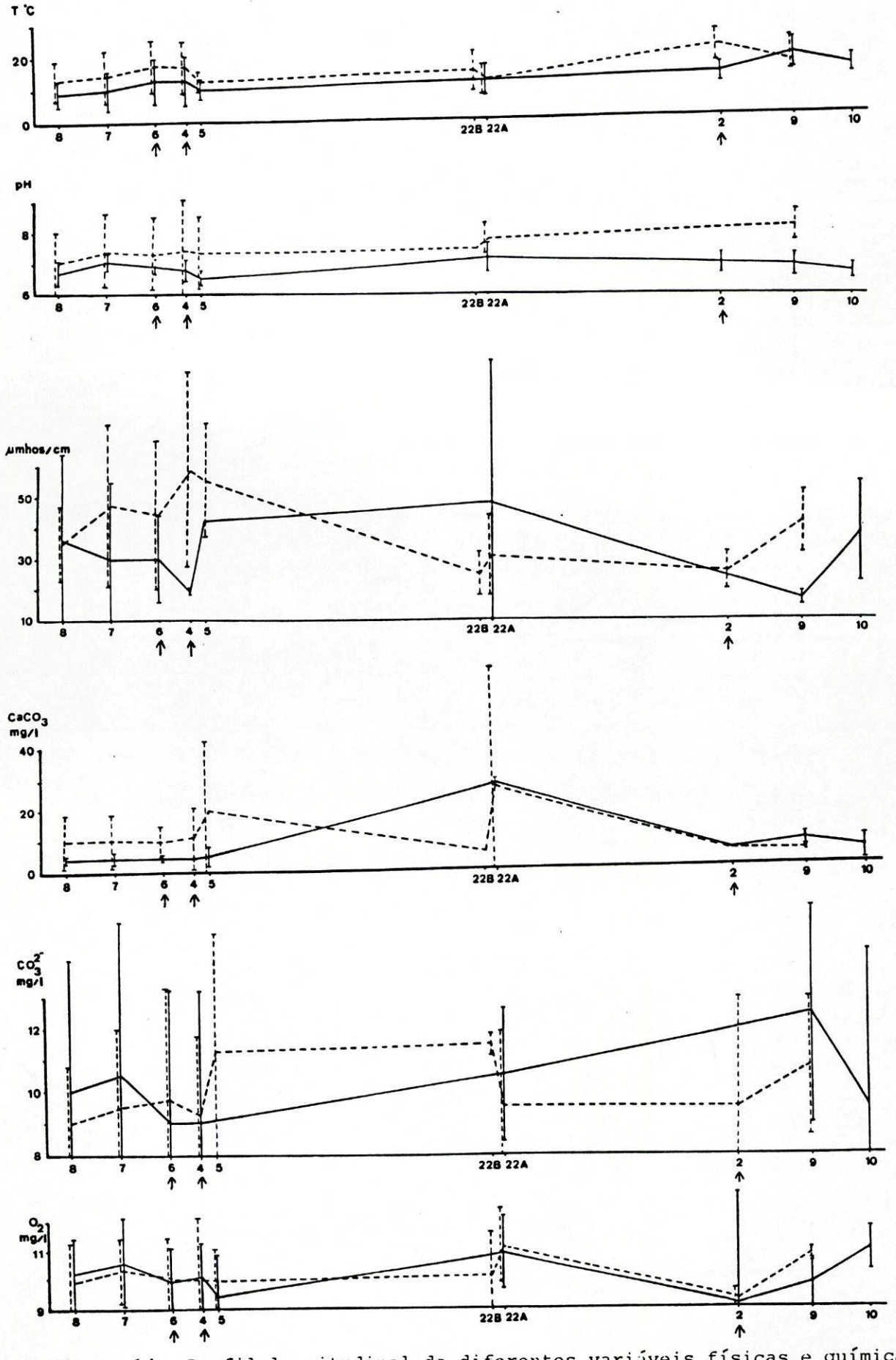



Figura 14 - Perfil longitudinal de diferentes variáveis físicas e químicas no rio Cávado (↑albufeiras). —— 1985; ----- 1986.

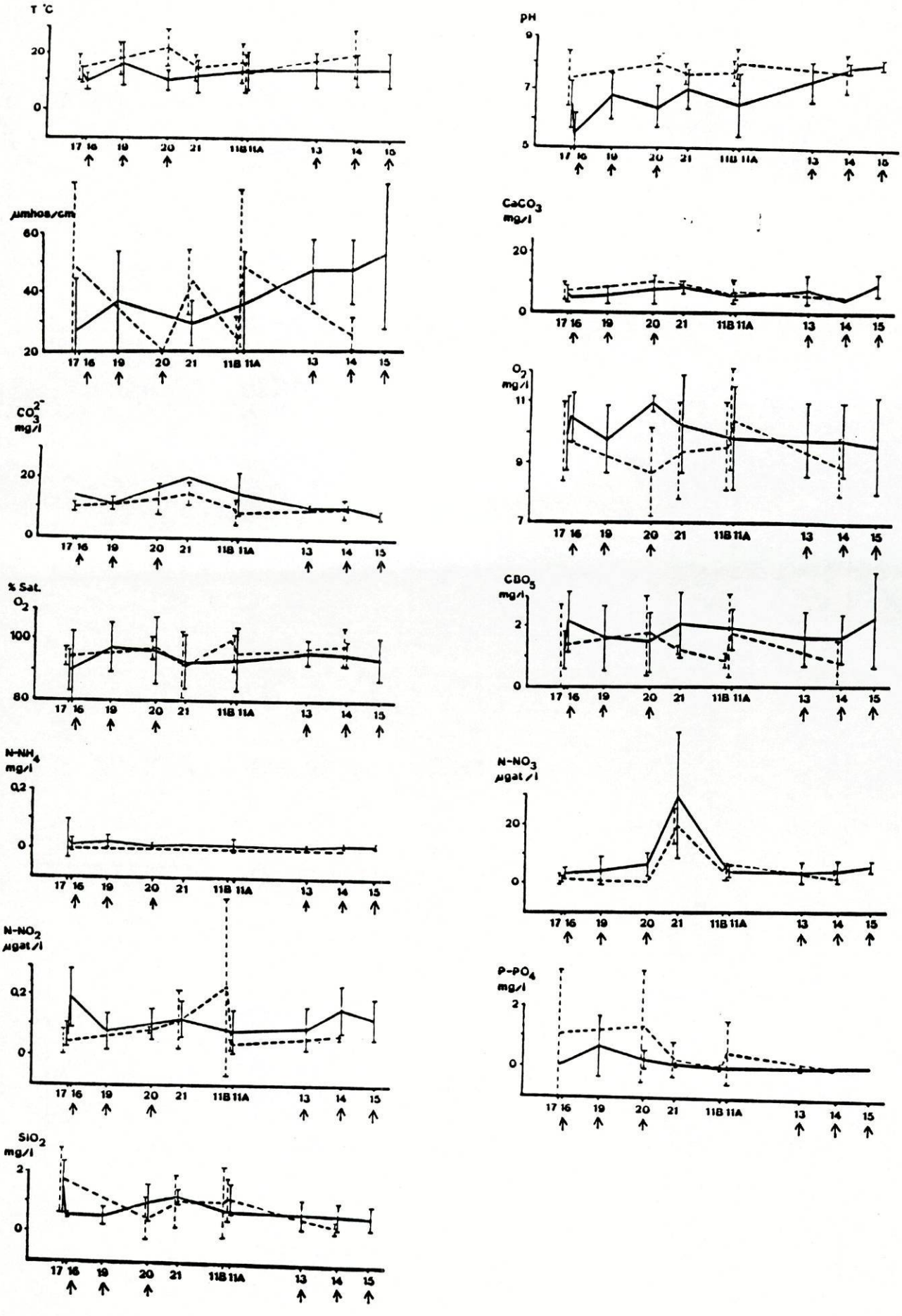



Figura 15 - Perfil longitudinal de diferentes variáveis físicas e químicas no rio Rabagão (↑ albufeiras). ——— 1985; ------1986.

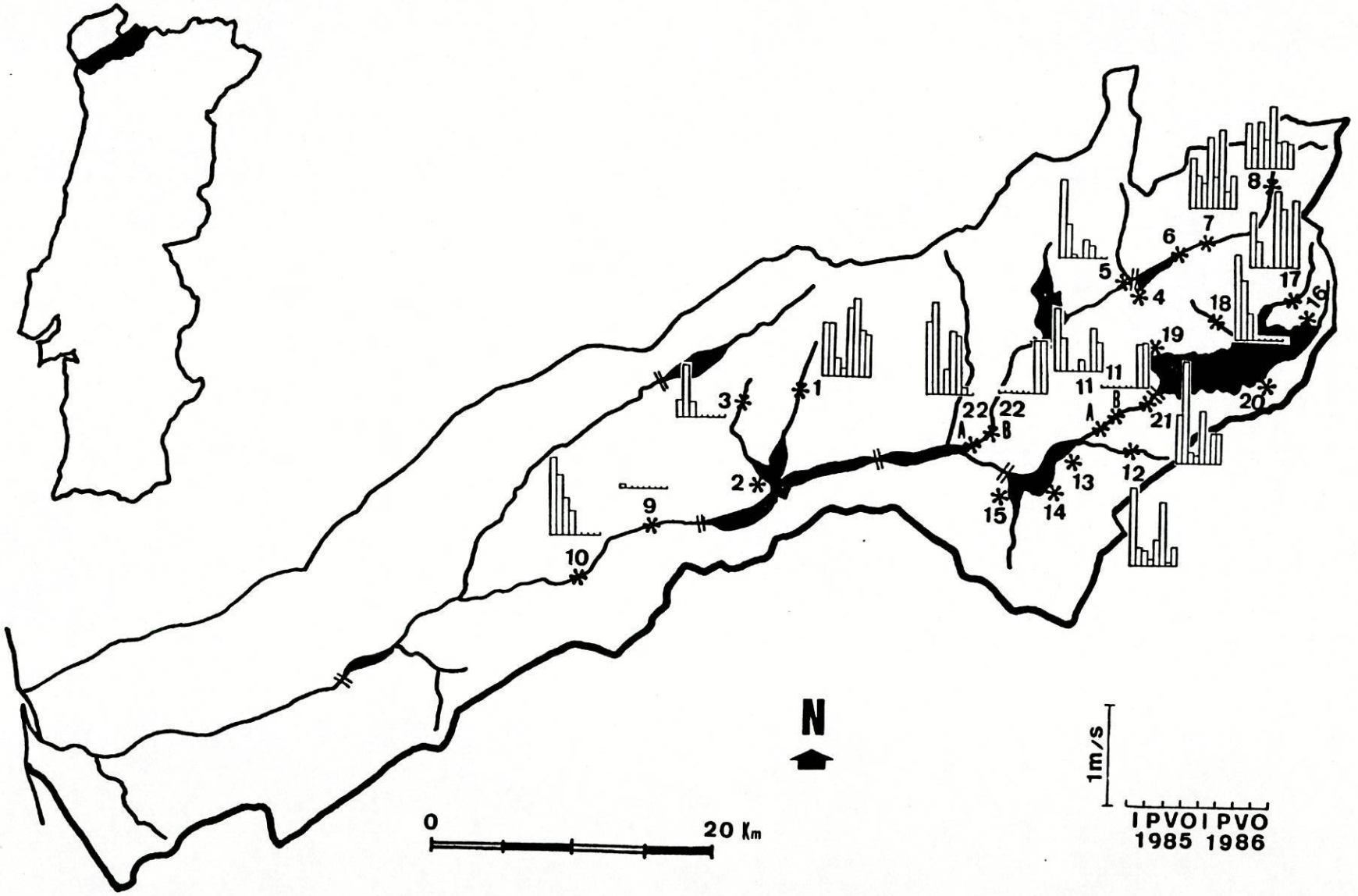



Figura 16 - Velocidade da corrente nas diferentes estações de amostragem durante o período estudado.

e que se traduziu por velocidades de corrente elevadas no Inverno e Primavera e diminuições acentuadas no Verão e Outono.

Nas estações 3, 7 e 8, localizadas muito a montante dos respectivos cursos de água, o ciclo é menos marcado e verifica-se a existência de correntes elevadas mesmo nos meses quentes. A excepção verificada na estação nº3 deveu-se ao período de quase completa secura no Verão de 1985. Este facto parece-nos perfeitamente natural, uma vez que estas estações são completamente independentes da regulação motivada por empreendimentos hidroeléctricos.

O efeito sobre este parâmetro é bem evidente nas estações nº 5 e 9, situadas imediatamente a jusante de barragens, e traduziu-se por uma redução drástica da velocidade da corrente, nos meses quentes de Verão e Outono (na estação nº 5), ou mesmo durante todo o ano (estação nº 9).

No rio Rabagão a evolução deste parâmetro ao longo dos anos é semelhante à do rio Cávado. De notar que as estações 11A e 21, localizadas respectivamente a montante da albufeira da Venda Nova e a jusante do Alto Rabagão, também devido, segundo nos quer parecer, ao funcionamento das barragens, apresentam valores nulos na Primavera de 1986.

Muito provavelmente pela mesma razão, verifica-se uma enorme disparidade entre as estações do rio Cávado a montante de Salamonde (22A e 22B) separadas apenas por cerca de uma centena de metros.

As estações 11A e 22A, localizadas imediatamente a montante das albufeiras, comportar-se-ão, assim, alternadamente como ecossistemas lóticos e lênticos conforme as centrais dessas barragens se encontram ou não em período de turbinagem.

POTENCIAL HIDROGÉNIO (pH)

Os valores de pH, na bacia hidrográfica do rio Cávado, oscilaram entre um valor mínimo de 5,5 e um valor máximo de 8,85.

A análise das figuras 14 e 15 que representam a média dos anos de 1985 e 1986 ao longo dos dois cursos de água, mostra que o pH foi ligeiramente inferior no primeiro desses anos. Estamos em crer que a maior diluição provocada pelas águas pluviais, mais intensas nesse ano, será a responsável por esse facto.

Nas mesmas figuras, é visível um ligeiro aumento do pH nas albufeiras, que poderá eventualmente ser devido à maior actividade fotossintética nesses locais.

Os limites permissíveis para o normal desenvolvimento da vida aquática são 5,5 e 9 (Grupo de Estudos da Qualidade da Água, 1979), valores entre os quais se incluem os obtidos na água da bacia hidrográfica do rio Cávado.

CONDUTIVIDADE

A condutividade da água mede a quantidade global de sais dissolvidos provenientes da dissociação das rochas subjacentes. É, pois, uma medida do grau de mineralização natural da água, que pode, no entanto, ser influenciada pelo aporte de efluentes orgânicos.

Na bacia hidrográfica do rio Cávado, a condutividade apresentou 12 e 111 µmhos/cm como valores extremos.

Em média, por estação, esses valores foram muito semelhantes nos dois anos em estudo - 16,5 e 65 µmhos/cm em 1985 e 20 e 58,5 µmhos/cm em 1986.

É sabido que, de modo geral, a condutividade aumenta no sentido montante-jusante. Pela análise das figuras 14 e 15 verifica-se que, ao longo do curso de água, a condutividade se mantém mais ou menos constante notando-se apenas uma ligeira subida ao longo do rio Rabagão, nos valores médios de 1985. Este facto poderá, também, ser devido ao cobre presente na albufeira da Venda Nova.

O ligeiro decréscimo verificado no Rio Cávado, por outro lado, poderá ser explicado pelo aporte de pequenos afluentes de condutividades fracas. Com efeito, não podemos esquecer-nos que a região estudada é fortemente montanhosa,

não sendo, portanto, de menosprezar a importância destas linhas de água.

Os picos mais elevados verificados durante o ano de 1986 poderão estar relacionados com o caudal, pois a condutividade varia em razão inversa relativamente a este parâmetro.

Em face dos valores encontrados, podemos afirmar que a bacia hidrográfica do rio Cávado apresenta valores bastante baixos de condutividade, o que significa um grau de fraca mineralização. Este facto é perfeitamente normal tendo em conta os terrenos siliciosos que atravessa.

Segundo o Grupo de Estudos da Qualidade da Água (1979) a água cuja condutividade é inferior a 250 µmhos/cm pode considerar-se excelente.

DUREZA TOTAL

A dureza é uma medida do teor em iões cálcio, que permite o doseamento dos iões intervenientes na dissolução da rocha calcária.

Como era de esperar, atendendo à natureza geológica da bacia hidrográfica do rio Cávado, as suas águas são extremamente macias, isto é, apresentam valores de dureza bastante baixos.

Ela variou entre 1 e 95 mg/l de $CaCO_3$. Este último valor, no entanto, foi obtido apenas numa estação (22A), no Outono de 1985, pelo que o poderemos considerar esporádico.

Em média (figuras 14 e 15), e mesmo entrando em conta com aquele valor, a dureza não ultrapassou os 27,5 mg/l de $CaCO_3$.

Segundo o Grupo de Estudos da Qualidade da Água (1979) a dureza pode ser aumentada por alguns elementos entre os quais se encontra o cobre. Sabendo nós que a albufeira da Venda Nova recebe águas ricas neste elemento, a elevação da dureza na estação 22A, que recebe águas turbinadas provenientes daquela albufeira, e mesmo na estação 15, poderá ser devida a esse facto.

Segundo os autores atrás citados, não se conhecem critérios para,

através da dureza, se proceder a uma avaliação da qualidade das águas destinadas à protecção e desenvolvimento da vida aquática. No entanto, os efeitos prejudiciais serão sobretudo devidos a águas duras em presença das quais é aumentada a toxicidade provocada por metais pesados (MANCE, 1986). Por isso, a dureza não é um parâmetro que, na bacia hidrográfica do rio Cávado, cause problemas de qualidade de água.

ALCALINIDADE

A alcalinidade é uma medida da capacidade de tamponização da água e é devida, principalmente, à presença de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos.

A alcalinidade é um parâmetro importante para a vida aquática porque tamponiza alterações de pH que tendam a ocorrer naturalmente.

A alcalinidade das águas da bacia hidrográfica do rio Cávado é muito fraca, não ultrapassando nunca os 24 mg/l, e sempre devido a bicarbonatos, o que atesta a sua boa capacidade de tamponização.

Nas figuras 14 e 15, que representam valores médios para os anos de 1985 e 1986, verifica-se um aumento da alcalinidade, devido também a um aumento de bicarbonatos, nas estações entre albufeiras.

Este facto pode ser explicado pela influência da "lixiviação", isto é, o movimento das águas produziria uma acção de lavagem arrastando os bicarbonatos. Esta interpretação parece ser confirmada pelo facto de esse aumento ser bastante evidente no rio Cávado entre as albufeiras do Alto Cávado e Salamonde (estações 5 e 22A), que é precisamente a zona de maior declive, o que implica uma maior velocidade de corrente e,consequentemente, uma maior erosão.

OXIGÉNIO DISSOLVIDO

O teor em oxigénio dissolvido nos cursos de água é influenciado por várias causas tais como: rearejamento, oxidação de substâncias inorgânicas re-

dutoras, actividades respiratória e fotossintética dos organismos presentes no meio e muito particularmente pela biodegradação da matéria orgânica presente.

Na bacia hidrográfica do rio Cávado, este parâmetro flutuou entre 6,5 mg/l é 12,9 mg/l, portanto bastante para além dos valores críticos.

Em média, por estação, registaram-se os seguintes valores mínimos: 8,5 mg/l na albufeira do Alto Rabagão (estação nº 20), em 1986 e 9,1 mg/l na albufeira da Caniçada (estação nº 2), em 1985. Os máximos foram de 11,1 mg/l no rio Cávado (estação nº 10-1985 e 22A-1986).

A saturação variou entre 60% e 135%, respectivamente nas albufeiras da Caniçada (Inverno de 1985) e Alto Cávado (Verão de 1986). As médias anuais por estação variaram entre os seguintes extremos: 85-107%, em 1985 e 92-110%, em 1986.

Estes valores são, pois, característicos de uma água com óptimo poder de oxigenação.

É importante referir, ainda, que o oxigénio dissolvido apresenta um ciclo anual bem marcado e típico, com valores inversamente proporcionais aos da temperatura (figura 17).

Nos meses quentes (Verão e Outono) registaram-se os valores mais elevados de saturação (figura 17), sem dúvida devidos a intensa actividade fotossintética e boa insolação.

Nas figuras 14, 15 e 18, em que se representa a evolução dos valores médios do oxigénio dissolvido e da saturação ao longo dos rios Cávado e Rabagão, verifica-se que as águas represadas das albufeiras apresentam, naturalmente, valores ligeiramente mais baixos de oxigénio mas não de saturação o que, mais uma vez, parece traduzir a influência da actividade fotossintética, já que a massa algal deverá ser maior nesses locais. Neste aspecto é importante referir que todas as colheitas de água foram realizadas durante o dia.

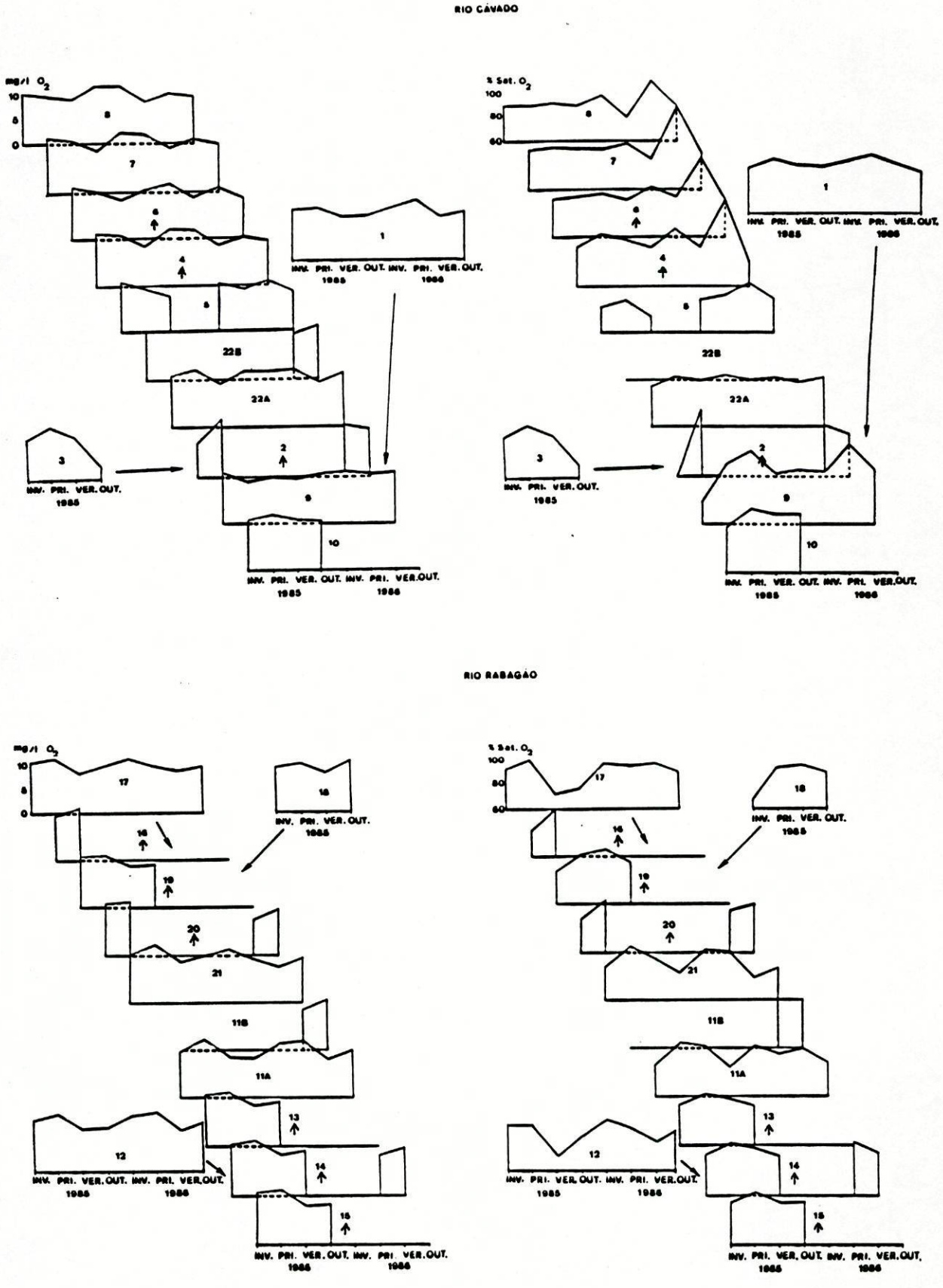



Figura 17 - Evolução temporal do oxigénio dissolvido e percentagem de saturação de oxigénio nos rios Cávado a Rabagão (↑albufeiras).

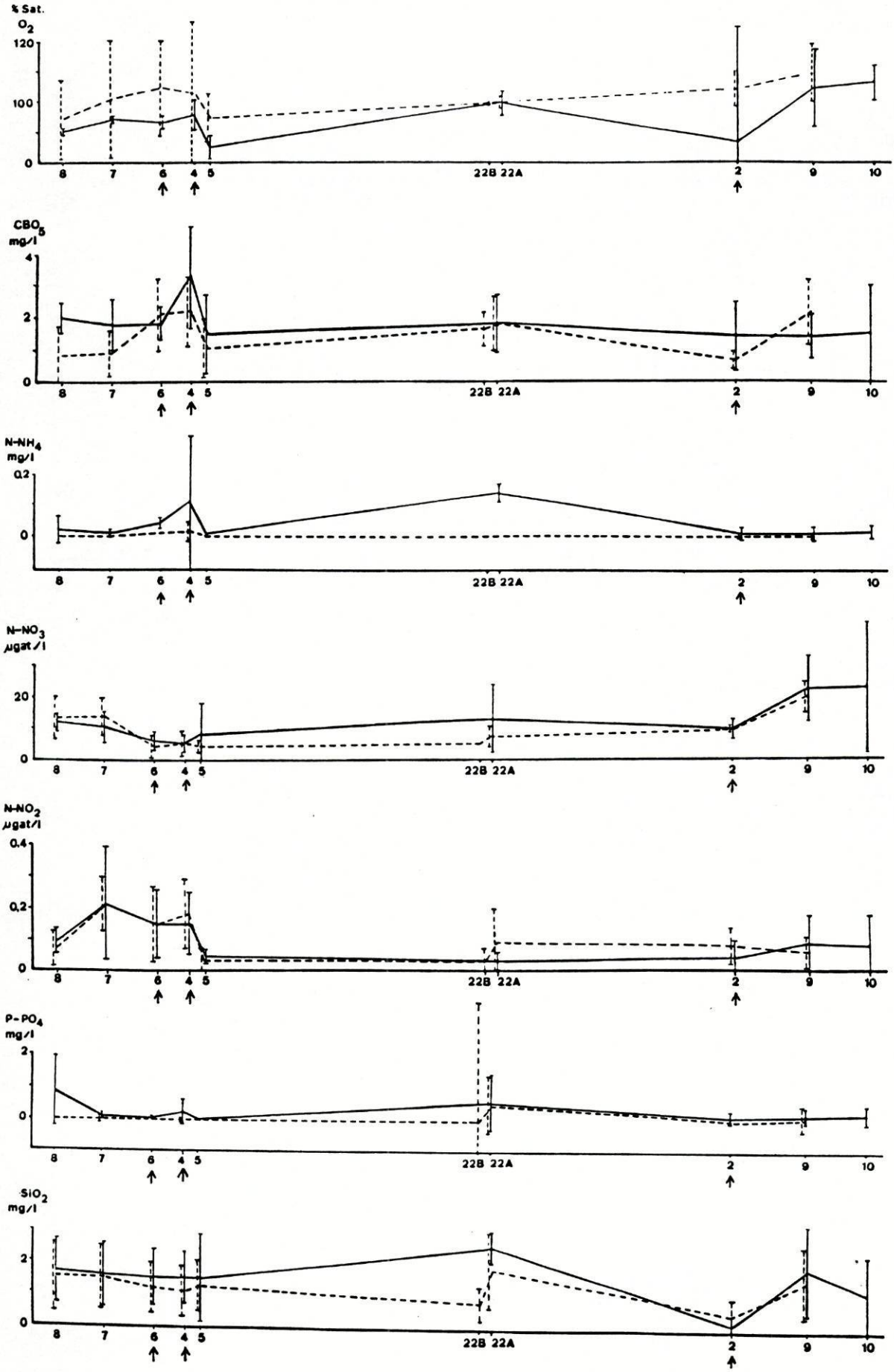



Figura 18 - Perfil longitudinal dos valores médios de diferentes variáveis físicas e químicas no rio Cávado (↑ albufeiras).

——— 1985; -----1986.

CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO ($CBO_5$)

O $CBO_5$ mede a presença de matéria orgânica e é, também, uma medida do poder auto-depurador dos cursos de água.

Altos níveis de matéria orgânica levam a um consumo de oxigénio que, se não for compensado, causa a sua deplecção e portanto, num caso extremo, pode conduzir a uma situação de anaerobiose. Além disso, os sólidos orgânicos, ao depositarem, afectam o substrato e, indirectamente, a fauna bentónica. Os micro-organismos (fungos, bactérias e protozoários) desenvolvem-se bastante bem em meios anaeróbios podendo, por competição, reduzir a comunidade de macro-invertebrados.

MANCE (1986), em trabalhos realizados para a C.E.E. indica que, para uma água de excelente qualidade, estes valores não devem exceder os 3 mg/l, e 5 mg/l para águas de boa qualidade. A poluição começa a fazer sentir os seus efeitos com alguma gravidade para valores superiores a 9 mg/l.

Na bacia hidrográfica do rio Cávado os teores de $CBO_5$ oscilaram entre os limites de 0 e 5,5 mg/l. Este valor máximo, registado na albufeira do Alto-Cávado (estação nº 4), na Primavera de 1985, conjuntamente com os 4,4 mg/l registados na albufeira da Venda Nova (estação nº 15), no Verão de 1985, são as únicas medidas que excedem os limites acima indicados. Constituem apenas 1,4% de todas as determinações pelo que poderão ser atribuídos às condições locais de amostragem.

A representação gráfica dos valores médios, que variaram entre 1,2 e 3,2 mg em 1985 e entre 0,7 e 2,2 mg/l em 1986 (figuras 15 e 18), indica ausência de poluição orgânica e uma uniformidade bastante nítida ao longo dos cursos de água. No entanto, é de referir uma ligeira elevação nos teores de $CBO_5$.

AZOTO AMONIACAL (N-NH4)

A presença de azoto amoniacal nos cursos de água traduz, de modo geral,

um processo de degradação incompleta de matéria orgânica.

Segundo WEDEMEYER et al. (1976) os peixes podem tolerar altas concentrações de azoto amoniacal. No entanto, a altos valores de pH forma-se amoníaco ($NH_3$) que é altamente tóxico. Esta reacção é dependente igualmente da temperatura e concentração de oxigénio.

Nos rios Rabagão e Cávado encontrámos valores compreendidos entre 0 e 0,137 mg/l de $N\text{-}NH_4^+$ exceptuando dois valores anormais registados no Inverno de 1985 nas estações 4 e 22A e que foram respectivamente de 0,444 e 0,590 mg/l (figura 19).

Segundo o Grupo de Estudos da Qualidade da Água (1979) os limites desejáveis de azoto amoniacal, para a vida aquática, encontram-se abaixo de 1,5 mg/l $N\text{-}NH_4^+$. Sendo assim, mesmo considerando aqueles valores mais elevados, é extremamente pouco provável que haja toxicidade (0,02 mg/l de $NH_3$).

A análise das figuras 15 e 18, em que se representa a evolução longitudinal dos teores de amónia nos dois rios (valores médios de 1985 e 1986), evidencia nitidamente que os valores foram muito baixos e relativamente uniformes.

NITRATOS

Os nitratos representam o estado final da oxidação dos componentes de azoto. A sua presença na água pode ser devida a águas de drenagem de terrenos agrícolas.

De notar que os nitratos constituem, juntamente com os fosfatos, um dos nutrientes mais importantes para o desenvolvimento das algas, o que pode levar à eutrofização de algumas massas de água.

Na bacia hidrográfica do rio Cávado, os teores em nitratos foram muito baixos, tendo variado desdes valores não detectáveis até 54,8 µgat/l (figura **19**).

Os valores médios por estação e por ano ao longo dos rios Cávado e Rabagão (figuras 15 e 18) mostram variações compreendidas entre 0,5 e 29,8 µgat/l

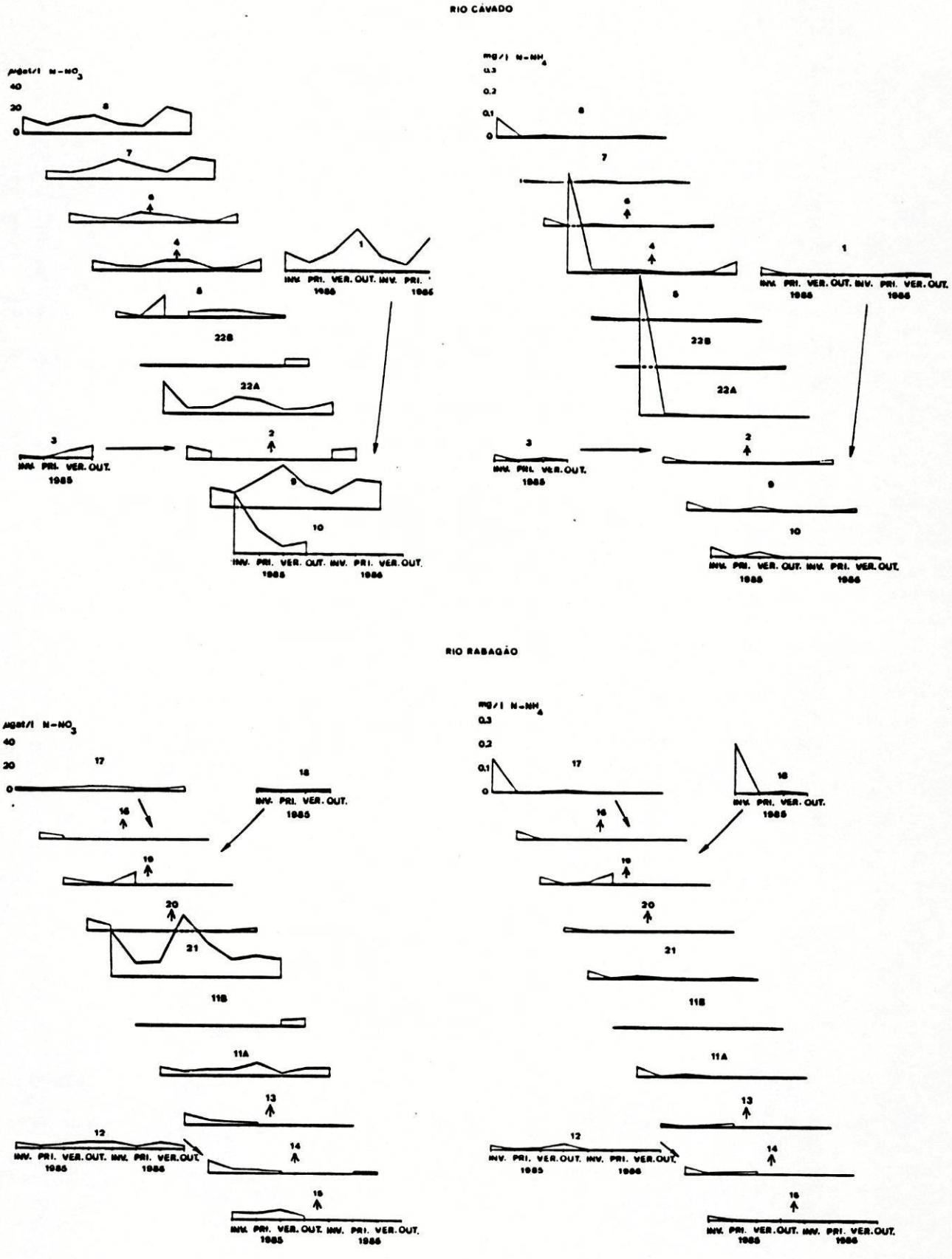



Figura 19 - Evolução temporal de nitratos e azoto amoniacal nos rios Cávado e Rabagão (↑ albufeiras).

em 1985 e entre 0,3 e 20,0 µgat/l em 1986.

Pela análise das mesmas figuras, verifica-se que, ao longo dos dois rios, o teor em nitratos é muito uniforme, com excepção da estação nº 21, a jusante da albufeira do Alto Rabagão.

Os valores registados ficam muito aquém dos limites máximos desejáveis para a vida aquática indicados pelo Grupo de Estudos da Qualidade da Água (1979).

NITRITOS

Os nitritos têm origem na oxidação incompleta do amoníaco ou na redução dos nitratos e podem traduzir um desiquilíbrio químico.

Os valores determinados foram sempre muito baixos, estando compreendidos entre valores não detectáveis e 0,4 µgat $N\text{-}NO_2$ /l.

A média anual atingiu o seu valor mais alto na estação 11B, em 1986, não ultrapassando os 0,2 µgat/l (figuras 15 e 18).

Estes valores eram, aliás, de esperar, uma vez que, como vimos, esta bacia apresenta um elevado grau de oxigenação.

ORTOFOSFATOS SOLÚVEIS

Os ortofosfatos na água podem ter uma origem natural, por lixiviação ou decomposição da matéria orgânica, ou artificial, isto é, serem provenientes de adubos e esgotos quer domésticos quer industriais.

O fósforo é um nutriente fundamental para a actividade biológica, estando relacionado com a produtividade primária. Quando em elevados níveis propicia um desenvolvimento exagerado de algas e consequente degradação da composição dessa comunidade algal tornando a água imprópria para certos fins (eutrofização). No que respeita à vida aquática, o fósforo não apresenta toxicidade, embora ela possa existir, em consequência dos referidos picos algais.

Nas estações prospectadas (figura 13) encontrámos concentrações com-

preendidas entre valores não detectáveis e 4,4 mg/l. As médias por estação variam entre valores não detectáveis e 0,9 mg/l em 1985 e entre valores igualmente não detectáveis e 1,4 mg/l em 1986 (figuras 15 e 18). Nas mesmas figuras pode verificar-se que, ao longo dos dois cursos de água, as variações dos níveis de ortofosfatos foram muito homogéneas, pelo que não será de admitir que os níveis mais elevados sejam devidos a causas artificiais.

SILICATOS

A sílica é considerada um nutriente básico na água, sendo essencial para o crescimento de certas microalgas planctónicas ou bentónicas.

Na bacia hidrográfica do rio Cávado encontraram-se valores de silicatos compreendidos entre 0,1 mg/l e 4,6 mg/l de $SiO_2$.

Não se notaram diferenças consideráveis entre estações (figuras 15 e 18).

Os silicatos existem em águas naturais numa gama de concentrações bastante alargada (1 a 40 mg/l) não podendo ser, em geral, considerados como factor limitante em ecossistemas aquáticos de água doce.

COBRE DISSOLVIDO

Uma vez que se sabe que a Albufeira da Venda Nova recebe águas ricas em cobre provenientes do Couto mineiro da Borralha, foram realizados doseamentos na albufeira da Caniçada (estação nº2), na confluência dos rios Rabagão e Cávado (estação nº 22A), na albufeira da Venda Nova (estações n.os 13, 14 e 15), no rio Rabagão (estação nº 21) e na albufeira do Alto Rabagão (estações 16, 19 e 20).

As amostras, nestes locais, foram obtidas sazonalmente, durante o ano de 1985. As estações 14 e 16 constituem a excepção pois foram prospectadas apenas no Inverno e Primavera não se tendo detectado a presença de $Cu^{2+}$. No Inverno apenas se fez a pesquisa de cobre.

Os resultados obtidos encontram-se representados esquematicamente na figura 20.

Verifica-se, com efeito, que a albufeira da Venda Nova se encontra fortemente contaminada por $Cu^{2+}$, nomeadamente nas proximidades da desembocadura da ribeira da Borralha.

Neste local, os teores de $Cu^{2+}$ atingiram, na Primavera de 1986, 0,26 mg/l, sendo de notar que a Comunidade Europeia (Grupo de Estudos da Qualidade da Água, 1979) recomenda como limite máximo desejável uma concentração inferior a 0,04 mg/l.

É importante referir que a toxicidade provocada pelo cobre é muito agravada pelos baixos valores de alcalinidade, dureza e pH.

### 4.1.2 - ANÁLISE MULTIVARIÁVEL

Ao analisar as variáveis físicas e químicas isoladamente, verificou-se que os valores máximos não ultrapassaram os limites para além dos quais se considera haver deterioração da qualidade da água.

No entanto, e com o objectivo de estudar o grau de associação entre as estações de amostragem, com base nas variáveis físicas e químicas que as caracterizam, achou-se útil realizar a análise em componentes principais cujos resultados são interpretados nas linhas que se seguem.

Na figura 21-a representa-se a ordenação no plano das duas primeiras componentes principais das estações de amostragem, no ano de 1985. Esta representação traduz uma variabilidade de 71,8% do total e a qualidade de ajustamento à matriz original teve uma correlação de 0,98.

Por uma questão de capacidade do programa utilizado, foram excluídas desta análise as estações nº 2 (na albufeira da Caniçada), nº 3 (próximo da ribeira de S. João do Campo), nº 4 (albufeira do Alto Cávado), nº 5 (a jusante da albufeira do Alto Cávado), n.os 13 e 15 (albufeira da Venda Nova), n.os 16 e 20

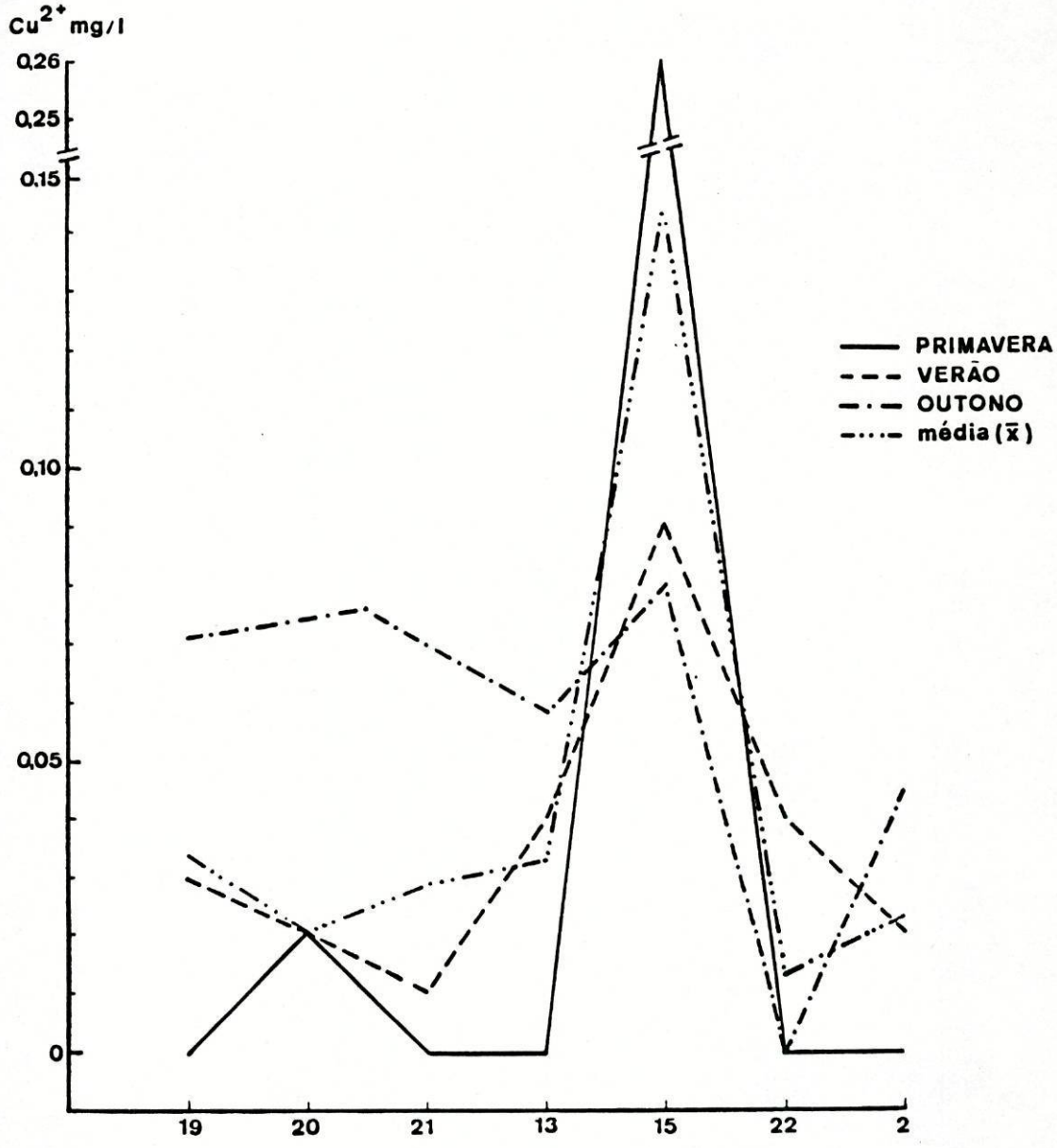



Figura 20 - O cobre dissolvido ($Cu^{2+}$) nas estações de amostragem estudadas.

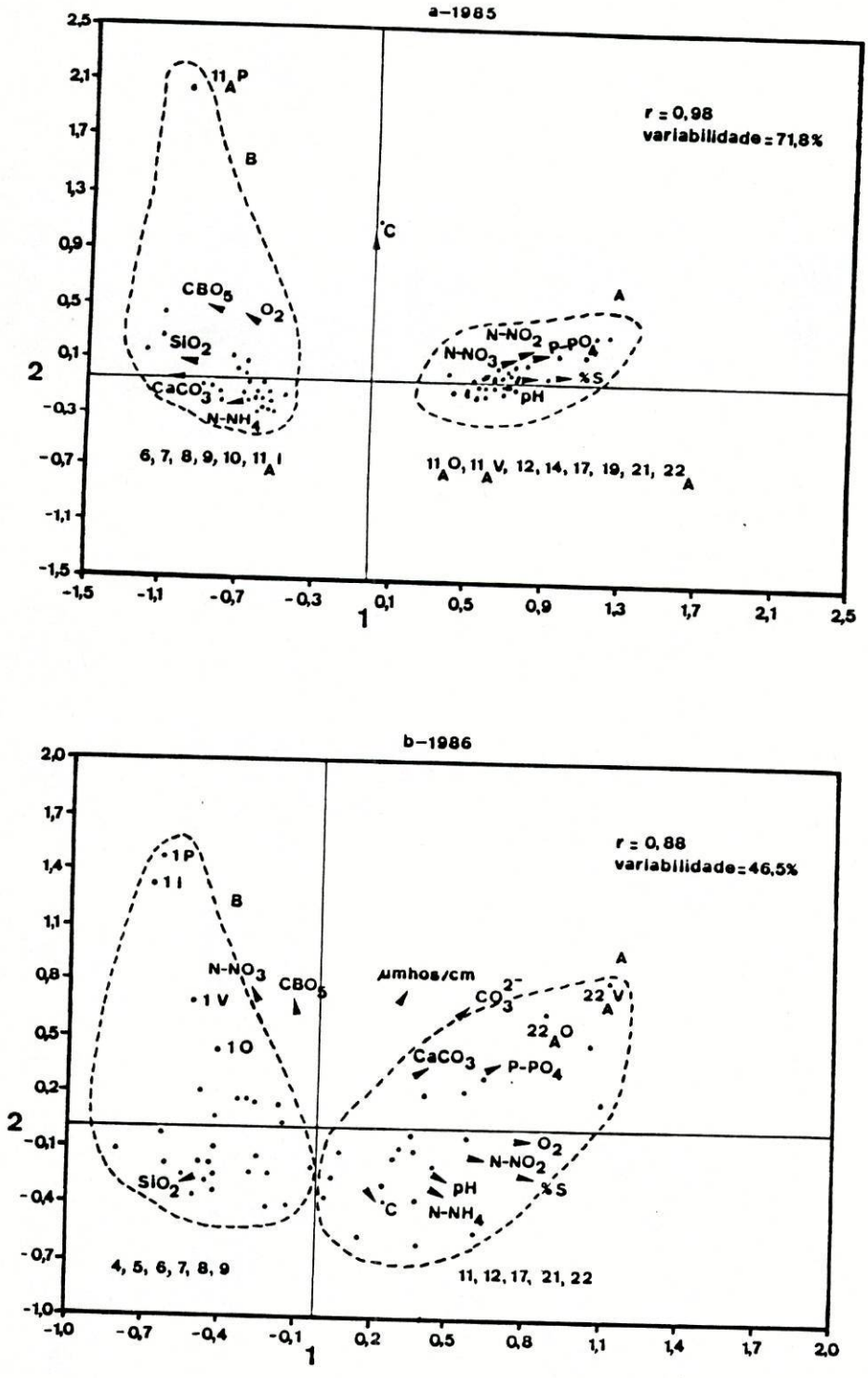



Figura 21 - Distribuição das estações de amostragem e representação dos vectores próprios (variáveis físicas e químicas) no plano das duas primeiras componentes principais.

(albufeira do Alto Rabagão) e nº 18 (na ribeira de Castanheira).

A exclusão destas estações de amostragem não foi feita arbitrariamente. Algumas estações foram excluídas porque o local em estudo era, já, bem caracterizado por outras. Este é o caso da estação nº 4, da albufeira do Alto Cávado, caracterizada pela nº 6, das estações 13 e 15 da Venda Nova, caracterizadas pela estação nº 14 e das estações 16 e 20 da albufeira do Alto Rabagão para cuja caracterização se conservou a estação nº 19.

Outras estações foram excluidas por não possuirmos amostras em todas as épocas do ano, como acontece na albufeira da Caniçada (estação nº 2) e imediatamente a jusante da albufeira do Alto Cávado (estação nº 5).

As estações n.os 3 e 18 foram excluídas por se localizarem em afluentes de relativamente pouca importância.

Na mesma figura estão representados os vectores próprios (variáveis) no mesmo plano das duas primeiras componentes principais.

Verifica-se a individualização de dois grupos de estações. No grupo A, caracterizado por valores mais elevados de nitritos, nitratos, ortofosfatos, pH e percentagem de saturação de oxigénio e valores menos elevados de silicatos, azoto amoniacal, dureza, oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio, encontram-se todas as estações de amostragem provenientes da bacia hidrográfica do rio Rabagão.

O grupo B inclui as estações do rio Cávado caracterizadas por aquelas variantes referidas apresentarem, respectivamente, valores mais baixos e mais elevados.

As estações localizadas imediatamente a jusante de barragens, 11A e 22A, constituem as únicas excepções ao que acaba de se dizer. A estação 22A é incluída no grupo A enquanto que as amostras de Inverno e Primavera da estação 11A estão incluídas no grupo B.

De notar ainda a ligeira separação do grupo B, das amostras 10 de Verão

e Primavera e 9 de Verão e sobretudo 11A de Primavera.

Em 1986 (figura 21-b), pelas razões já apontadas, ordenaram-se as estações 1 (rio Gerês), 4 e 6 (albufeira do Alto Cávado), 5, 7, 8, 9 e 22 (rio Cávado), 11A e 21 (rio Rabagão) e 12 e 17 (afluentes do rio Rabagão).

Verificou-se um agrupamento semelhante ao do ano anterior mas menos evidente.

As estações do rio Rabagão e afluentes formam o grupo A, caracterizadas por valores elevados de quase todas as variáveis e valores mais baixos de nitratos e carência bioquímica de oxigénio. Os silicatos parece não terem influência na caracterização deste grupo.

As estações do rio Cávado apresentam valores mais elevados de silicatos, nitratos e carência bioquímica de oxigénio e menos elevados das restantes.

A estação nº1, do rio Gerês, difere ligeiramente das outras estações do conjunto B devido a valores mais elevados de nitratos e carência bioquímica de oxigénio.

A estação 22A, em Vila Nova e a montante da albufeira de Salamonde continua a ser a excepção. Enquanto que as amostras de Inverno e Primavera continuam integradas no grupo de estações do rio Rabagão, as amostras de Verão e Outono, caracterizadas por valores mais elevados de condutividade, dureza, alcalinidade e ortofosfatos, separam-se ligeiramente.

## 4.2 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

### 4.2.1 - ANÁLISE GLOBAL

#### 4.2.1.1 - NÚMERO DE TAXA E ABUNDÂNCIA RELATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS

Na bacia hidrográfica do rio Cávado foram colhidos, neste estudo, cerca de 350 000 indivíduos pertencentes a 135 grupos taxonómicos cujo aprofundamento de identificação (pág. 52) foi, como se disse, função dos conhecimentos e também

da procura de resultados capazes de, rápida e eficazmente, permitirem atingir os objectivos fixados.

Em anexo, apresentam-se os quadros completos dos organismos amostrados por estação. A repartição do número de taxa por grandes grupos faunísticos e a sua importância, fornecida pela abundância relativa do número de indivíduos que os constituem, está indicada no quadro 8.

Observa-se que a comunidade de macro-invertebrados bentónicos da bacia hidrográfica do rio Cávado é fortemente dominada pelos insectos, que constituem 85,4 por cento do total.

Uma vez que as águas desta bacia são pouco alcalinas, era já de esperar uma fraca dominância de MOLLUSCA que, com efeito, não atingem 1%. Este grupo sofre geralmente uma acção de parasitismo importante por parte de HIRUDINEA que, naturalmente, também ocorre com uma dominância reduzida (0,2%).

Dentro dos insectos, são dignos de referência, pela sua dominância, DIPTERA (33,1%), EPHEMEROPTERA (26,1%) e TRICHOPTERA (10,5%). Realce-se a maior diversidade deste último grupo, que compreende 21 taxa.

#### 4.2.1.2 - DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL

A distribuição temporal do número de taxa (quadro 9) mostra que o ano de 1985 foi faunisticamente mais rico que o de 1986, tendo o número máximo sido obtido na Primavera. No Verão, no entanto, esse número foi ainda elevado. No ano de 1986 os valores mais altos foram registados no Verão e Outono. As diferenças verificadas nas condições climatéricas que, por sua vez, influenciaram o regime hidrológico, são, muito provavelmente, responsáveis por este facto.

De qualquer forma, é de realçar a forma muito constante como o número de taxa evoluiu ao longo dos dois anos.

A evolução, ao longo das diferentes épocas do ano, da abundância relativa do número de indivíduos pertencentes aos diversos grupos faunísticos (figura

Quadro 8 - Número de taxa dos grandes grupos faunísticos e abundância relativa do número de indivíduos.

| GRUPO FAUNÍSTICO | Nº DE TAXA | Nº DE INDIVÍDUOS (%) |
|---|---|---|
| PLECOPTERA | 12 | 4,95 |
| TRICHOPTERA | 21 | 10,46 |
| EPHEMEROPTERA | 17 | 26,06 |
| COLEOPTERA | 13 | 4,00 |
| DIPTERA | 16 | 33,12 |
| ODONATA | 14 | 1,24 |
| HEMIPTERA | 13 | 5,58 |
| OLIGOCHAETA | 5 | 10,64 |
| HIRUDINEA | 6 | 0,24 |
| MOLLUSCA | 6 | 0,67 |
| OUTROS GRUPOS | 12 | 3,03 |
| | 135 | 100,00 |

Quadro 9 - Distribuição temporal do número de taxa.

| | 1985 | | | | 1986 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | INV | PRIM | VER | OUT | INV | PRIM | VER | OUT |
| PLECOPTERA | 9 | 9 | 6 | 5 | 10 | 9 | 8 | 9 |
| TRICHOPTERA | 18 | 16 | 16 | 6 | 12 | 11 | 10 | 12 |
| EPHEMEROPTERA | 13 | 16 | 12 | 9 | 12 | 12 | 10 | 10 |
| COLEOPTERA | 9 | 10 | 13 | 9 | 7 | 6 | 10 | 7 |
| DIPTERA | 11 | 11 | 13 | 13 | 10 | 9 | 12 | 10 |
| HEMIPTERA | 7 | 10 | 12 | 8 | 5 | 8 | 8 | 5 |
| ODONATA | 7 | 10 | 10 | 9 | 7 | 7 | 9 | 9 |
| MOLLUSCA | 6 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| OLIGOCHAETA | 4 | 4 | 3 | 2 | 2 | 4 | 3 | 4 |
| HIRUDINEA | 2 | 4 | 2 | 3 | 2 | 4 | 2 | 3 |
| OUTROS | 7 | 9 | 7 | 5 | 4 | 3 | 6 | 8 |
| TOTAL | 93 | 103 | 97 | 72 | 74 | 76 | 81 | 80 |

22-A) permite ter uma ideia da variação na composição das comunidades de macro-invertebrados.

A evolução sazonal de PLECOPTERA foi mais ou menos constante, notando-se uma redução acentuada no Outono, nomeadamente no ano de 1985. É provável que as elevadas temperaturas estivais associadas à forte redução de caudal tenham contribuído para eliminar muitas formas que, como se sabe, são características de águas frias e bem oxigenadas.

TRICHOPTERA, bastante bem representado foi mais abundante no Outono e no Inverno.

EPHEMEROPTERA, cuja maioria dos grupos parece estar associado à cobertura vegetal, foi, naturalmente mais abundante na Primavera e no Verão.

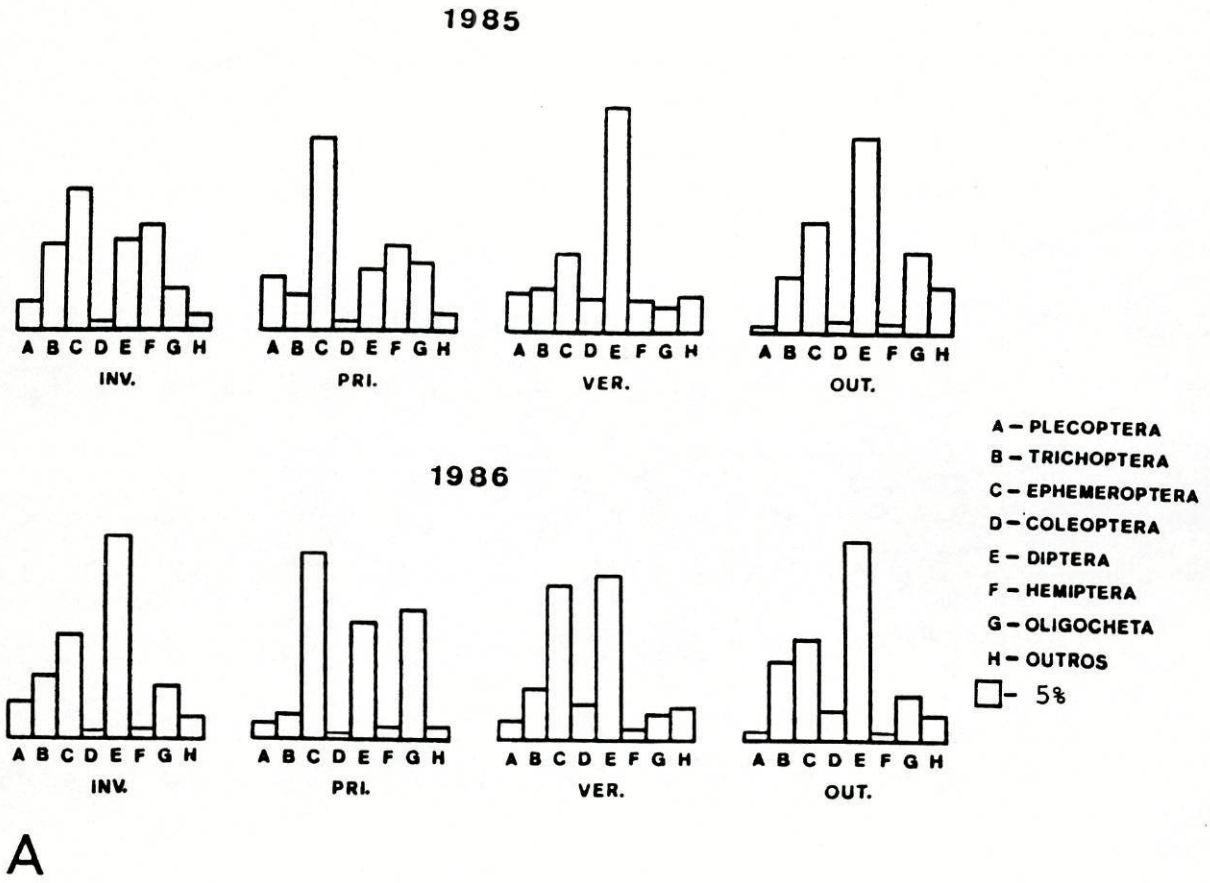
COLEOPTERA apresentou um ciclo bem marcado com o pico correspondente no Verão.

DIPTERA que, como se disse, constituiu a maior parcela da comunidade de macro-invertebrados (33,1%) apresentou abundâncias relativas elevadas ao longo de todo o ano. No entanto, será útil frisar que a quase totalidade dessa parcela é constituída por CHIRONOMIDAE (24,9%) e SIMULIDAE (7,4%) que são taxa com requisitos ambientais diversificados.

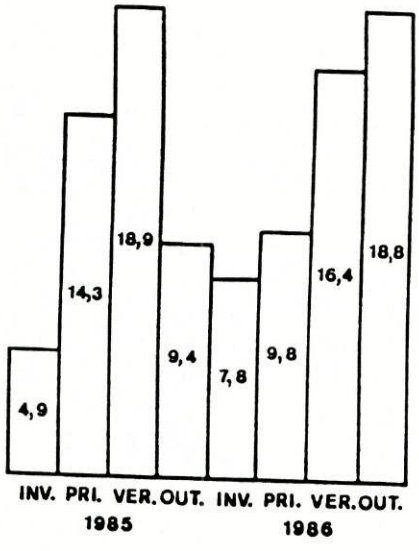
HEMIPTERA, grupo constituído por predadores típicos de facies lêntico, apareceu com uma abundância relativa superior no Inverno de 1985.

Por último, OLIGOCHAETA, cuja abundância é condicionada negativamente quer por caudais extremamente baixos quer altos, apresentou valores mais elevados na Primavera e Outono de 1985 e na Primavera de 1986.

O número de indivíduos amostrados por estação do ano (figura 22-B) foi nitidamente superior no Verão de 1985 e no Outono de 1986.




A




B

Figura 22 - Evolução sazonal da abundância relativa dos grandes grupos faunísticos (A) e da abundância relativa do número de indivíduos (B).

#### 4.2.1.3 - CLASSIFICAÇÃO TAXONÓMICA BASEADA NA ABUNDÂNCIA RELATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS

A abundância relativa dos diferentes taxa permite-nos conhecer aqueles que são os preponderantes.

BOURNAUD (1980) propõe quatro classes de abundância, a saber:

A abundância relativa (A) $\geqslant 5\%$ - taxa dominantes

$2\% \leqslant A < 5\%$ - taxa sub-dominantes

$1\% \leqslant A < 2\%$ - taxa residentes

$A < 1\%$ - taxa sub-residentes

Assim, dos 135 taxa registados na zona prospectada, cinco são dominantes, sete sub-dominantes, e cinco residentes.

Os restantes 117, com abundância inferior a 1%, são considerados sub-residentes; destas, merecem ainda uma referência especial os seguintes sete taxa: Protonemura, SERICOSTOMATIDAE, PHILOPOTAMIDAE, HYDROPSYCHIDAE; Cloeon, HYDRAENIDAE e Platycnemis (quadro 10).

### 4.2.2 - PERFIL LONGITUDINAL

#### 4.2.2.1 - NÚMERO DE TAXA

A evolução do número de taxa, valores médios das oito campanhas de amostragem, ao longo dos dois cursos de água, Cávado e Rabagão, encontra-se representada na figura 23-A.

Note-se que os resultados das colheitas realizadas na albufeira do Alto Rabagão (estações nº 16 e 19) foram tratados em conjunto e são apresentados com o nº 20.

Em ambos os casos, verifica-se uma redução acentuada nas albufeiras. Esta redução é bastante notória nas albufeiras da Caniçada (estação nº 2) e Venda Nova (estação nº 14). Na albufeira do Alto Rabagão (20) a redução é menos acen-

Quadro 10 - Abundância relativa e classificação dos diferentes taxa

| | | |
|---|---|---|
| Chironomidae (DIPTERA)..... | 24,94% | |
| Baetis (EPHEMEROPTERA)..... | 11,11 | |
| Naididae (OLIGOCHAETA)..... | 8,69 | |
| Simuliidae (DIPTERA)..... | 7,40 | |
| Ephemerella (EPHEMEROPTERA)..... | 5,75 | DOMINANTES |
| Hydroptilidae (TRICHOPTERA)..... | 4,87 | |
| Micronecta (HEMIPTERA)..... | 4,47 | |
| Habrophlebia (EPHEMEROPTERA).... | 2,68 | |
| Hydracarina..... | 2,67 | |
| Limnephilidae (TRICHOPTERA)..... | 2,56 | |
| Elmidae (COLEOPTERA)..... | 2,48 | |
| Leuctridae (PLECOPTERA)..... | 2,11 | SUB-DOMINANTES |
| Tubificidae (OLIGOCHAETA)..... | 1,87 | |
| Caenis (EPHEMEROPTERA)..... | 1,76 | |
| Centroptilum (EPHEMEROPTERA).... | 1,49 | |
| Nemoura (PLECOPTERA)..... | 1,33 | |
| Siphlonurus (EPHEMEROPTERA)..... | 1,27 | RESIDENTES |
| Protonemura (PLECOPTERA)..... | 0,94 | |
| Sericostomatidae (TRICHOPTERA).. | 0,91 | |
| Philopotamidae (TRICHOPTERA).... | 0,69 | |
| Cloeon (EPHEMEROPTERA)..... | 0,83 | |
| Hydropsychidae (TRICHOPTERA).... | 0,81 | |
| Hydraenidae (COLEOPTERA)..... | 0,77 | |
| Platycnemis (ODONATA)..... | 0,63 | SUB-RESIDENTES |

tuada e na do Alto Cávado (4 e 6) é muito ligeira.

Imediatamente a jusante das barragens notou-se um aumento do número de taxa (estações 5 e 21) em relação às restantes estações. Na estação nº 9, no entanto, o aumento após a barragem da Caniçada foi muito ligeiro.

Nas estações imediatamente a montante das albufeiras, 22A e 11A, notou-se uma quebra do número de taxa.

A comparação de médias através do "Duncans new multiple range test", mostra-nos que nas estações 2, 14, 20 e 22A elas são significativamente inferiores às das estações 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11B, 12, 17, 18 e 22B, que podemos considerar não perturbadas. As estações nº 1, 9, 10 e 11A constituem um grupo com diferenças significativas relativamente a algumas estações dos grupos anteriores e que, por isso, poderemos considerar de transição.

É sabido que PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA constituem os grupos faunísticos que melhor descrevem as alterações sofridas pelo meio ambiente. Assim, achou-se por bem estudar a evolução destes grupos ao longo dos dois rios.

PLECOPTERA (figura 23-B) está praticamente ausente nas albufeiras, tendo, naturalmente, maior abundância nas estações localizadas mais a montante.

Verifica-se uma redução acentuada deste grupo faunístico nas duas estações situadas imediatamente a montante de albufeiras, 11A e 22A.

Quanto às estações situadas imediatamente a jusante de barragens verificamos que, nas estações 5 e 21, o número de taxa de PLECOPTERA é elevado, enquanto que, na estação nº9, é extremamente reduzido.

A comparação de médias mostra-nos igualmente a existência de três conjuntos de estações - um que engloba as estações localizadas nas albufeiras (2, 4, 6, 14 e 20) e ainda as estações 22A e 9, com médias muito baixas e significativamente diferentes, de um segundo grupo constituído pela maioria das estações de médias mais elevadas; as estações nº 1, 10 e 11A apresentam médias de grandeza

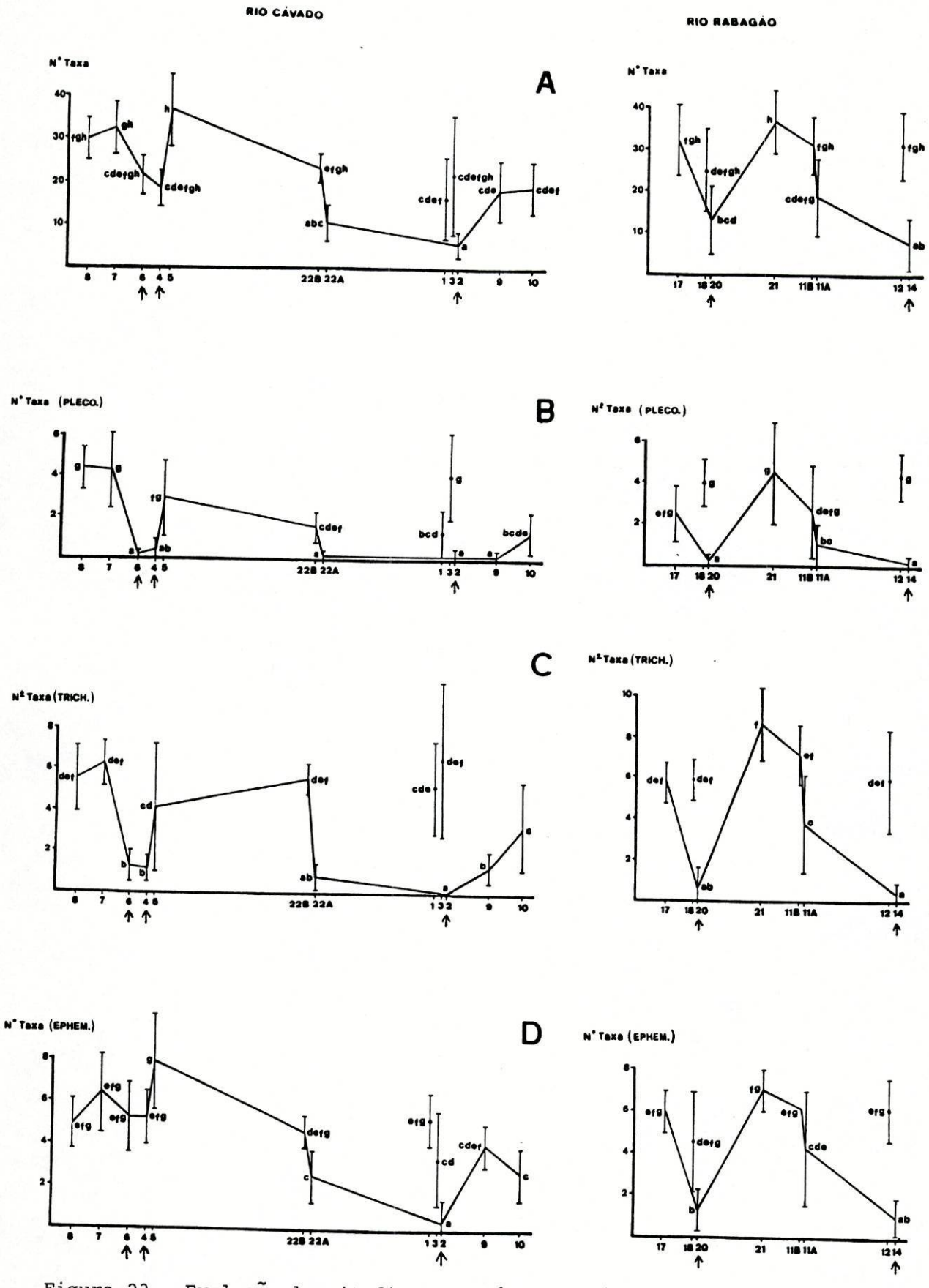



Figura 23 - Evolução longitudinal do número total de taxa (A); do número de taxa de PLECOPTERA (B); de TRICHOPTERA (C) e de EPHEMEROPTERA (D) ao longo dos rios Cávado e Rabagão (↑ albufeiras). A mesma letra é atribuída às estações de amostragem cujas médias não diferem significativamente (nível de significância 95%)

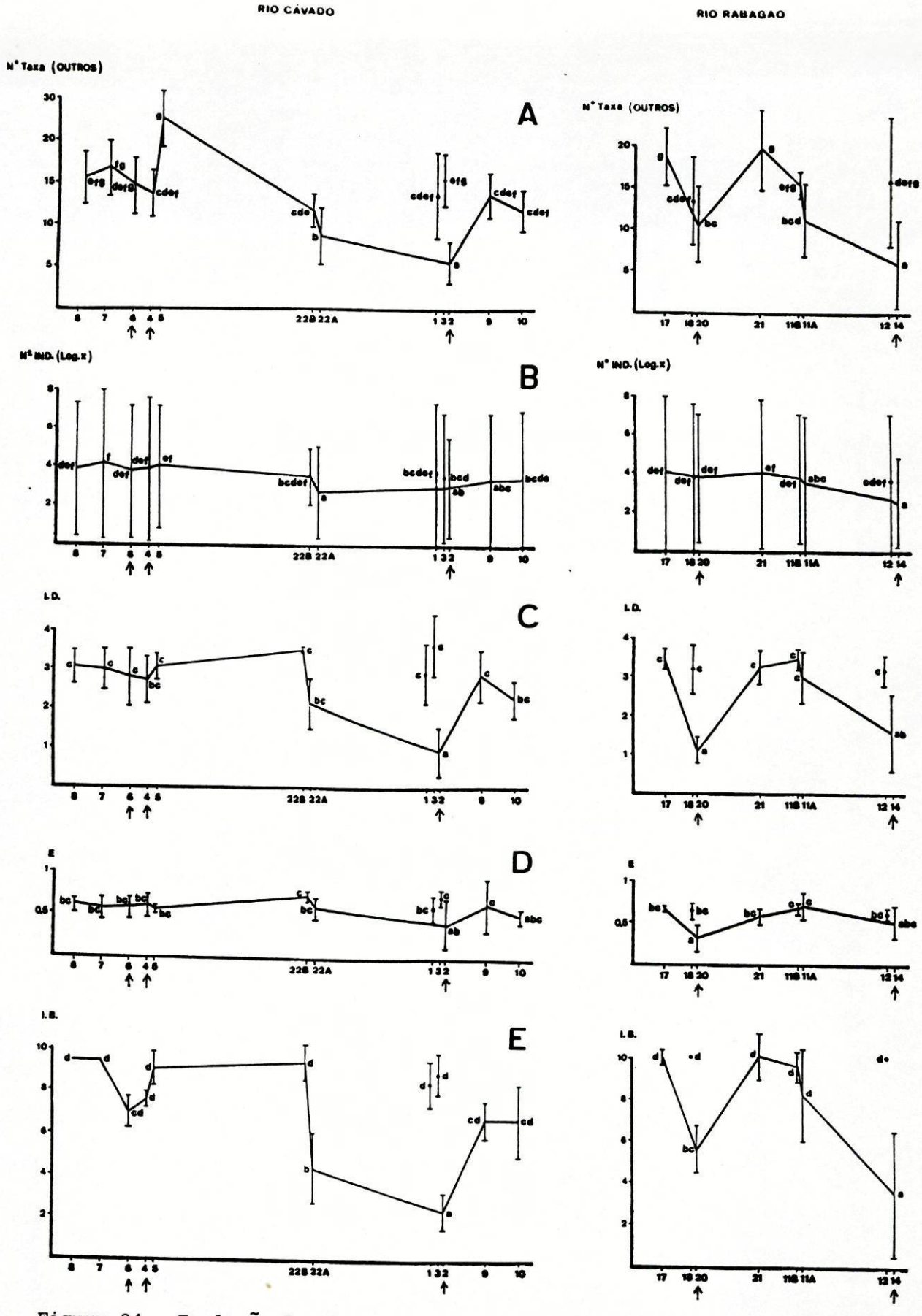



Figura 24 - Evolução longitudinal do número de taxa (excepto PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA) (A), do número de indivíduos (B), do índice de diversidade (C), da regularidade (D) e do índice biótico (E) ao longo do rio Cávado e Rabagão (↑albufeiras). A mesma letra é atribuída a estações de amostragem cujas médias não diferem significativamente (nível de significância 95%)

intermédia.

O comportamento de TRICHOPTERA é muito semelhante e talvez mais evidente (figura 23-C).

De notar que na albufeira da Caniçada não foi amostrado qualquer indivíduo pertencente a este grupo faunístico.

As estações 14, 20, 22A, 4, 6 e 9 apresentam médias significativamente diferentes de todas as restantes, das quais as estações n.os 10 e 11A se podem considerar de transição.

Um valor elevado no número de grupos de EPHEMEROPTERA na albufeira do Alto-Cávado (estações 4 e 6) e nas estações 9, 11A e 22A, são as únicas diferenças registadas relativamente ao que acaba de se dizer para os grupos faunísticos anteriores (figura 23-D). Esta afirmação é comprovada pela comparação de médias que mostra que, nas estações 2, 14 e 20, todas localizadas em albufeiras, elas são significativamente diferentes das restantes, embora nas estações 10 e 22A sejam ainda baixas.

Os restantes grupos faunísticos estão bastante melhor representados ao longo dos dois cursos de água (figura 24-A). De qualquer forma, a quebra nas albufeiras é ainda evidente.

A comparação de médias mostra que apenas nas albufeiras da Caniçada e Venda Nova (2 e 14) se detectam diferenças significativas em relação às restantes estações. Na albufeira do Alto Rabagão (estação nº 20) e nas duas estações localizadas imediatamente a montante das albufeiras (11A e 22A) as médias são ainda muito baixas.

#### 4.2.2.2 - NÚMERO DE INDIVÍDUOS

O número de indivíduos amostrados ao longo dos rios Cávado e Rabagão é relativamente uniforme (figura 24-B). Verificaram-se, apenas, ligeiras reduções nas estações localizadas nas albufeiras da Venda Nova (estação nº 14), Caniçada

(2) e nas estações imediatamente a montante de albufeiras (22A e 11A).

A comparação de médias através do "Duncan's new multiple range test" mostra-nos que também, relativamente a este parâmetro, se podem considerar três conjuntos cujas diferenças são significativas.

O primeiro engloba as estações 2, 9, 11A, 14 e 22A. O segundo, de transição, em que se incluem as estações 3 e 10. As restantes estações, de médias superiores, não apresentam diferenças significativas entre si.

#### 4.2.2.3 - ÍNDICE DE DIVERSIDADE E REGULARIDADE

O índice de diversidade fornece, apenas, um valor indicativo, pois, uma vez que se utilizam os diferentes níveis de aprofundamento de identificação, as suas distribuições não são equivalentes, o que lhe confere pouca validade matemática. No entanto, o significado ecológico da informação por ele fornecida pode ser importante.

Essa informação traduz a importância relativa dos diferentes taxa que compõem a comunidade, permitindo fazer uma ideia da qualidade biológica do meio.

Nos dois rios estudados, Cávado e Rabagão, a diversidade é alta em quase todas as estações (figura 24-C), o que indica que há uma equidistribuição dos diferentes taxa. Esta ideia é corroborada pela regularidade (figura 24-D), que é sempre superior a 0,5 excepto nas estações 2 e 20.

As estações localizadas nas albufeiras da Caniçada (2), Venda Nova (14) e Alto-Rabagão (20) apresentam valores de diversidade baixos.

Na albufeira do Alto-Cávado (estações 4 e 6) a quebra de diversidade é muito ligeira.

A evolução longitudinal da diversidade traduz, naturalmente, o que acabou de se dizer para o número de taxa e de indivíduos.

Quanto a este parâmetro, não se verificam diferenças significativas nas estações a jusante e montante das albufeiras; apenas as estações 2, 14 e 20

formam um grupo distinto das restantes.

No que diz respeito a regularidade, apenas as estações 2 e 20 apresentam médias significativamente diferentes. As estações 10 e 14 podem ser consideradas de transição, pois não são significativamente diferentes de todas as outras.

#### 4.2.2.4 - ÍNDICE BIÓTICO E CARTA DE QUALIDADE BIOLÓGICA DA ÁGUA DA ZONA PROSPECTADA

A análise da figura 24-E, em que se representa a evolução longitudinal do índice biótico, que nos fornece indicações sobre a qualidade biológica da água, mostra-nos a existência de três grupos bem evidentes.

Com índice biótico de média compreendida entre 9 e 10, que indica ausência completa de perturbações, há um grupo constituído pela maioria das estações (11B, 12, 17, 18, 21, no rio Rabagão e 1, 3, 5, 7, 8 e 22B, no rio Cávado).

Com perturbações muito ligeiras que se traduzem por índice biótico 7 e 8, estão as estações 11A, no rio Rabagão e 4, 6, 9 e 10 no Cávado.

As estações localizadas nas albufeiras, com excepção do Alto Cávado, e a estação 22A constituem um terceiro grupo bastante perturbado.

A comparação de médias confirma o que acabou de se dizer - as estações 2 (albufeira da Caniçada), e 14 (Venda Nova), com médias extremamente baixas e significativamente diferentes de todas as outras; as estações 20 e 22A com médias ainda muito baixas, sendo a primeira da mesma ordem de grandeza da das estações 6 (albufeira do Alto Cávado) 9 e 10 (jusante da Caniçada).

Para que, de forma rápida e eficaz, se possa ter uma ideia da qualidade biológica da água da bacia hidrográfica do rio Cávado, elaborou-se, com base nos valores de índice biótico, a respectiva carta (figura 25).

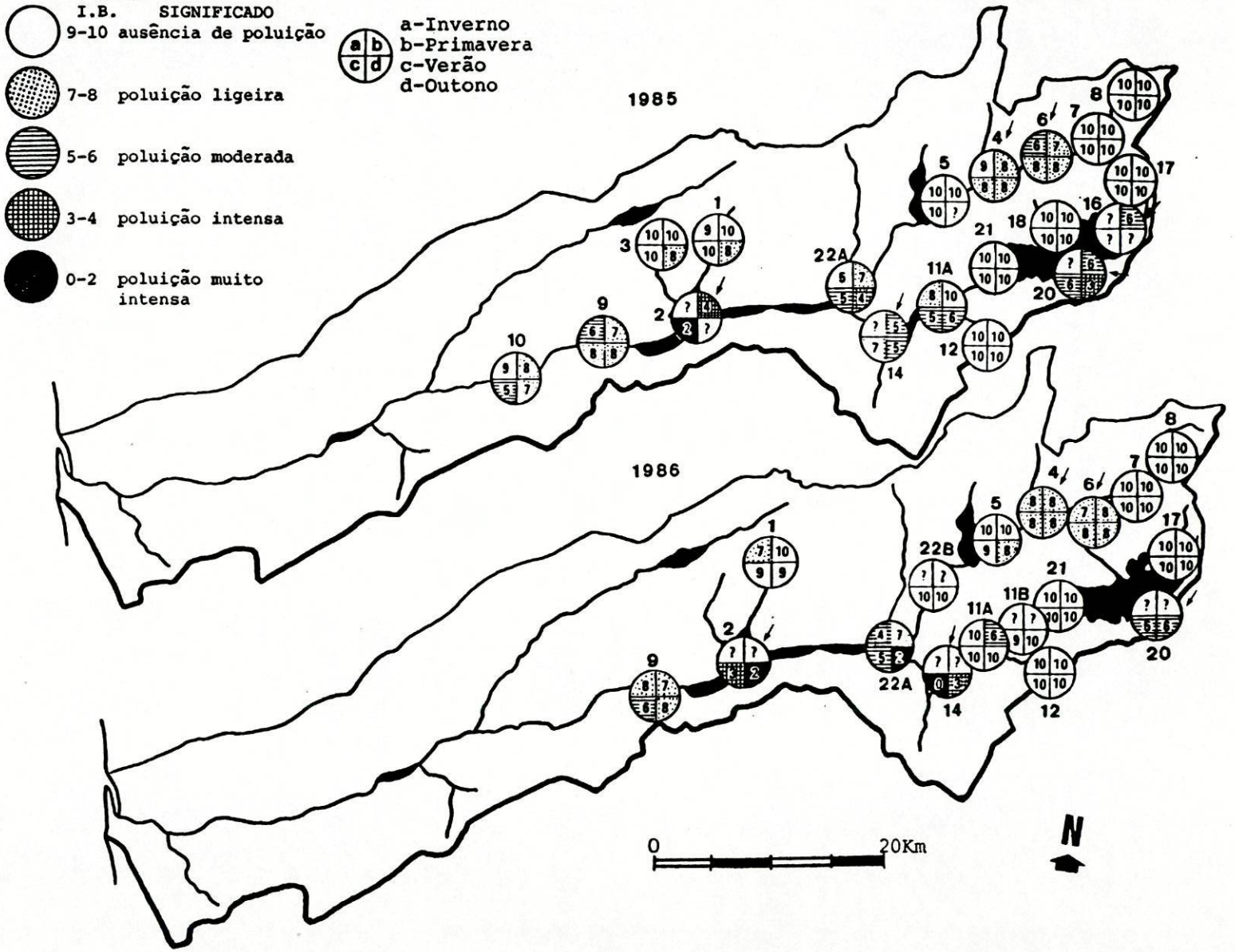



Figura 25 - Carta da qualidade biológica da água do trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado (↑albufeiras).

### 4.2.3 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS SOB O PONTO DE VISTA TRÓFICO

#### 4.2.3.1 - INTRODUÇÃO

As relações tróficas entre os macro-invertebrados aquáticos são de grande importância, podendo mesmo fornecer indicações sobre o impacte a que estão sujeitos alguns cursos de água.

Uma vez que a maioria das espécies de macro-invertebrados aquáticos são polifagos e não mono ou oligofagos é preferível, segundo CUMMINS (1973), estabelecer uma classificação baseada no mecanismo de preensão dos alimentos que traduz o nicho trófico dos organismos nos ecossistemas, em deterimento da classificação tradicional baseada na natureza do alimento, isto é, Carnívoros, Herbívoros, Detritívoros.

Segundo aquele autor e ainda CUMMINS e KLUG (1979) os recursos alimentares destes organismos dividem-se nas seguintes categorias:

- Detritos orgânicos que se podem sub-dividir em várias sub-categorias:
  - Matérias orgânicas "grosseiras" (CPOM -"Coarse Particulate Organic Material").
  - Matérias orgânicas finas e ultrafinas (FPOM e UPOM - "Fine Particulate Organic Material" e "Ultrafine Particulate Organic Material").
  - Matérias orgânicas dissolvidas (DOM - "Dissolved Organic Material").
- Perifiton
- Macrófitos
- Animais

Os macro-invertebrados são então sub-divididos em quatro grandes categorias:

- Fragmentadores, que se alimentam de matérias orgânicas grosseiras (CPOM) e as transformam em detritos finos.

- Colectores, que consomem detritos finos (FPOM, UPOM) e que se podem ainda sub-dividir em filtradores (que capturam particulas em suspensão) e "gathering colectors" (que procuram os detritos após a sua deposição).

- Raspadores, que se alimentam de perifiton.

- Predadores, que se alimentam de animais vivos.

Segundo aqueles autores, os macrófitos são muito pouco utilizados como fonte de alimento pelas comunidades de macro-invertebrados, excepção feita aos tricópteros da família HYDROPTILIDAE. No entanto, elas constituem uma fonte de CPOM e são um bom local de fixação de perifiton e Colectores.

Como esta classificação foi originalmente proposta para insectos aquáticos, neste estudo incluímos uma quinta categoria, os Limnívoros, vulgarmente chamados "comedores de substrato", que engloba fundamentalmente OLIGOCHAETA que se alimentam de matéria orgânica contida no sedimento.

Desta forma é facil compreender que, quando as condições dos cursos de água se alteram, surge, naturalmente, uma redução, ou mesmo eliminação de um determinado tipo de alimento que se traduzirá por modificações na abundância relativa dos diferentes grupos funcionais.

É evidente, neste aspecto, e como os autores bem salientam, que a tipologia do curso de água e a temperatura exercem também um papel fundamental. A temperatura actua não só sobre o metabolismo dos macro-invertebrados, mas também, e sobretudo, sobre o metabolismo dos microorganismos cuja acção é extremamente importante quer na reciclagem da matéria orgânica quer auxiliando, por simbiose extra ou intracelular, os macro-invertebrados (CUMMINS e KLUG, 1979).

#### 4.2.3.2 - ANÁLISE GLOBAL

A classificação nos níveis tróficos citados, isto é, Fragmentadores,

Colectores, Raspadores, Predadores e Limnívoros, na bacia hidrográfica do rio Cávado, foi realizada com base nos trabalhos de TACHET et al. (1980) e CUMMINS e WILZBACH (1985).

A análise global total, correspondente às oito campanhas de amostragem, que preferimos para evitar a introducção de pequenas flutuações que complicariam a interpretação dos resultados, encontra-se representada na figura 26-A.

Verifica-se que os Limnívoros constituem o grupo maioritário (35,7%) imediatamente seguido por Raspadores e Fragmentadores com abundâncias relativas muito semelhantes: 21,3 e 20,6%, respectivamente.

Colectores e Predadores apresentam abundâncias relativas mais baixas, respectivamente 13,6 e 8,7%. De referir que apenas 0,2% dos indivíduos não foram, por insuficiência de conhecimentos, incluídos em qualquer grupo funcional.

Estes valores parecem indicar que a bacia hidrográfica do rio Cávado é rica, simultâneamente em material orgânico autóctone e alóctone.

#### 4.2.3.3 - DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL

Tendo em atenção a distribuição temporal da abundância relativa dos diferentes grupos funcionais (figura 26-B), verificamos que os Fragmentadores, muito dependentes do material alóctone, apresentam máximos no Inverno e Primavera, portanto a seguir à formação da "manta morta" do Outono.

Os Limnívoros apresentam abundâncias relativas elevadas ao longo de todo o ano.

Os baixos caudais de Outono poderão favorecer a sedimentação de "FPOM" e serem responsáveis pelos valores elevados no Outono. Inversamente, mas por causas análogas, a abundância relativa deste grupo foi baixa nos meses de Inverno e Primavera de 1985. Nos mesmos meses, mas em 1986, a elevada abundância relativa de Limnívoros pode ser explicada pela transformação do CPOM.

Os Raspadores, fundamentalmente dependentes do perifiton, apresentam,

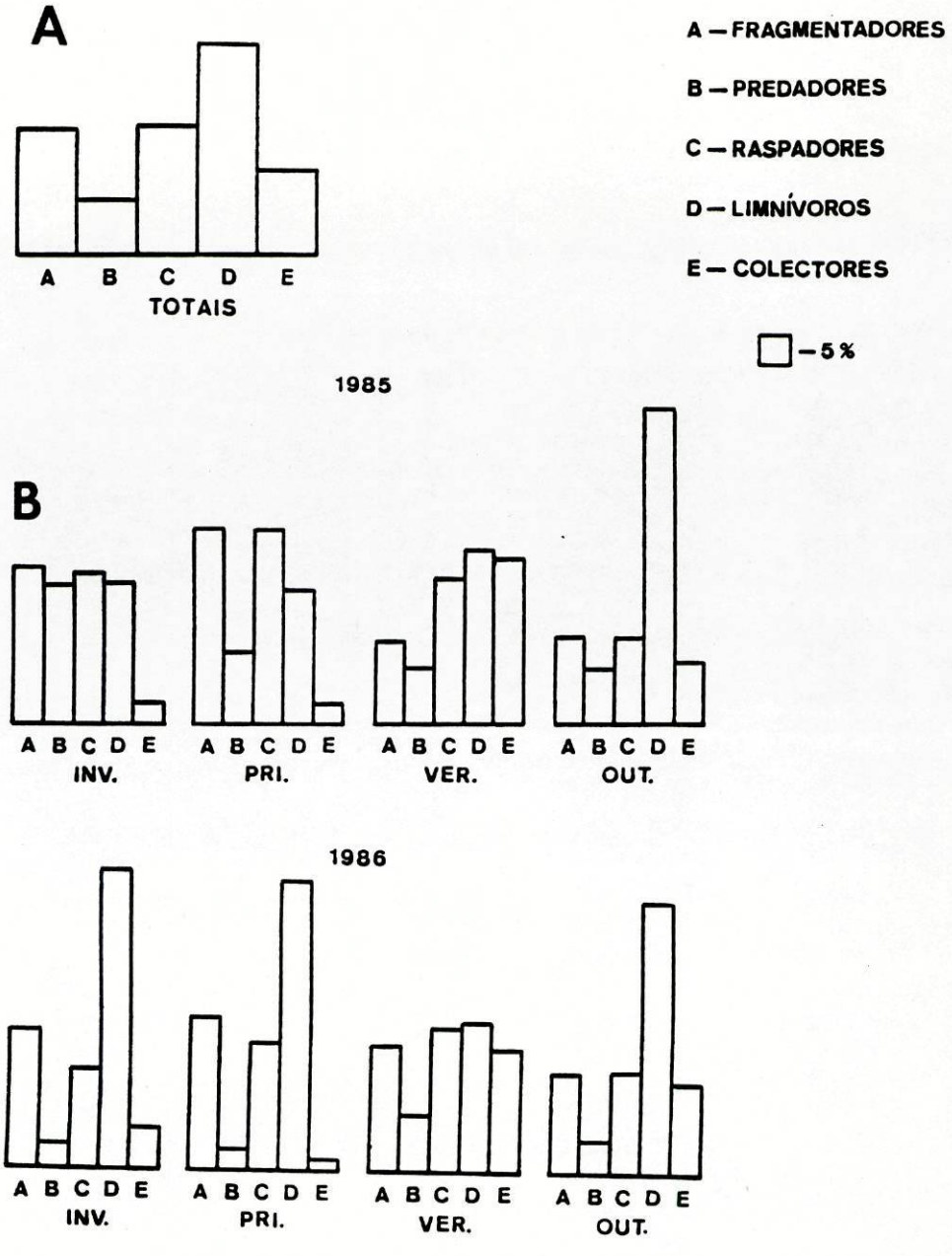



Figura 26 - Abundância relativa dos grupos funcionais no trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado.
A - Análise total; B - Análise sazonal.

naturalmente, abundâncias relativas mais elevadas nos períodos correspondentes ao maior desenvolvimento daquela fonte de alimento ou seja os meses de Primavera e Verão.

O considerável aumento de Colectores, nos meses de Verão, não nos parece possível de uma explicação simplista. Poderemos, no entanto, adiantar duas hipóteses explicativas. Esse aumento poderá ser devido, por um lado, ao próprio ciclo de vida dos taxa pertencentes e este grupo funcional; por outro lado o aumento de temperatura verificado nesse período poderá ter incrementado o metabolismo microbiano cuja acção é fundamental para os Colectores (CUMMINS e KLUG, 1979).

Os Predadores mantêm, naturalmente, níveis muito constantes ao longo dos anos. A excepção verifica-se no Inverno de 1985, sendo o aumento verificado nessa altura facilmente explicado pelos elevados caudais que ocorreram nessa época do ano. Com efeito, muitos Predadores são francamente nadadores e, por esse motivo, teriam procurado refúgio nas margens, onde foram mais facilmente colhidos. O ligeiro aumento na abundância relativa deste grupo funcional nos meses de Primavera e Verão será , por sua vez, motivado pelo maior número de presas disponível, de entre as quais não podemos esquecer o zooplancton.

#### 4.2.3.4 - DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL

A razão entre os vários grupos funcionais por estação, realizada com base nos valores globais do biénio estudado, representada no quadro 11, reveste-se de grande importância para eventual comparação com resultados provenientes de outros locais.

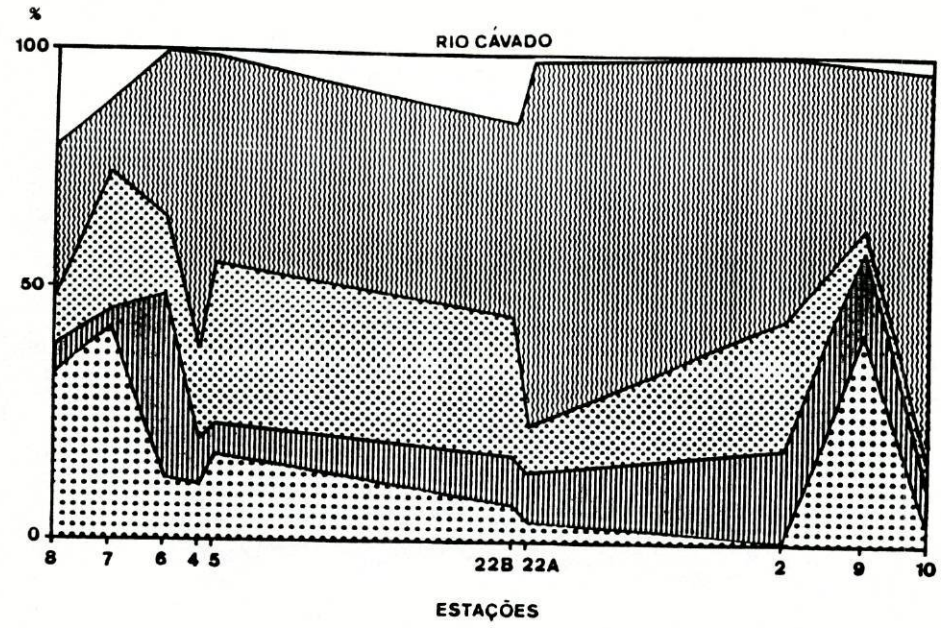
A distribuição longitudinal das abundâncias relativas destes grupos nos rios Cávado e Rabagão está representada na figura 27.

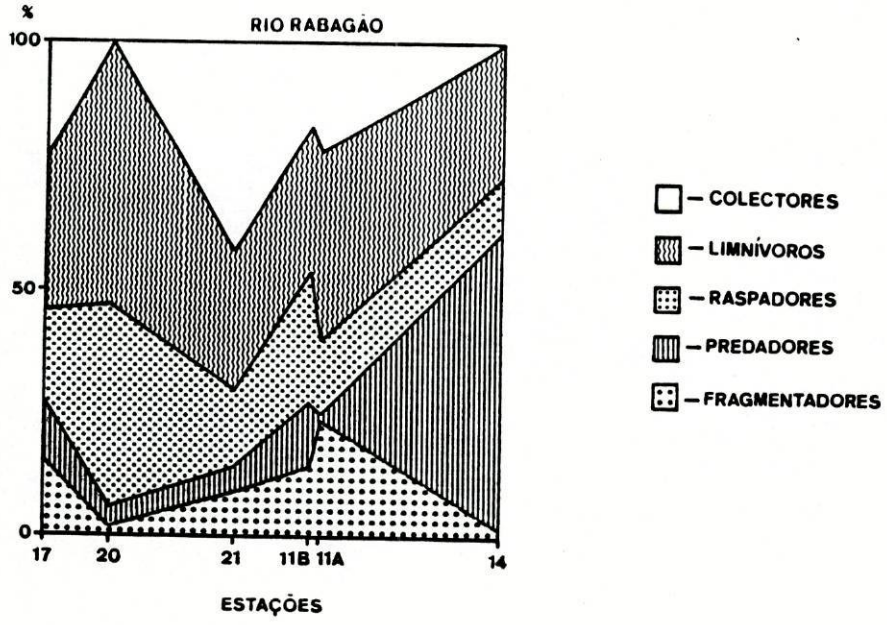
De um modo geral verifica-se a ausência de Colectores nas albufeiras, facto natural, uma vez que, devido à relativa estagnação, o seston estará também

Quadro 11 - Análise trófica. Razão entre os vários grupos funcionais nas estações de amostragem da bacia hidrográfica do rio Cávado.

| ESTAÇÕES / Razão entre g.funcionais | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 A | 11 B | 12 | 14 | 17 | 18 | 20 | 21 | 22 A | 22 B |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| F / T | 0,08 | 0,00 | 0,35 | 0,11 | 0,17 | 0,12 | 0,41 | 0,33 | 0,42 | 0,02 | 0,23 | 0,14 | 0,36 | 0,01 | 0,15 | 0,22 | 0,01 | 0,09 | 0,04 | 0,07 |
| C / T | 0,04 | - | 0,11 | 0,00 | 0,00 | - | 0,09 | 0,21 | 0,01 | 0,04 | 0,21 | 0,17 | 0,05 | - | 0,22 | 0,48 | 0,00 | 0,41 | 0,00 | 0,14 |
| P / T | 0,06 | 0,19 | 0,12 | 0,10 | 0,05 | 0,36 | 0,04 | 0,04 | 0,18 | 0,06 | 0,02 | 0,12 | 0,07 | 0,61 | 0,12 | 0,04 | 0,05 | 0,05 | 0,10 | 0,10 |
| R / T | 0,13 | 0,24 | 0,18 | 0,17 | 0,33 | 0,16 | 0,29 | 0,12 | 0,04 | 0,04 | 0,15 | 0,27 | 0,32 | 0,11 | 0,20 | 0,17 | 0,40 | 0,17 | 0,10 | 0,27 |
| L / T | 0,69 | 0,54 | 0,23 | 0,62 | 0,45 | 0,36 | 0,17 | 0,30 | 0,35 | 0,84 | 0,38 | 0,29 | 0,21 | 0,27 | 0,32 | 0,09 | 0,53 | 0,27 | 0,76 | 0,42 |
| R / C | > 1 | - | > 1 | >>> 1 | >>> 1 | - | > 1 | 0,56 | > 1 | > 1 | 0,70 | > 1 | > 1 | - | 0,88 | 0,34 | >>> 1 | 0,40 | >>> 1 | > 1 |
| F / C | > 1 | - | > 1 | >>> 1 | >>> 1 | - | > 1 | > 1 | >>> 1 | 0,59 | > 1 | 0,83 | > 1 | - | 0,66 | 0,45 | > 1 | 0,22 | > 1 | 0,47 |

F - fragmentadores; C - colectores; P - predadores; R - raspadores;
L - limnívoros; T - total; - ausência de colectores;



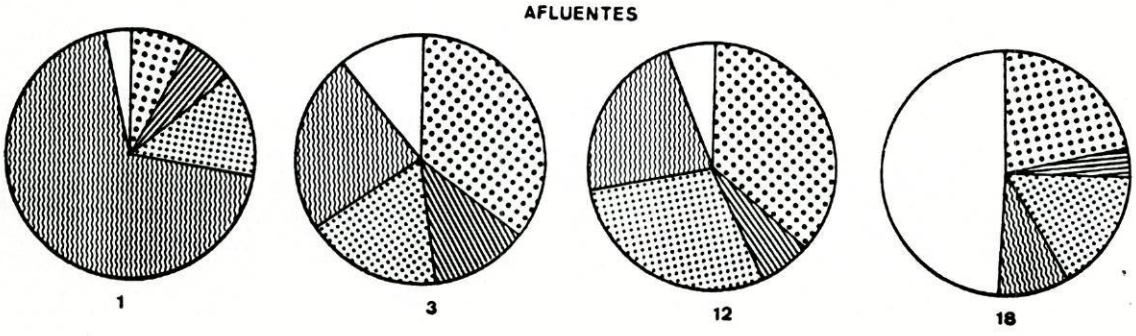




Figura 27 - Evolução longitudinal da abundância relativa dos diferentes grupos funcionais.

ausente.

Pelo contrário, e também muito naturalmente, os Limnívoros atingem os valores mais elevados nessas mesmas albufeiras com excepção da Venda Nova (estação nº 14).

Nas estações localizadas em facies lótico, as diferenças não são muito marcadas. Sómente a estação nº 10 apresenta diferenças nítidas relativamente às restantes. No entanto, não podemos esquecer-nos que, nesta estação, o rio Cávado apresenta uma tipologia totalmente diferente.

Repare-se ainda que a abundância relativa dos Limnívoros é sempre elevada e aumenta no sentido montante-jusante, facto bem visível no rio Cávado.

Nos afluentes estudados, verifica-se que a abundância relativa dos diferentes grupos funcionais apresenta um aspecto semelhante às estações dos cursos principais nas estações 3, 12 e 18 embora esta última apresente uma abundância relativa elevada de Colectores. Pelo contrário, a estação nº 1, talvez devido aos esgotos da povoação de Caldas do Gerês, apresenta um aumento considerável de Limnívoros.

### 4.2.4 - ANÁLISE ESTRUTURAL DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CÁVADO

#### 4.2.4.1 - INTRODUÇÃO

A partir dos resultados das oito campanhas de amostragem realizaram-se análises em componentes principais.

A finalidade destas análises foi determinar o grau de associação entre estações e tentar, de uma forma objectiva, relacionar os conjuntos formados com os grupos taxonómicos que os caracterizam.

Em seguida, passou-se a uma fase explicativa em que se tentou atribuir aos dois eixos considerados (componente 1 e 2) um significado ecológico. Esta

dedução, que requer grande prudência e é, por vezes, delicada, consiste, sobretudo, na formulação de hipóteses e sua confrontação com os parâmetros utilizados na análise estatística.

É importante salientar que esta interpretação pode tornar-se mais dificultada pela presença de descontinuidades e limites na distribuição de macro-invertebrados (ILLIES e BOTOSANEANNU, 1963) que, com efeito, formam frequentemente verdadeiros "mosaicos" o que, no entanto, segundo BERTHELEMY (1966), não exclui a possibilidade de formação de um espectro contínuo.

Outra dificuldade, que sem dúvida contribui para a não detecção de distorções, advém do facto de, no caso dos macro-invertebrados aquáticos, como se disse, as correlações não serem lineares, o que nos levou a excluir, da interpretação, a variação verificada ao longo do terceiro eixo (componente 3).

Devido a problemas de capacidade dos programas utilizados, nas análises realizadas, cujos resultados passamos a apresentar, foram excluídos os grupos taxonómicos que, na época do ano em causa, eram representados por um só indivíduo.

#### 4.2.4.2 - ASPECTO LONGITUDINAL

Os resultados das análises em componentes principais realizados para cada campanha de amostragem encontram-se representados nas figuras 28 a 35.

Em todas as análises é evidente a formação de conjuntos de estações dispostos ao longo de um gradiente muito coincidente com a componente 1. Atendendo às características hidrológicas das estações de amostragem parece bem evidente que esse gradiente é função da velocidade da corrente.

Em geral, formam-se dois conjuntos maioritários (A e B). Apenas na Primavera e Verão houve a formação de um terceiro conjunto intermédio (C).

Com excepção do Verão de 1986 e do Outono de 1985 e 1986 é ainda perceptível um quarto conjunto (D), sem relação com o gradiente referido, cara-

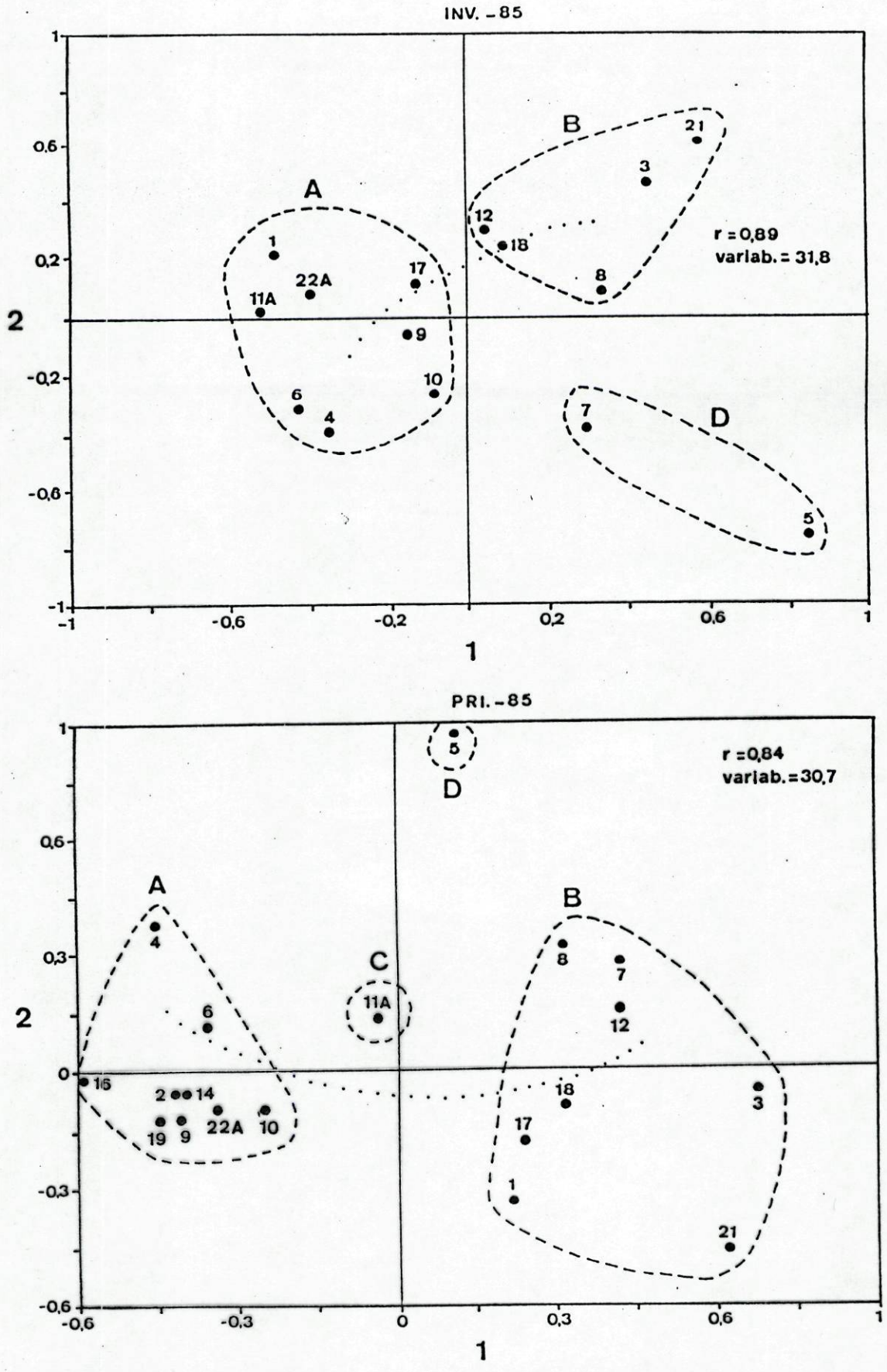



Figura 28 - Ordenação das estações de amostragem no plano das duas primeiras componentes principais. O gradiente discutido no texto é representado a ponteado.

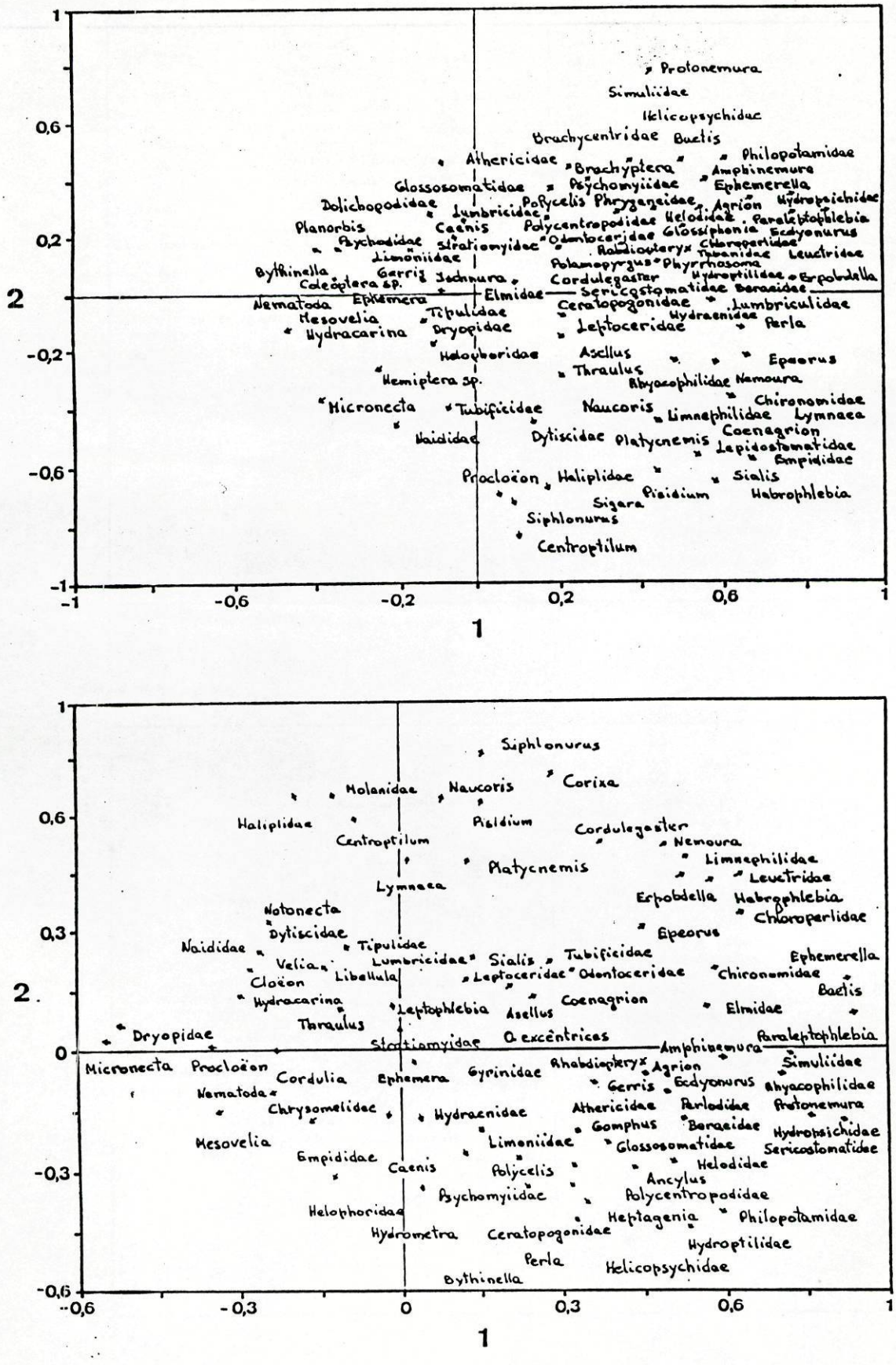



Figura 29 - Projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais. (Inverno e Primavera de 1985).

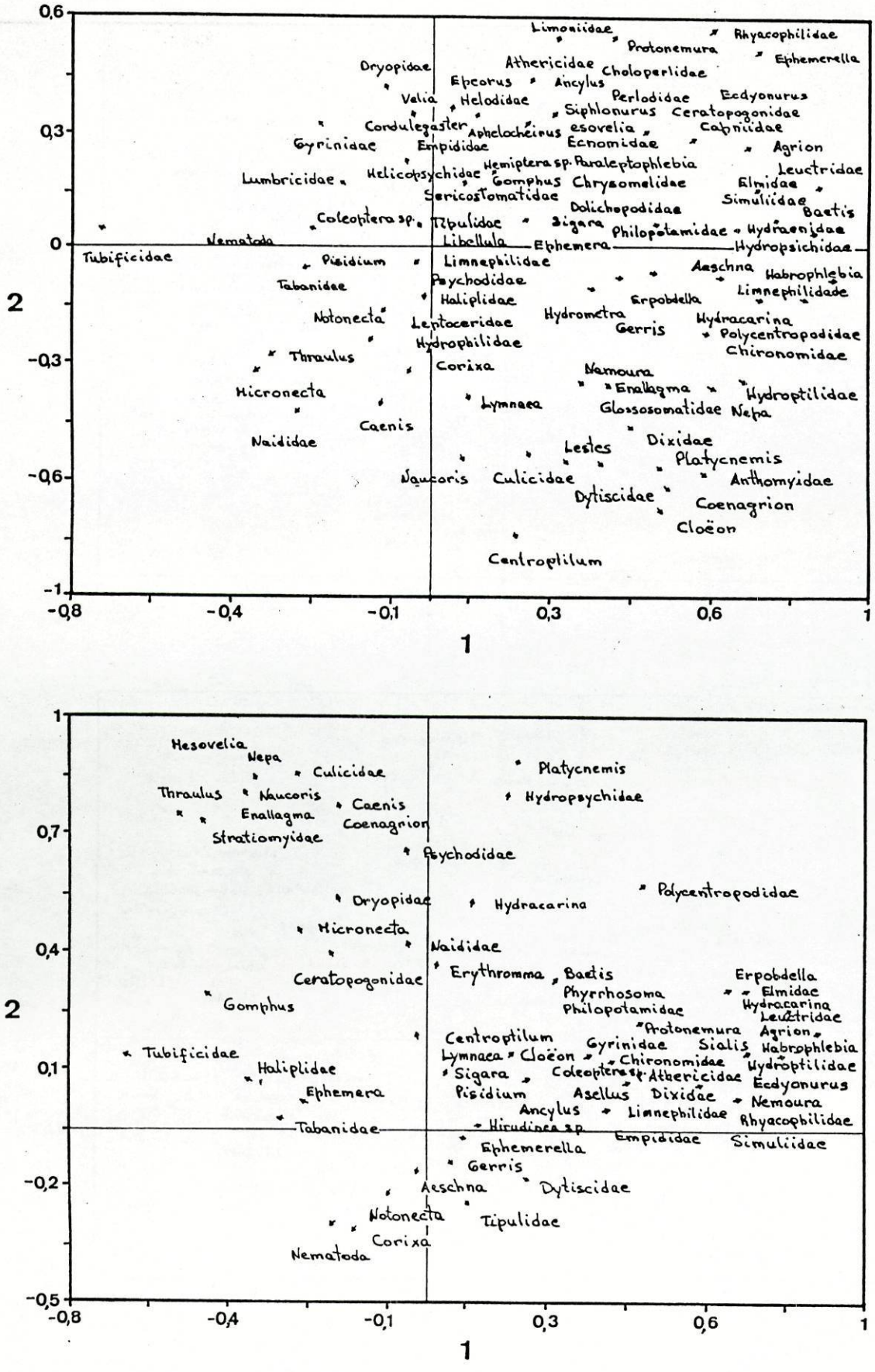



Figura 30 - Projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais (Verão e Outono de 1985).

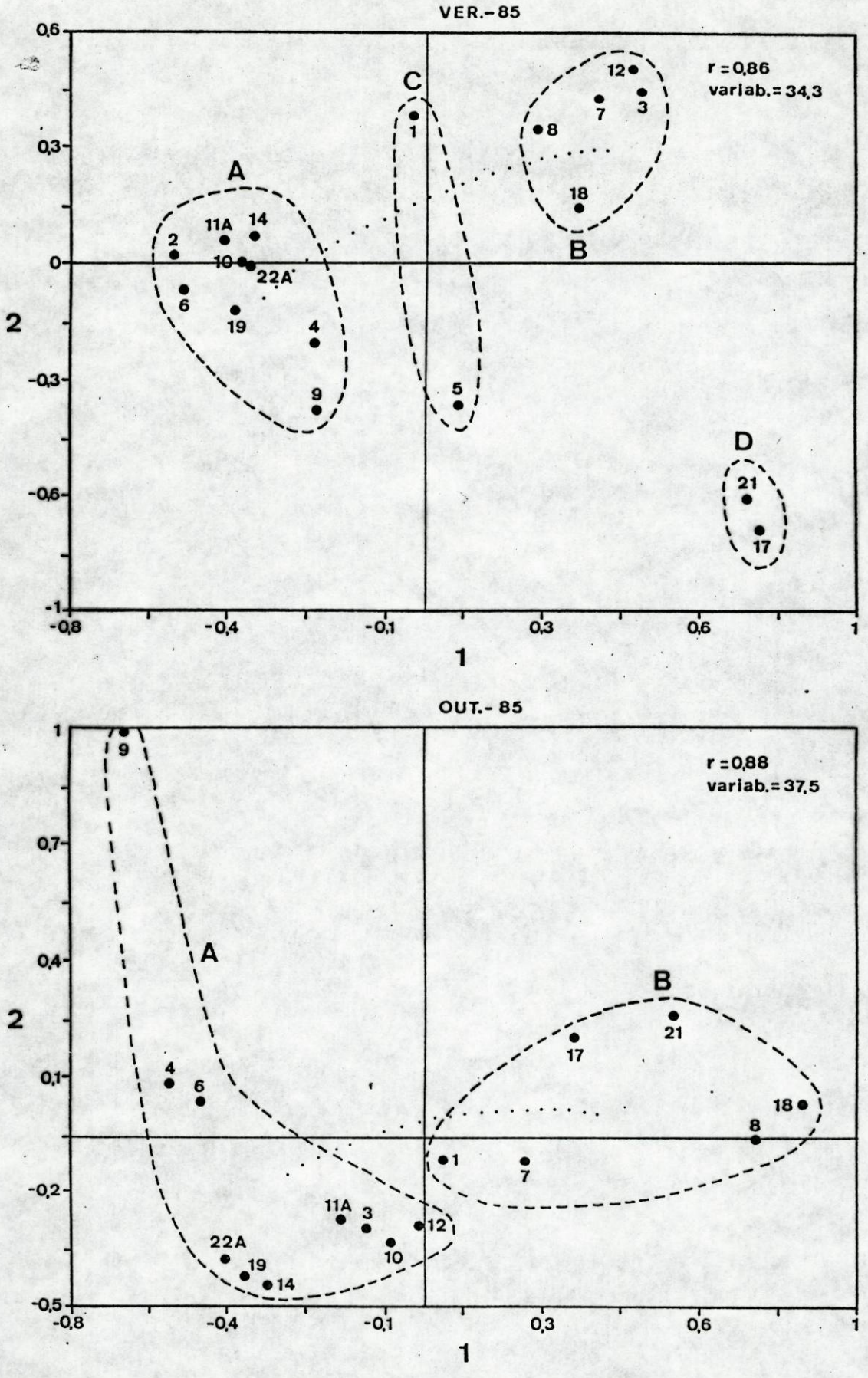



Figura 31 - Ordenação das estações de amostragem no plano das duas primeiras componentes principais. O gradiente discutido no texto é representado a ponteado.

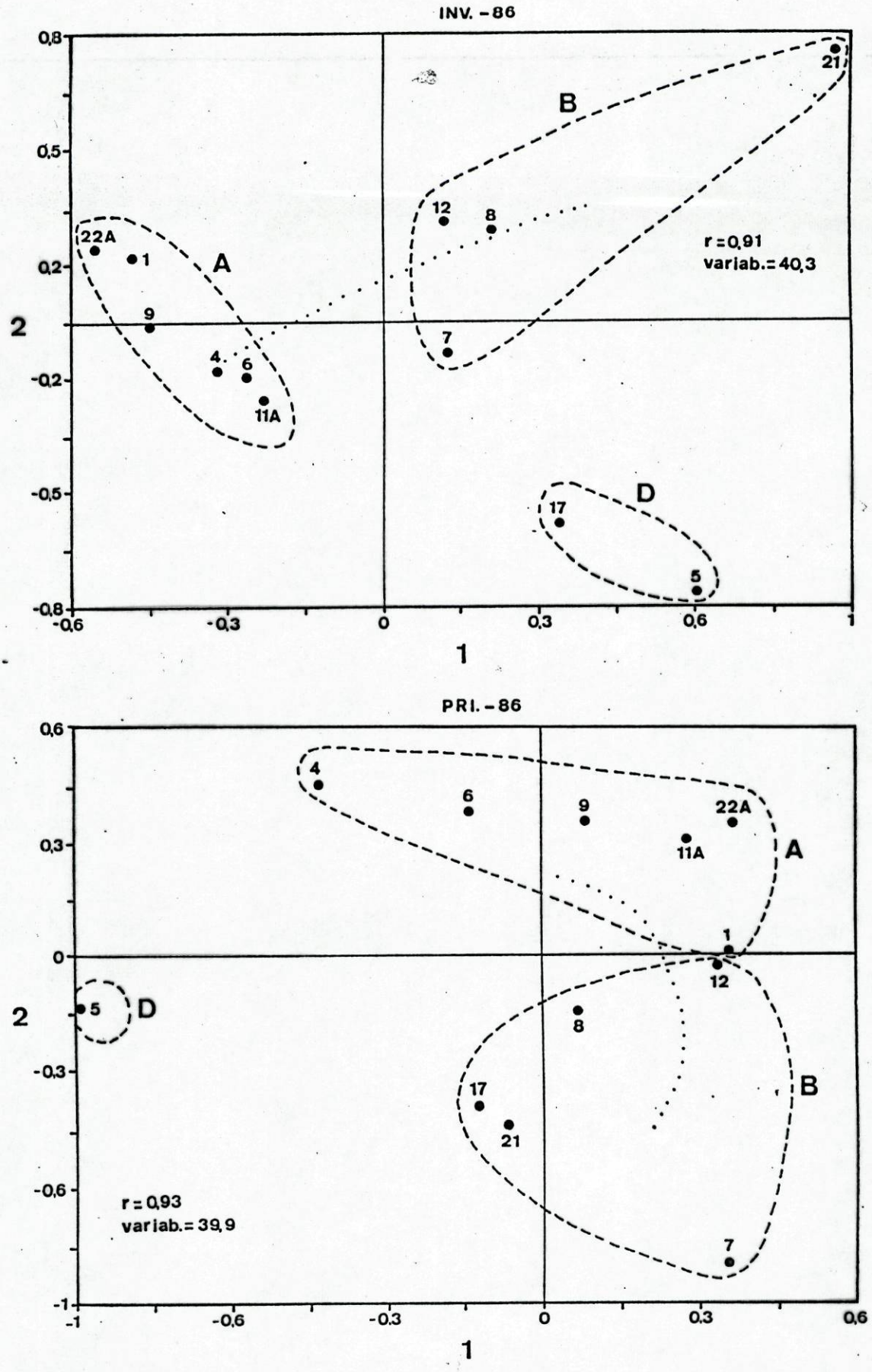



Figura 32 - Ordenação das estações de amostragem no plano das duas componentes principais. O gradiente discutido no texto é representado a ponteado.

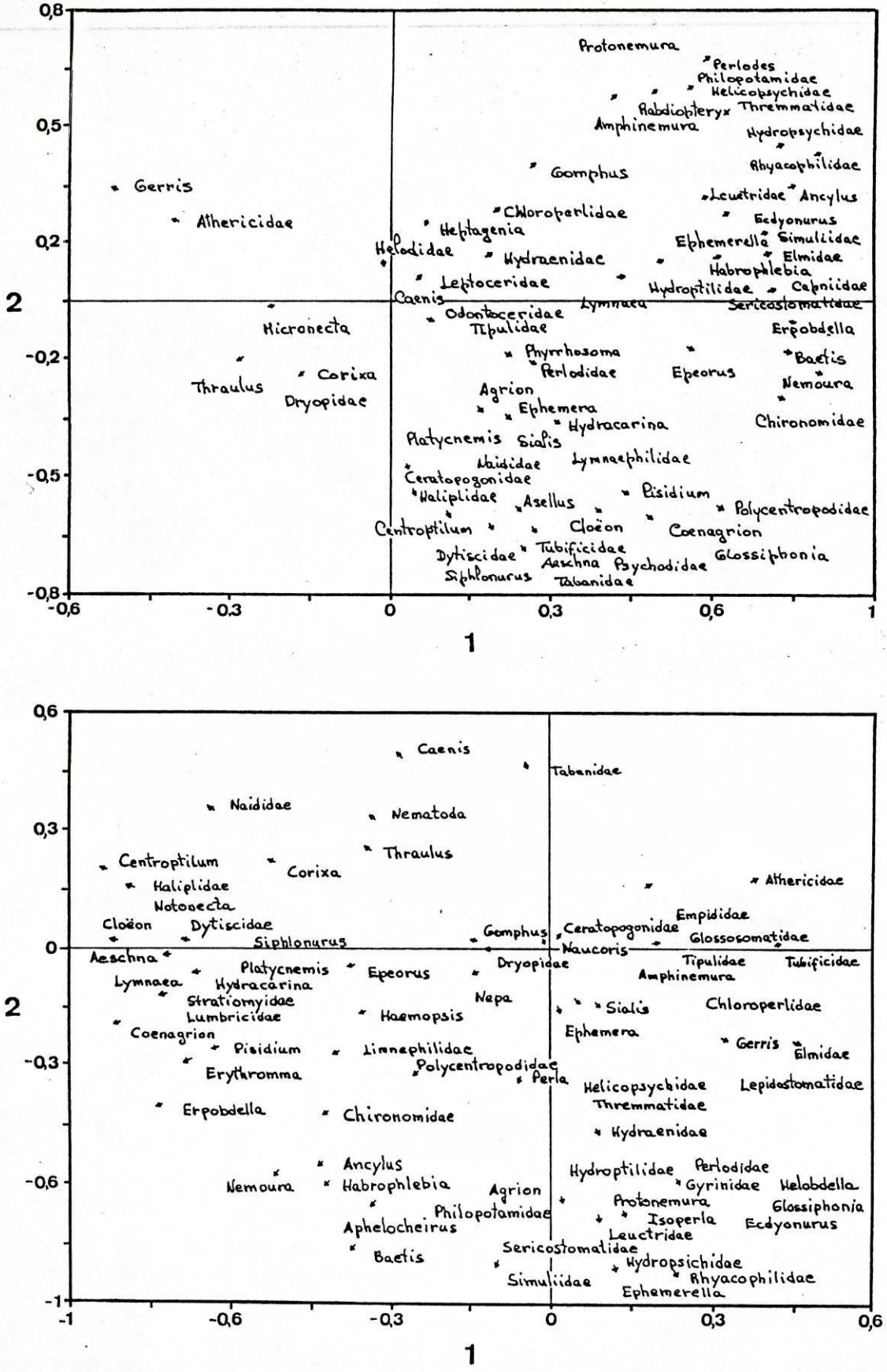



Figura 33 - Projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais. (Inverno e Primavera de 1986).

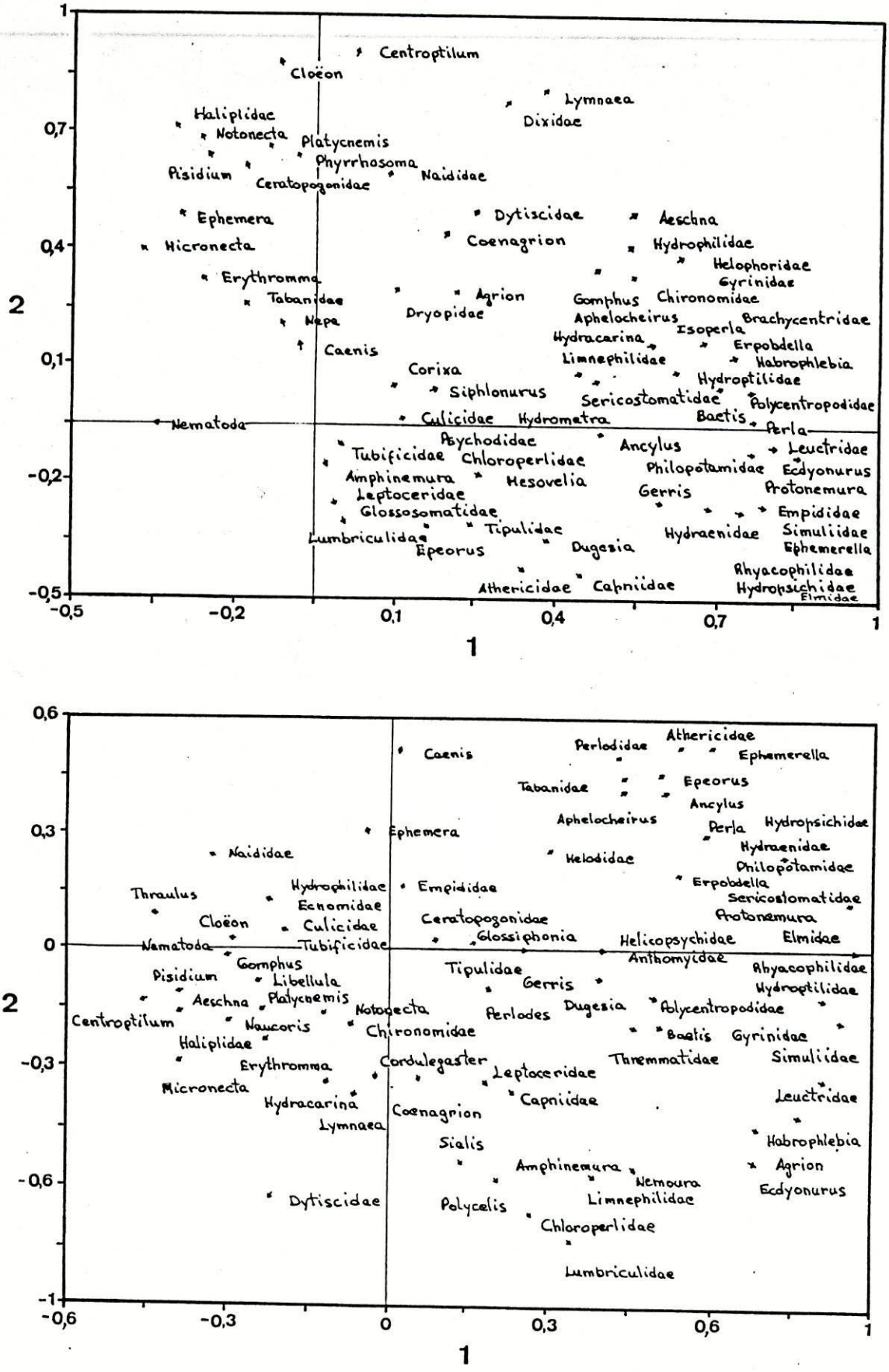






Figura 34 - Projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais (Verão e Outono de 1986).

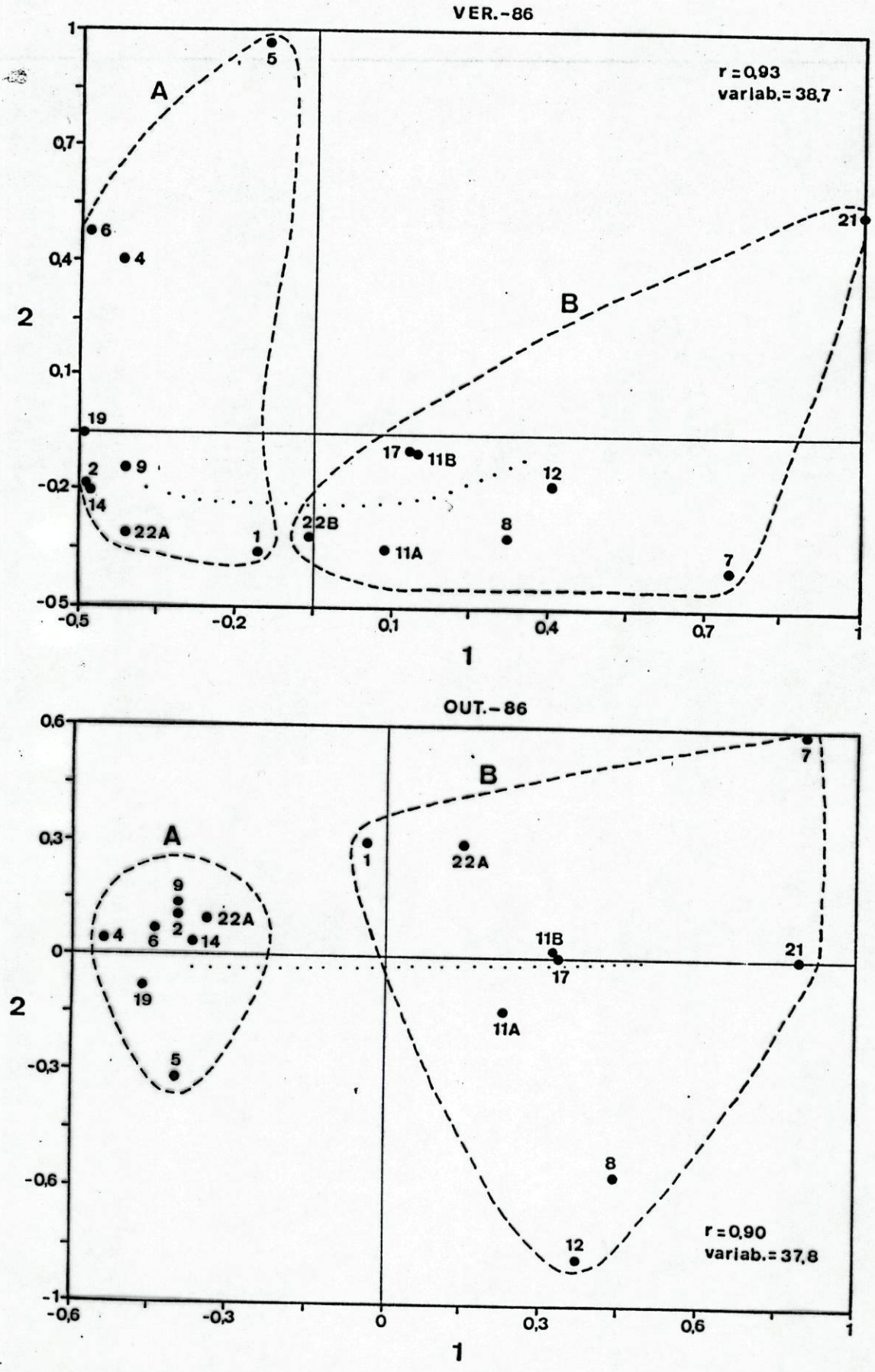



Figura 35 - Ordenação das estações de amostragem no plano das duas primeiras componentes principais. O gradiente discutido no texto é representado a ponteado.

cterizado por uma fauna comum aos anteriores.

Assim, o conjunto A, com valores mais baixos da componente 1, é constituído pelas estações de amostragem localizadas nas albufeiras (2, 4, 6, 14, 16 e 19) e ainda pelas estações nº 9, imediatamente a jusante da albufeira da Caniçada e com velocidade de corrente sempre nula e pela estação nº 10, localizada no rio Cávado junto à ponte de Amares, que, embora com velocidades de corrente elevadas, apresenta características de "potamon". A estação nº 22A, do rio Cávado imediatamente a montante da albufeira de Salamonde, está também sempre incluída neste conjunto. Ela apresenta grandes flutuações na velocidade da corrente comportando-se como sendo típica quer de facies lêntico quer lótico.

Por outro lado, o conjunto B apresenta, geralmente, valores mais elevados da componente 1. É constituído por estações de facies nitidamente lótico. Nele estão sempre incluídas as estações nº 8, do rio Cávado a montante de Montalegre, a estação nº 22B, também do rio Cávado a montante da albufeira de Salamonde, a estação nº 18, da ribeira de Castanheira afluente da albufeira do Alto Rabagão e a estação nº 11B, do rio Rabagão a montante da albufeira da Venda Nova.

As restantes estações não se integram uniformemente no mesmo conjunto.

A estação nº 1, no rio do Gerês, apresenta facies lótico, mas só se comporta como tal na Primavera de 1985 e Outono de 1985 e 1986, mesmo assim muito próxima do conjunto A. No Verão de 1985 constitui, juntamente com a estação nº 5, um conjunto C que se encontra numa posição nitidamente intermédia relativamente aos anteriores.

A estação nº 3, localizada numa ribeira de montanha, próxima de S. João do Campo engloba, no Outono de 1985, o conjunto de estações de facies lêntico. Este facto é perfeitamente normal uma vez que, nessa época do ano, devido à forte estiagem, a velocidade da corrente era nula, ficando a ribeira restringida a pequenos charcos.

A estação nº 5, imediatamente a jusante da albufeira do Alto-Cávado,

apresenta um comportamento deveras interessante. Nas épocas de maior caudal, Inverno e Primavera, apresenta uma fauna rica em organismos característicos dos dois tipos de facies (conjunto D). Nas épocas de maior estiagem predominam as formas mais típicas de facies lêntico. No Verão de 1985 situou-se numa posição intermédia.

As estações localizadas no rio Cávado, a jusante de Montalegre (7), na ribeira de Gralhões (17) e no rio Rabagão, a jusante da albufeira do Alto-Rabagão (21), apresentam na quase totalidade do período estudado uma fauna característica de facies lótico. Uma fauna típica dos dois tipos de facies foi encontrada nas estações 7 e 17 no Inverno de 1985 e 1986 respectivamente. Esta situação poderá ser devida à procura de abrigos junto às margens por organismos característicos de facies lêntico. Uma situação semelhante foi observada nas estações 17 e 21, mas no Verão de 1985. Neste caso, porém, a hipótese explicativa residirá no facto de os caudais, muito mais reduzidos, implicarem uma diminuição de organismos típicos de facies lótico.

A estação nº 11A, localizada imediatamente a montante da albufeira da Venda Nova, comportou-se quer como englobando o conjunto de estações de facies lêntico quer o de facies lótico. Na Primavera de 1985 situou-se numa posição intermédia.

Como se disse anteriormente, esta estação apresenta os dois tipos de facies conforme o estado de enchimento da albufeira. É particularmente interessante referir que, quando a albufeira se encontrava mais vazia, isto é no Verão e Outono de 1986, a sua fauna foi muito mais semelhante às das estações de facies lótico.

Tendo em conta a frequência com que os grupos taxonómicos caracterizam, em pelo menos quatro épocas, os conjuntos de estações referidos e também representados nas figuras 28 a 35, foi possível formar quatro conjuntos cuja constituição está indicada no quadro 12.

| Conjunto I | |
|---|---|
| **PLECOPTERA:** | |
| Leuctridae* | R |
| Protonemura* | R(L) |
| Amphinemura | R(L) |
| Capniidae | R |
| Chloroperlidae | R |
| Perla | R |
| Perlodidae | R |
| **TRICHOPTERA:** | |
| Helicopsychidae | R |
| Hydroptilidae* | R(L) |
| Seriscotomatidae* | R(L) |
| Philopotamidae* | R |
| Rhyacophilidae | R |
| **EPHEMEROPTERA:** | |
| Ecdyonurus | R |
| Epeorus | R |
| Ephemerella* | R(L) |
| Baetis* | R(L) |
| **COLEOPTERA:** | |
| Elmidae* | R |
| Helodidae | L-R |
| Hydraenidae* | R(L) |
| **ODONATA:** | |
| Agrion | L-R |
| **DIPTERA:** | |
| Simuliidae* | R |
| **MOLLUSCA:** | |
| Ancylus | R |
| **HIRUDINEA:** | |
| Erpobdella | R(L) |
| Glossiphonia | L(R) |

| Conjunto II | |
|---|---|
| **PLECOPTERA:** | |
| Nemoura* | R(L) |
| **TRICHOPTERA:** | |
| Leptoceridae | L(R) |
| Hydropsychidae* | R |
| Polycentropodidae | R(L) |
| Glossosomatidae | R |
| Limnephilidae* | R |
| **EPHEMEROPTERA:** | |
| Habrophlebia* | R |
| Siphlonurus* | L |
| **COLEOPTERA:** | |
| Gyrinidae | L(R) |
| **ODONATA:** | |
| Gomphus | L |
| Phyrrhosoma | - |
| **HEMIPTERA:** | |
| Aphelocheirus | R |
| Gerris | L(R) |
| **DIPTERA:** | |
| Chironomidae* | L-R |
| Empididae | R |
| **MEGALOPTERA:** | |
| Sialis | L(R) |
| **CRUSTACEA:** | |
| Asellus | L |

| Conjunto III | |
|---|---|
| **EPHEMEROPTERA:** | |
| Centroptilum* | R(L) |
| Cloeon* | L |
| Ephemera | R(L) |
| Caenis* | R(L) |
| **COLEOPTERA:** | |
| Dytiscidae | L(R) |
| Haliplidae | L |
| Dryopidae | L |
| **ODONATA:** | |
| Platycnemis* | L |
| Coenagrion | L |
| Aeschna | L |
| **HEMIPTERA:** | |
| Naucoris | L |
| Nepa | L |
| Mesovelia | L |
| **DIPTERA:** | |
| Tipulidae | L |
| Ceratopogonidae | L |
| Psychodidae | L |
| Tabanidae | R |
| **HYDRACARINA*** | - |
| **MOLLUSCA:** | |
| Pisidium | R(L) |
| Lymnaea | L(R) |
| **OLIGOCHAETA:** | |
| Tubificidae* | L(R) |

| Conjunto IV | |
|---|---|
| **EPHEMEROPTERA:** | |
| Thraulus | L |
| **ODONATA:** | |
| Erythromma | - |
| Cordulegaster | L-R |
| **HEMIPTERA:** | |
| Micronecta* | L |
| Notonecta | L |
| Corixa | L |
| **OLIGACHAETA:** | |
| Naididae* | L-R |
| Lumbricidae | L-R |
| **NEMATODA** | - |

Quadro 12 - Agrupamento dos grupos taxonómicos em quatro conjuntos com base no resultado da análise em componentes principais.

* - formas mais abundantes na bacia hidrográfica do rio Cávado
L - limnófilo; R - reófilo; R(L) - predominantemente reófilo;
L(R) - predominantemente limnófilo; L-R - indiferente;
- não indicado

A comparação destes conjuntos com o comportamento dos grupos taxonómicos em função da velocidade da corrente proposto por TACHET et al. (1980), em "reófilos" e limnófilos", permite reafirmar que o gradiente ao longo do qual se distribuem as estações de amostragem representa precisamente esse factor ecológico.

Assim, no conjunto I encontram-se 83,3% de reófilos e apenas 8,3% de limnófilos. Os restantes 8,3% são grupos indiferentes. No conjunto II a percentagem de reófilos desce para 50% enquanto que a de limnófilos aumenta para 38,9%. Os grupos indiferentes constituem aqui 11,1% do total.

No conjunto III a percentagem de limnófilos é já superior à de reófilos, 71,4% e 19,1% respectivamente, com 9,5% de indiferentes.

Por último, no conjunto IV os reófilos estão ausentes, sendo a percentagem de limnófilos muito elevada, 66,7%, e ainda 33,3% de indiferentes.

No entanto, se por um lado a estrutura das comunidades de macro-invertebrados dos meios lóticos é perfeitamente evidente nestas análises, verifica-se, por outro lado, que as albufeiras estão muito associadas num único conjunto, não sendo possível estabelecer diferenças entre elas, se bem que as suas comunidades típicas não andem longe da constituição dos conjuntos III e IV.

Sendo assim, as amostras obtidas exclusivamente em albufeiras durante o período estudado foram também tratadas por análise em componentes principais.

Na figura 36 representa-se a distribuição dessas amostras no plano das duas primeiras componentes principais.

Nesta representação é evidente a distinção entre as albufeiras da Caniçada, Venda Nova e Alto-Rabagão por um lado, e Alto-Cávado por outro.

A maioria dos grupos taxonómicos que caracterizam estes dois conjuntos está associada à albufeira do Alto-Cávado, sem dúvida, bastante mais rica.

Repare-se que as três primeiras albufeiras são fundamentalmente caracterizadas por COLEOPTERA e HEMIPTERA. Na albufeira do Alto-Cávado é de notar a

presença, com abundâncias importantes, de alguns Tricópteros, nomeadamente LIMNEPHILIDAE e sobretudo EPHEMEROPTERA, dos quais salientamos Baetis, Centroptilum, Cloeon, Procloeon e Siphlonurus.

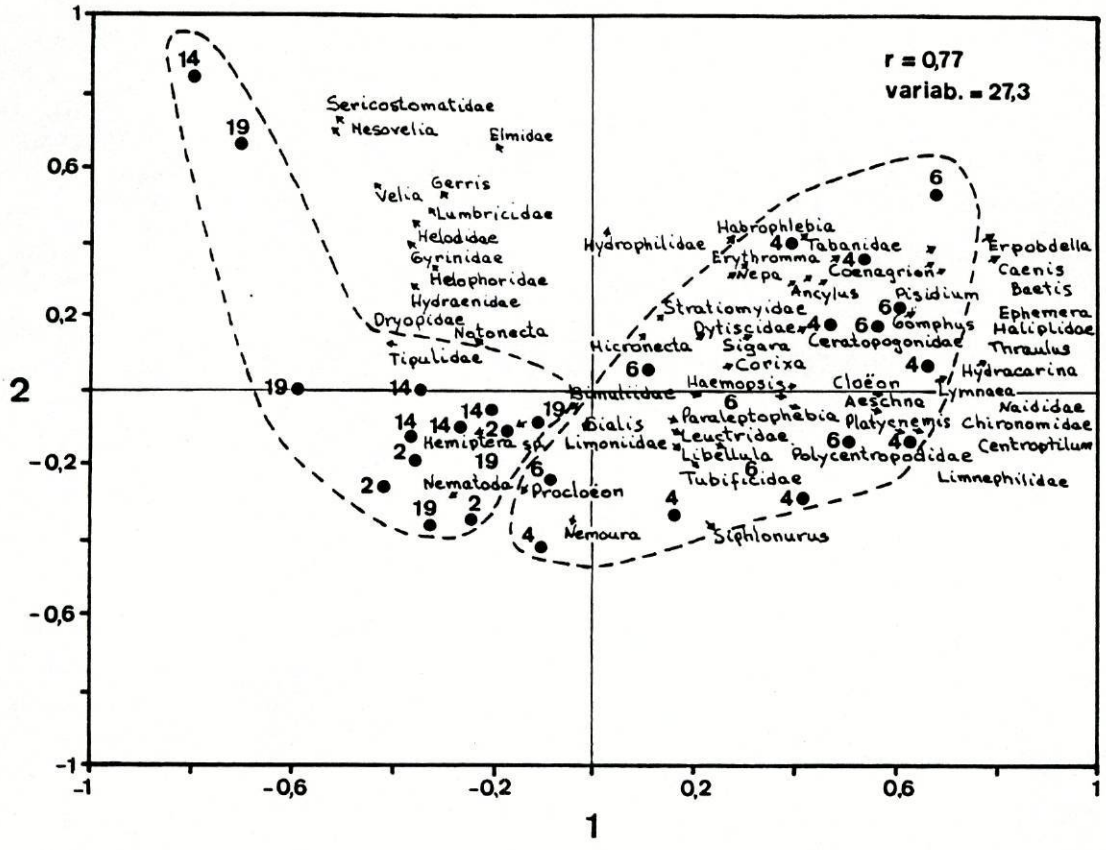



Figura 36 - Ordenação das estações de amostragem localizadas em albufeiras e projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais.

Quanto a PLECOPTERA apenas Nemoura aparece com algum valor estrutural nesta última albufeira.

Repare-se, finalmente, que Micronecta (HEMIPTERA) é igualmente abundante em todas as albufeiras, não apresentando grande valor estrutural.

Na realidade os grupos taxonómicos dos conjuntos III e IV são maioritários na albufeira do Alto-Cávado (64,5%) se bem que os dos conjuntos I e II, nomeadamente nas restantes albufeiras, atinjam proporções elevadas (50%).

Este facto deixa supor que os organismos provenientes dos cursos de água que alimentam as albufeiras têm uma certa importância na sua colonização.

4.2.4.3 - ASPECTO TEMPORAL

No intuito de detectar variações sazonais realizaram-se análises em componentes principais em que se ordenaram algumas amostras provenientes de todas as épocas do ano de 1985 e do ano de 1986, e cujos resultados estão representados nas figuras 37 A e B.

Em 1985 formaram-se dois conjuntos. No conjunto A incluem-se as estações de facies lêntico e no B as de facies lótico dispostas ao longo da componente 1.

Ao longo da componente 2, por isso com menor importância estrutural, é perceptível uma distinção entre as amostras provenientes de Verão e Outono, com valores menos elevados, e Inverno e Primavera com valores mais elevados.

Os grupos taxonómicos que melhor caracterizam estes sub-conjuntos estão indicados no quadro 13.

Repare-se que, enquanto no Inverno-Primavera há uma predominância de grupos previamente englobados nos conjuntos I e II (82,1%) relativamente aos grupos dos conjuntos III e IV (17,8%), no Verão e Outono a situação inverte-se (43,3% de grupos dos conjuntos I e II e 56,7% dos dos conjuntos III e IV).

No ano de 1986 verifica-se a formação de quatro conjuntos de amostras. Três deles seguem o gradiente referido, isto é, um conjunto A composto por amostras de facies lêntico, um conjunto B composto por amostras de facies lótico e ainda um conjunto C composto por amostras de facies francamente lótico. O quarto conjunto é constituído pelas amostras da estação nº 5 que, como já se viu, apresenta uma fauna muito própria.

Neste ano, não se verifica, pois, uma distinção nítida entre Inverno-Outono e Primavera-Verão. Este facto deixa supor que o período de aridez de 1985,

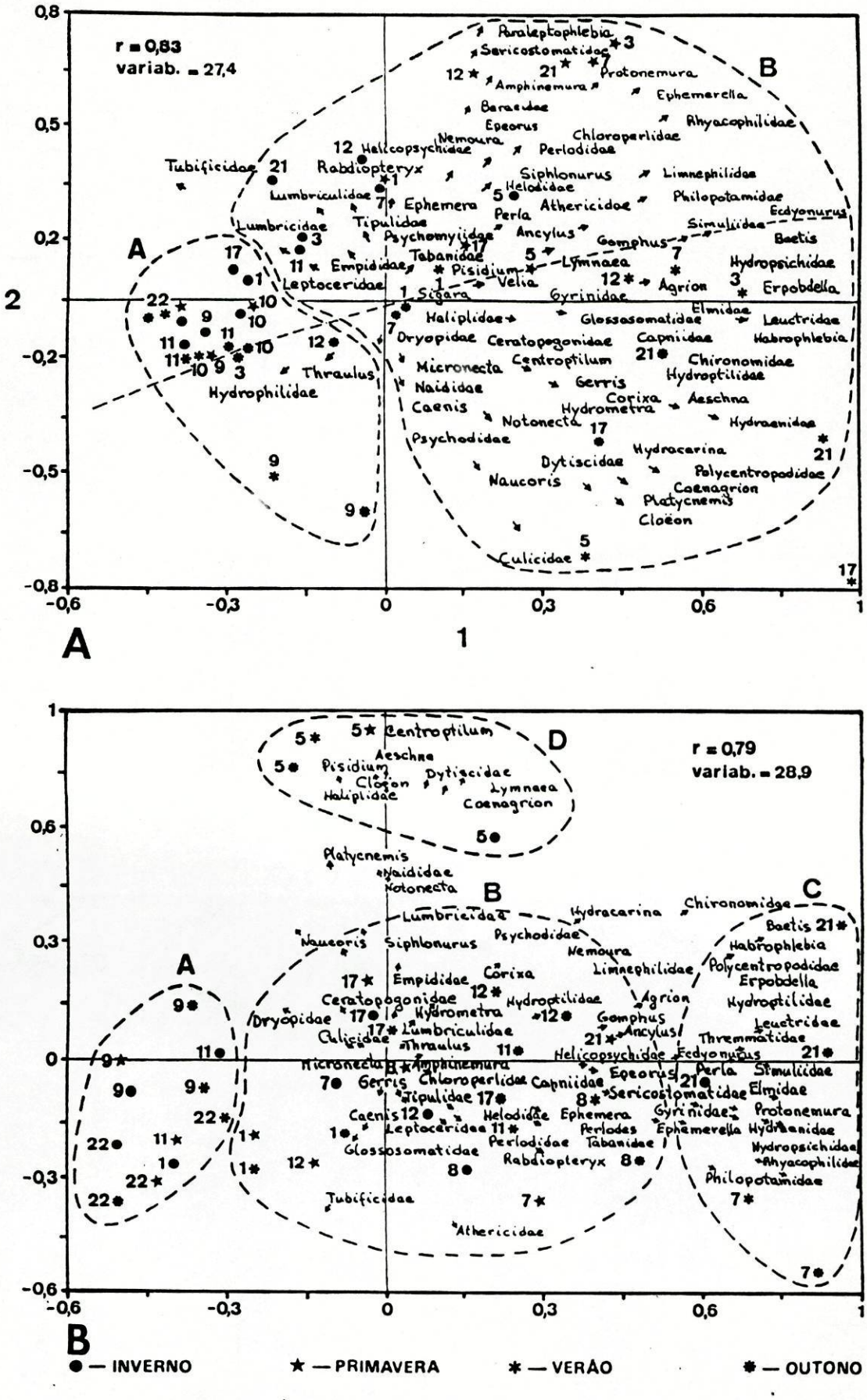



Figura 37 - Ordenação das estações de amostragem provenientes das várias épocas do ano e projecção dos grupos taxonómicos no plano das duas primeiras componentes principais, A - 1985 B - 1986.

Quadro 13 - Importância estrutural dos grupos taxonómicos nas diferentes estações do ano realizada com base nos resultados da análise em componentes principais. * - formas mais abundantes; I-II-III-IV- grupos em função da velocidade da corrente (ver quadro 12).

| | INVERNO-PRIMAVERA | | | | VERÃO-OUTONO | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| PLECOPTERA | Protonemura* | I | Chloroperlidae | I | Leuctridae* | I |
| | Amphinemura | I | Perla | I | Capniidae | I |
| | Nemoura* | II | Rhabdiopteryx | - | | |
| TRICHOPTERA | Leptoceridae | II | Rhyacophilidae | I | Glossosomatidae | II |
| | Helicopsychidae | I | Limnephilidae* | II | Polycentropodidae | II |
| | Beraeidae | - | Philopotamidae* | I | Hydroptilidae* | I |
| | Sericostomatidae* | I | Hydropsychidae* | II | | |
| EPHEMEROPTERA | Paraleptophlebia | - | Baetis* | I | Habrophlebia* | II |
| | Ephemerella* | I | Ecdyonurus | I | Centroptilum* | III |
| | Epeorus | I | Ephemera | III | Cloeon* | III |
| | Siphlonurus* | II | | | Caenis* | III |
| | | | | | Thraulus | IV |
| COLEOPTERA | Helodidae | I | | | Haliplidae | III |
| | | | | | Hydroptilidae | - |
| | | | | | Dytiscidae | III |
| | | | | | Hydraenidae* | I |
| | | | | | Elmidae* | I |
| | | | | | Gyrinidae | II |
| HEMIPTERA | | | | | Velia | - |
| | | | | | Micronecta* | IV |
| | | | | | Corixa | IV |
| | | | | | Gerris | II |
| | | | | | Hydrometra | - |
| | | | | | Notonecta | IV |
| | | | | | Naucoris | III |
| ODONATA | Gomphus | II | | | Agrion | I |
| | | | | | Aeshna | III |
| | | | | | Platycnemis* | III |
| | | | | | Coenagrion | III |
| DIPTERA | Athericidae | II | | | Ceratopogonidae | III |
| | Simuliidae* | I | | | Chironomidae* | II |
| | Tipulidae | III | | | Psychodidae | III |
| HYDRACARINA | | | | | +* | III |
| MOLLUSCA | Lymnaea | III | | | | |
| | Ancylus | I | | | | |
| HIRUDINEA | | | | | Erpobdella | I |
| OLIGOCHAETA | Tubificidae* | III | | | Naididae* | IV |
| | Lumbricidae | - | | | | |
| | Lumbriculidae | IV | | | | |

bastante mais longo, provocou uma redução de caudal mais acentuada que se traduziu por alterações nas comunidades de macro-invertebrados.

### 4.2.5 - ESTUDO COMPARATIVO ENTRE AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS DOS RIOS E ALBUFEIRAS

#### 4.2.5.1 - INTRODUÇÃO

Nos parágrafos precedentes verificámos que a fauna de macro-invertebrados presente nas albufeiras estudadas apresentava diferenças consideráveis entre si, e quando comparada com a mesma fauna presente nos cursos de água que as alimentam ou que delas são efluentes.

Essas diferenças traduziram-se pela existência, nas albufeiras, de um menor número de taxa e de indivíduos, por valores mais reduzidos de índices de diversidade e, nalguns casos de regularidade, e sobretudo por índices bióticos mais baixos e com variação pouco uniforme. Naturalmente, também a estrutura trófica das comunidades presentes nestes ecossistemas semi-lênticos apresentou diferenças consideráveis em relação aos lóticos.

O estudo da estrutura das comunidades de macro-invertebrados da bacia hidrográfica do rio Cávado, realizado por análise multivariável em componentes principais, sugeriu-nos que nas albufeiras há um desaparecimento de muitos grupos típicos de ecossistemas lóticos, mantendo-se outros que são também comuns àqueles ecossistemas.

Pareceu-nos, assim, de grande importância, realizar uma investigação mais aprofundada no sentido de melhor compreender o funcionamento das comunidades de macro-invertebrados presentes nestas grandes massas de água cujas prespectivas de rentabilidade económica são, como já foi dito, enormes.

Para o efeito baseámo-nos nos resultados obtidos pela amostragem com substratos artificiais, segundo o esquema apresentado no quadro 6.

Foram colocados 123 substratos artificiais para obter 35 amostras, o que corresponderia a 105 substratos artificiais, pois cada amostra é constituída por três réplicas. Aqueles dezoito substratos artificiais suplementares permitiram-nos suprir algumas perdas que na maior parte dos casos se ficaram a dever a actos de vandalismo. Foi assim possível estudar 28 amostras correspondentes a 84 substratos e a uma percentagem de recuperação de 68,3% provenientes das seguintes estações de amostragem: nº 2 (albufeira da Caniçada) - 9 amostras; nº 14 (Venda Nova) - 8 amostras; nº19 (Alto-Rabagão) - 5 amostras; nº 3 (Ribeira de S. João do Campo) - 2 amostras; nº 7 (rio Cávado) nos 17 e 18 (afluentes do Alto-Rabagão) e 21 (rio Rabagão) - 1 amostra.

Nas páginas que se seguem passamos a analisar os resultados obtidos.

### 4.2.5.2 - NÚMERO DE TAXA E ABUNDÂNCIA RELATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS

Nas albufeiras estudadas da bacia hidrográfica do rio Cávado foram amostrados, com substratos artificiais, 44 grupos taxonómicos dos quais OLIGOCHAETA, HEMIPTERA, DIPTERA e COLEOPTERA foram os grupos faunísticos que apresentam as maiores abundâncias relativas de número de indivíduos.

Nos meios lóticos obteve-se um maior número de grupos (71) e os grupos faunísticos mais ricos em número de indivíduos (quadro 14) foram EPHEMEROPTERA, TRICHOPTERA, PLECOPTERA e COLEOPTERA.

Nas albufeiras há ainda a registar o decréscimo do número de taxa de montante para jusante e a diferente composição da fauna quanto à abundância relativa do número de indivíduos na albufeira da Venda Nova, que é extremamente pobre.

Pela análise da abundância relativa do número de indivíduos dos diferentes grupos taxonómicos, verifica-se que, nas albufeiras, Micronecta, NAIDIDAE e CHIRONOMIDAE são, sem sombra de dúvida, os grupos mais importantes, constituindo 48,5% dos efectivos totais (quadro 15). Mais uma vez se confirma a pobreza da

Quadro 14 - Número de taxa dos grandes grupos faunísticos e abundância relativa do número de indivíduos nas albufeiras e nos meios lóticos.

| GRUPOS FAUNÍSTICOS | N.º Taxa | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Total Meios lóticos | Alto Rabagão | Venda Nova | Caniçada | Total Albufeiras |
| PLECOPTERA | 8 | 1 | 3 | 1 | 4 |
| TRICHOPTERA | 15 | 3 | 2 | 0 | 4 |
| EPHEMEROPTERA | 10 | 3 | 4 | 3 | 7 |
| COLEOPTERA | 7 | 2 | 4 | 1 | 4 |
| DIPTERA | 9 | 4 | 2 | 1 | 5 |
| ODONATA | 5 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| HEMIPTERA | 3 | 1 | 0 | 2 | 2 |
| OLIGOCHAETA | 4 | 4 | 1 | 3 | 4 |
| HIRUDINEA | 2 | 2 | 1 | 0 | 3 |
| MOLLUSCA | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| OUTROS GRUPOS | 6 | 4 | 1 | 2 | 6 |
| Total | 71 | 25 | 19 | 16 | 44 |

| GRUPOS FAUNÍSTICOS | N.º indivíduos Abundância relativa (%) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Total Meios lóticos | Alto Rabagão | Venda Nova | Caniçada | Total Albufeiras |
| PLECOPTERA | 15,74 | 1,56 | 16,66 | 0,71 | 1,39 |
| TRICHOPTERA | 18,05 | 2,34 | 10,00 | 0 | 2,10 |
| EPHEMEROPTERA | 31,53 | 1,56 | 19,99 | 2,13 | 3,73 |
| COLEOPTERA | 9,45 | 3,50 | 33,32 | 17,86 | 10,03 |
| DIPTERA | 14,14 | 8,95 | 6,66 | 30,00 | 15,45 |
| ODONATA | 2,17 | 1,56 | 3,33 | 0,71 | 1,40 |
| HEMIPTERA | 1,88 | 39,30 | 0 | 4,28 | 23,88 |
| OLIGOCHAETA | 3,47 | 26,45 | 3,33 | 32,86 | 26,93 |
| HIRUDINEA | 1,97 | 8,17 | 3,33 | 0 | 5,14 |
| MOLLUSCA | 0,67 | 0 | 0 | 2,14 | 0,70 |
| OUTROS GRUPOS | 1,25 | 6,62 | 3,33 | 9,28 | 7,25 |
| Total | 100,36 | 100,01 | 99,95 | 99,97 | 98 |

Quadro 15 - Abundância relativa dos diferentes taxa obtida com substratos artificiais. * - Exceptuaram-se os grupos representados por um só indivíduo (3,38%).

| | ALBUFEIRAS total(100%=427) | CANIÇADA (100%=140) | VENDA NOVA* (100%=30) | RABAGÃO (100%=257) | MEIOS LÓTICOS (100%=2389) |
|---|---|---|---|---|---|
| Micronecta (HEMIPTERA) | 23,65 (D) | 3,57 (SD) | - | 39,30 (D) | Habrophlebia (EPHEM.) - 15,07 (D) |
| Naididae (OLIGOCHAETA) | 12,41 (D) | 17,86 (D) | - | 10,89 (D) | Chironomidae (DIP.) - 11,05 (D) |
| Chironomidae (DIPTERA) | 12,41 (D) | 30,00 (D) | - | 3,89 (SD) | Paraleptophlebia (EPH.) - 7,91 (D) |
| Dytiscidae (COLEOPTERA) | 9,37 (D) | 17,86 (D) | 23,33 (D) | 3,11 (SD) | Nemoura (PLEC.) - 6,82 (D) |
| Hydracarina | 6,32 (D) | 8,57 (D) | - | 5,45 (D) | Limnephilidae (TRICH.) - 6,15 (D) |
| Tubificidae (OLIGOCHAETA) | 5,85 (D) | 13,57 (D) | - | 2,33 (SD) | Hydraenidae (COL.) - 5,02 (D) |
| Lumbriculidae (OLIGOCHAETA) | 5,39 (D) | - | - | 8,95 (D) | Baetis (EPHEM.) - 4,23 (SD) |
| Erpobdella (HIRUDINEA) | 4,68 (SD) | - | - | 7,78 (D) | Sericostomatidae (TRI.) - 3,06 (SD) |
| Lumbricidae (OLIGOCHAETA) | 3,28 (SD) | 1,43 (R) | - | 4,28 (SD) | Protonemura (PLEC.) - 2,93 (SD) |
| Tipulidae (DIPTERA) | 1,87 (R) | - | - | 3,11 (SD) | Hydropsychidae (TRI) - 2,85 (SD) |
| Beraeidae (TRICHOPTERA) | 1,17 (R) | - | 6,67 (D) | 1,17 (R) | Elmidae (COL.) - 2,72 (SD) |
| Habrophlebia (EPHEMEROPTERA) | 0,94 (SR) | - | 10,00 (D) | - | Ephemerella (EPH.) - 2,42 (SD) |
| Coenagrion (ODONATA) | 0,94 (SR) | - | - | 1,56 (R) | Tubificidae (OLI.) - 2,09 (SD) |
| Limoniidae (DIPTERA) | 0,94 (SR) | - | - | 1,56 (R) | Leuctridae (PLEC.) - 2,05 (SD) |
| Lymnaea (MOLLUSCA) | 0,47 (SR) | 1,43 (R) | - | - | Erpobdella (HIR.) - 1,93 (R) |
| Nemoura (PLECOPTERA) | 0,70 (SR) | - | 10,00 (D) | 1,56 (R) | Hydroptilidae (TRI.) - 1,76 (R) |
| | | | | | Aphelocheirus (HEM.) - 1,67 (R) |
| | | | | | Chloroperlidae (PLEC.) - 1,47 (R) |
| | | | | | Simuliidae (DIP.) - 1,42 (R) |
| | | | | | Helodidae (COL.) - 1,38 (R) |
| D - Dominantes ≥5% | | | | | Amphinemura (PLEC.) - 1,26 (R) |
| | | | | | Polycentropodidae (TRI.) - 1,26 (R) |
| SD - Sub-dominantes ≥2 a<5% | | | | | Beraeidae (TRI.) - 1,05 (R) |
| | | | | | Rhabdiopteryx (PLEC.) - 0,96 (SR) |
| R - Residentes ≥1 a<2% | | | | | Naididae (OLI.) - 0,96 (SR) |
| | | | | | Philopotamidae (TRI.) - 0,84 (SR) |
| SR - Sub-residentes <1% | | | | | Agrion (ODO.) - 0,84 (SR) |

albufeira da Venda Nova, de cuja listagem se excluiram os grupos representados por um só indivíduo que por si só correspondeu a 3,3%.

Nos meios lóticos há uma equidistribuição mais acentuada do número de indivíduos pelos diferentes grupos taxonómicos, e em comum com as albufeiras apenas se pode referir a família CHIRONOMIDAE.

À comparação das médias do número de taxa e do número total de indivíduos, realizada através do "Duncan's new multiple range test" mostrou haver diferenças significativas entre as albufeiras e os meios lóticos.

Na albufeira do Alto-Rabagão essas médias são superiores e também significativamente diferentes das restantes (figura 38).

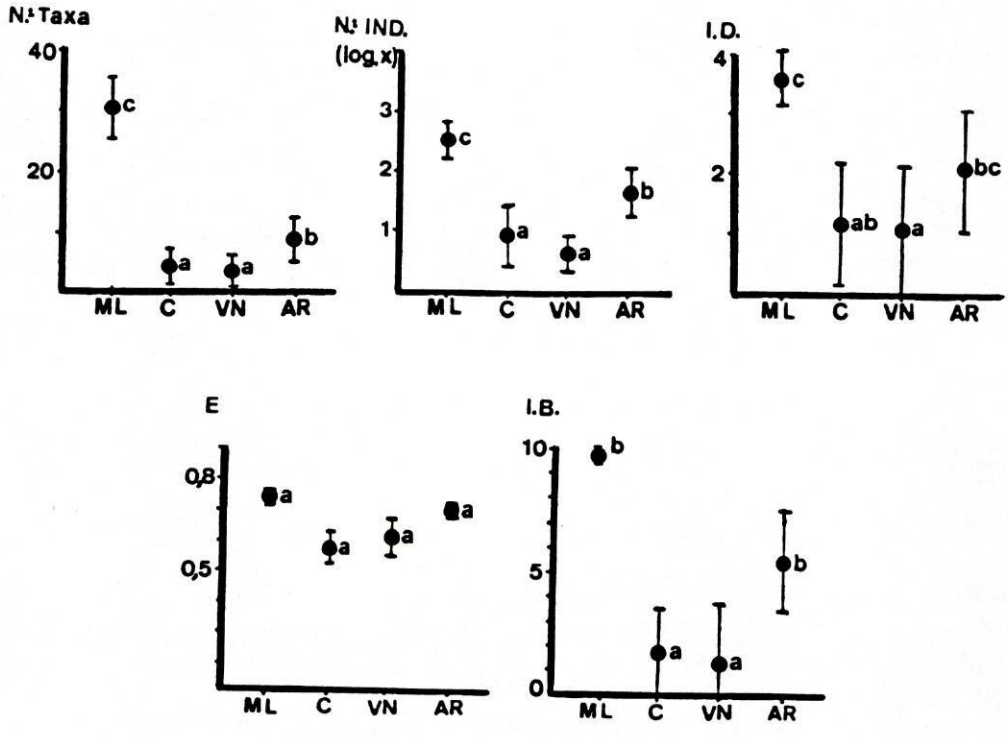



Figura 38 - Valor médio do número de taxa; de indivíduos; do índice de diversidade (ID); regularidade (E) e índice biótico (IB) nos meios lóticos (ML) e nas albufeiras da Caniçada (C); Venda Nova (VN) e Alto-Rabagão (AR). A mesma letra é atribuída aos locais em que as médias não diferem significativamente (nível de significância 95%).

#### 4.2.5.3 - ÍNDICE DE DIVERSIDADE E REGULARIDADE

Embora com valores muito baixos de diversidade nas albufeiras da Venda Nova e Caniçada relativamente a do Alto-Rabagão e muito especialmente aos meios lóticos, a comparação de médias não fornece diferenças tão nítidas.

Obteve-se, por assim dizer, um gradiente no qual a albufeira do Alto-Rabagão estabelece a transição entre as restantes albufeiras, com valores extremamente baixos, e os meios lóticos com valores de diversidade elevados (figura 38).

Na mesma figura pode ainda observar-se que a regularidade é muito semelhante nas albufeiras e nos meios lóticos, não apresentando diferenças significativas.

#### 4.2.5.4 - ÍNDICE BIÓTICO

Os valores de índice biótico obtidos pela amostragem com substratos artificiais são indicativos de uma boa qualidade biológica nos meios lóticos, de qualidade intermédia na albufeira do Alto-Rabagão, e de muito fraca qualidade nas albufeiras da Venda Nova e Caniçada (figura 38).

A comparação das médias deste parâmetro mostra a existência de dois grupos significativamente diferentes: um, englobando as albufeiras da Venda Nova e Caniçada, e outro, a albufeira do Alto-Rabagão e meios lóticos.

#### 4.2.5.5 - ANÁLISE DA COMUNIDADE DE MACRO-INVERTEBRADOS SOB O PONTO DE VISTA TRÓFICO

A estrutura trófica da comunidade de macro-invertebrados nos diferentes locais estudados com substratos artificiais está representada no quadro 16.

Verifica-se uma redução acentuada de Fragmentadores e Colectores nas albufeiras, relativamente aos meios lóticos, o que sugere uma deplecção de matéria orgânica alóctone (FPOM, UPOM e CPOM) naqueles meios.

Quadro 16 - Estrutura trófica da comunidade de macro-invertebrados das albufeiras e meios lóticos circundantes (A) e razão entre os diferentes grupos funcionais (B).

| | Albufeiras total | Caniçada | Venda Nova | Alto Rabagão | Meios lóticos |
|---|---|---|---|---|---|
| A | | | | | |
| F (Fragmentadores) | 6,66 | 1,42 | 29,99 | 5,15 | 49,43 |
| P (Predadores) | 24,91 | 29,27 | 36,65 | 20,96 | 11,24 |
| C (Colectores) | 0,95 | 0 | 3,33 | 1,19 | 7,41 |
| L (Limnívoros) | 40,05 | 62,86 | 9,99 | 30,83 | 14,65 |
| R (Raspadores) | 27,01 | 6,42 | 16,66 | 41,51 | 16,98 |
| O (Outros) | 0,47 | 0 | 3,33 | 0,40 | 0,25 |
| Total | 100,05 | 99,97 | 99,95 | 100,04 | 99,96 |
| B | | | | | |
| F/total | 0,07 | 0,01 | 0,30 | 0,05 | 0,49 |
| C/T | 0,01 | - | 0,03 | 0,01 | 0,07 |
| P/T | 0,25 | 0,29 | 0,37 | 0,21 | 0,11 |
| R/T | 0,27 | 0,06 | 0,17 | 0,41 | 0,17 |
| L/T | 0,40 | 0,63 | 0,10 | 0,31 | 0,15 |
| R/C | >>>1 | - | >1 | >>>1 | >1 |
| F/C | >1 | - | >1 | >1 | >1 |

Por outro lado, verifica-se, também, um aumento de predadores e limnívoros. Uma vez que as albufeiras são zonas de sedimentação, não é de estranhar o aumento deste último grupo funcional.

De notar que a estrutura trófica da albufeira da Venda Nova, tal como acontece com outros parâmetros, apresenta uma constituição totalmente diferente das restantes, sobressaindo a elevada abundância relativa de Fragmentadores e a quebra acentuada de Limnívoros.

#### 4.2.5.6 - ANÁLISE ESTRUTURAL DAS COMUNIDADES COLHIDAS COM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

O estudo das diferenças estruturais entre as comunidades das albufeiras e meios lóticos cujas amostras foram obtidas com substratos artificiais, foi também realizado por análise em componentes principais (figura 39).

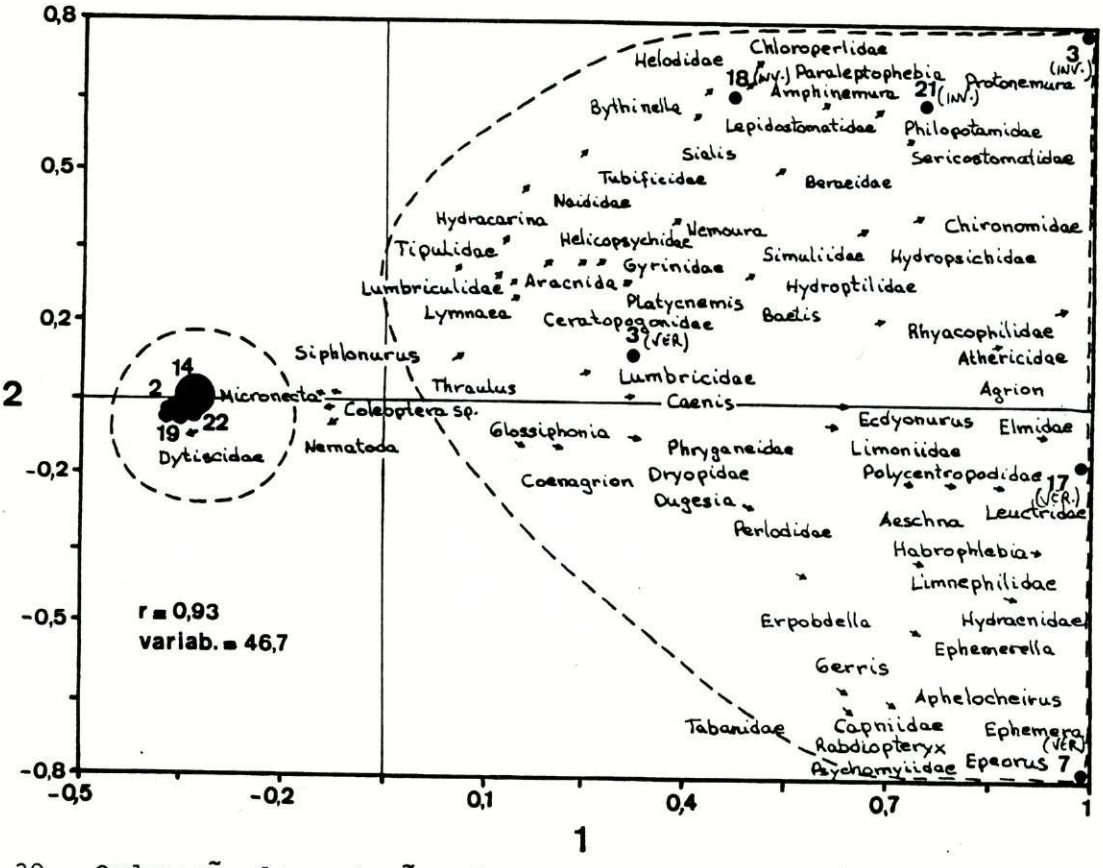



Figura 39 - Ordenação das estações de amostragem e projecção dos grupos taxonómicos obtidos com substratos artificiais no plano das duas primeiras componentes principais.

Pode assim verificar-se que as amostras provenientes das albufeiras se agrupam num conjunto muito compacto cujos grupos taxonómicos característicos são Siphlonurus (EPHEMEROPTERA), Micronecta (HEMIPTERA) e DYTISCIDAE (COLEOPTERA), apresentando os dois primeiros um valor estrutural quase nulo.

Os meios lóticos, por sua vez, são caracterizados por uma comunidade muito mais rica e diversificada. Todas as amostras provenientes desses meios apresentam valores elevados da componente 1 e, tal como aconteceria nas amostras obtidas com rede de mão, é ainda possível distinguir uma comunidade típica de Verão e outra típica de Inverno, conforme os valores são, respectivamente, baixos ou altos relativamente à componente 2 (quadro 17).

## 4.3 - IMPACTE DE UMA TRUTICULTURA EM JAULAS FLUTUANTES SOBRE AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS NA ALBUFEIRA DA CANIÇADA

### 4.3.1 - INTRODUÇÃO

Nos últimos anos o interesse pela aquacultura desenvolveu-se extraordinariamente. No entanto, o desenvolvimento das técnicas de cultura nem sempre teve em conta os problemas ambientais por elas causados.

Além de outros impactes de menor importância (figura 40), as pisciculturas provocam um aumento considerável de nutrientes na água, nomeadamente fósforo e azoto, provenientes, em grande parte, de resíduos alimentares e fezes (figura 41). Outras substâncias, como medicamentos (formol e verde malaquite, por exemplo), podem também provocar graves alterações no meio ambiente.

Naturalmente que estas alterações serão proporcionais às dimensões da cultura.

Segundo ENELL (em publicação e referido pelo "Swedish Council for Planning and Coordination of Research", 1983) 8,5 a 9 kg de fósforo/tonelada de peixe são libertados anualmente por pisciculturas em jaulas flutuantes. O consumo de oxigénio aumenta também. KARLGREN (1981), calculou que, para uma taxa de conversão de 1,5, há um consumo anual de 4,5 kg de $O_2$ /dia/tonelada de peixe.

Quadro 17 - Importância estrutural dos grupos taxonómicos amostrados com substratos artificiais em duas épocas do ano (Inverno e Verão).

| | INVERNO | VERÃO |
|---|---|---|
| PLECOPTERA | Chloroperlidae<br>Amphinemura<br>Protonemura<br>Nemoura | Leuctridae<br>Capniidae<br>Rhabdiopteryx<br>Perlodidae |
| TRICHOPTERA | Sericostomatidae<br>Lepidostomatidae<br>Philopotamidae<br>Beraeidae<br>Rhyacophilidae<br>Hydropsychidae<br>Helicopsychidae<br>Hydroptilidae | Phryganeidae<br>Psychomyidae<br>Limnephilidae<br>Polycentropodidae |
| EPHEMEROPTERA | Baetis<br>Paraleptophlebia | Thraulus<br>Caenis<br>Ecdyonurus<br>Epeorus<br>Habrophlebia<br>Ephemera<br>Ephemerella |
| ODONATA | Platycnemis | Coenagrion<br>Agrion<br>Aeschna |
| HEMIPTERA | | Aphelocheirus<br>Gerris |
| COLEOPTERA | Gyrinidae<br>Helodidae | Elmidae<br>Hydraenidae<br>Dryopidae |
| DIPTERA | Athericidae<br>Simuliidae<br>Chironomidae<br>Tipulidae<br>Ceratopogonidae | Limoniidae<br>Tabanidae |
| MEGALOPTERA | Sialis | |
| HYDRACARINA | + | |
| OUTROS ARACNIDA | + | |
| MOLLUSCA | Lymnaea | |
| HIRUDINEA | | Erpobdella<br>Glossiphonia |
| OLIGOCHAETA | Tubificidae<br>Naididae<br>Lumbriculidae | Lumbricidae |
| PLATHELMINTHES | | Duguesia |

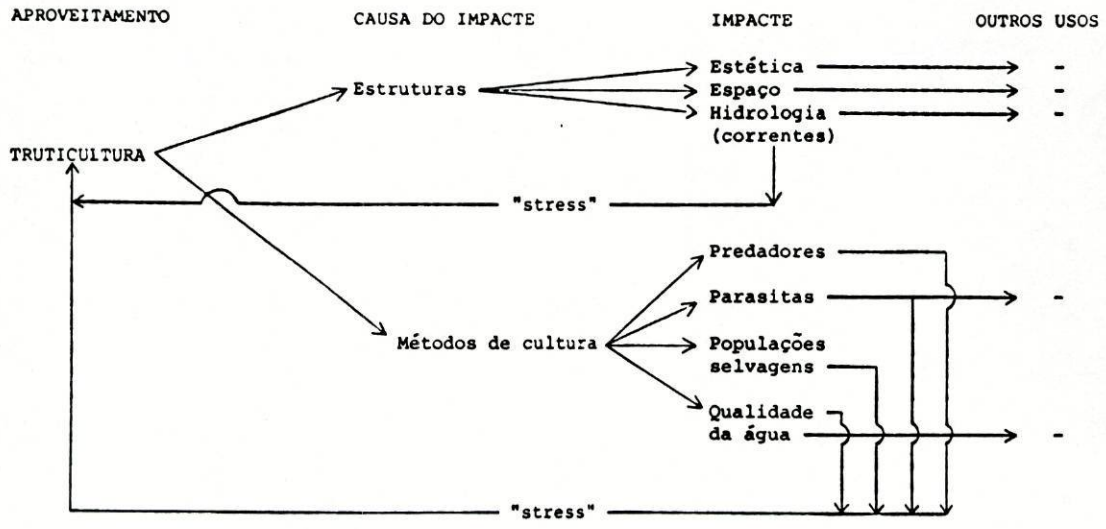



Figura 40 - Principais impactes causados pela truticultura no meio ambiente (segundo BEVERIDGE, 1984).

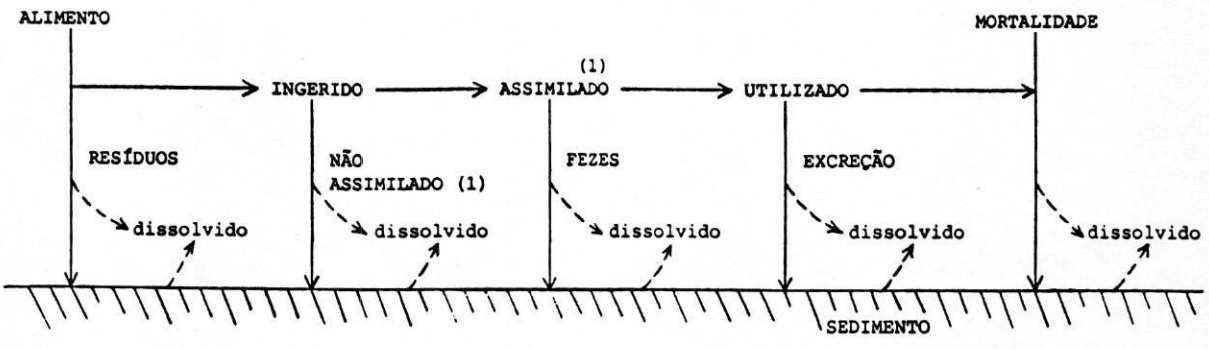



Figura 41 - Perdas de nutrientes (exemplo para o fósforo, P) no meio ambiente (segundo BEVERIDGE, 1984).

(1) - Embora na realidade não seja "assimilado" mas sim "absorvido" empregamos a designação correntemente adoptada em Ecologia.

ENELL E LÖF (1983) por sua vez, detectaram um aumento de matéria orgânica no sedimento cinco vezes superior ao normal sob as redes de jaulas flutuantes.

É evidente que este aumento de nutrientes se traduzirá por alterações na qualidade da água.

O aproveitamento das albufeiras para piscicultura é uma actividade de grande valor económico, em fase de franca expansão.

No intuito de avaliar o seu impacte ambiental estudou-se a comunidade de macro-invertebrados da albufeira da Caniçada onde se encontra instalada a unidade experimental de Aquacultura do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre". Trata-se de uma truticultura, em jaulas flutuantes, com volume de peixe relativamente pequeno.

A amostragem foi realizada com substratos artificiais, em duas campanhas (5/2/1985 e 3/4/1985). Foram escolhidos três pontos de amostragem, um a montante ($C_1$), outro a jusante ($C_3$) e um terceiro junto às jaulas ($C_2$). Em cada um destes pontos realizaram-se três sub-amostras, à superfície, na coluna de água e junto ao fundo. A amostragem foi feita deste modo, na tentativa de encontrar um possível gradiente, quer horizontal, quer vertical.

Simultâneamente foram determinados alguns parâmetros físicos e químicos, aos quais se juntou a determinação da matéria orgânica no sedimento.

Como termo de comparação, foram estudadas duas truticulturas industriais, privadas, do tipo convencional, isto é, em tanques, e localizadas nos rios Urão e Coura. Estas unidades convencionais provocam efeitos muito semelhantes aos das jaulas flutuantes com a excepção de não haver um aumento significativo de matéria orgânica no meio natural devido ao facto de ficar retida nos tanques de cultura.

Nestas truticulturas a amostragem realizou-se com rede de mão, num ponto a montante ($T_1$ e $PC_1$) e noutro a jusante ($T_2$ e $PC_2$), em 2/5/1985 e

10/5/1985 no rio Urão e Coura, respectivamente.

A localização dos pontos de amostragem e das truticulturas está esquematizada na figura 42.

Nas páginas que se seguem passamos a apresentar os resultados obtidos.

### 4.3.2 - ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

Os resultados das análises físicas e químicas mostram, como seria de esperar, um aumento da carência bioquímica de oxigénio, do azoto amoniacal e dos ortofosfatos, a jusante das truticulturas convencionais (quadro 18).

As diferenças observadas nas restantes variáveis não nos parecem susceptíveis de referência especial.

Na albufeira da Caniçada, cujos resultados se encontram no quadro 19, verifica-se um aumento de ortofosfatos no ponto $C_2$ (em profundidade) e no ponto $C_3$, mas apenas numa campanha de amostragem. Em 5/2/85, o azoto amoniacal era bastante elevado no ponto $C_1$. Notou-se também um ligeiro aumento de matéria orgânica no ponto $C_3$.

A distribuição vertical dos valores médios das variáveis físicas e químicas nos três pontos de amostragem, representada graficamente na figura 43, mostra que apenas os ortofosfatos e o azoto amoniacal apresentam alterações de vulto, quer em profundidade, quer de ponto para ponto.

### 4.3.3 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

Os parâmetros estruturais das comunidades de macro-invertebrados (quadro 20) são extremamente semelhantes a montante e jusante das truticulturas convencionais:

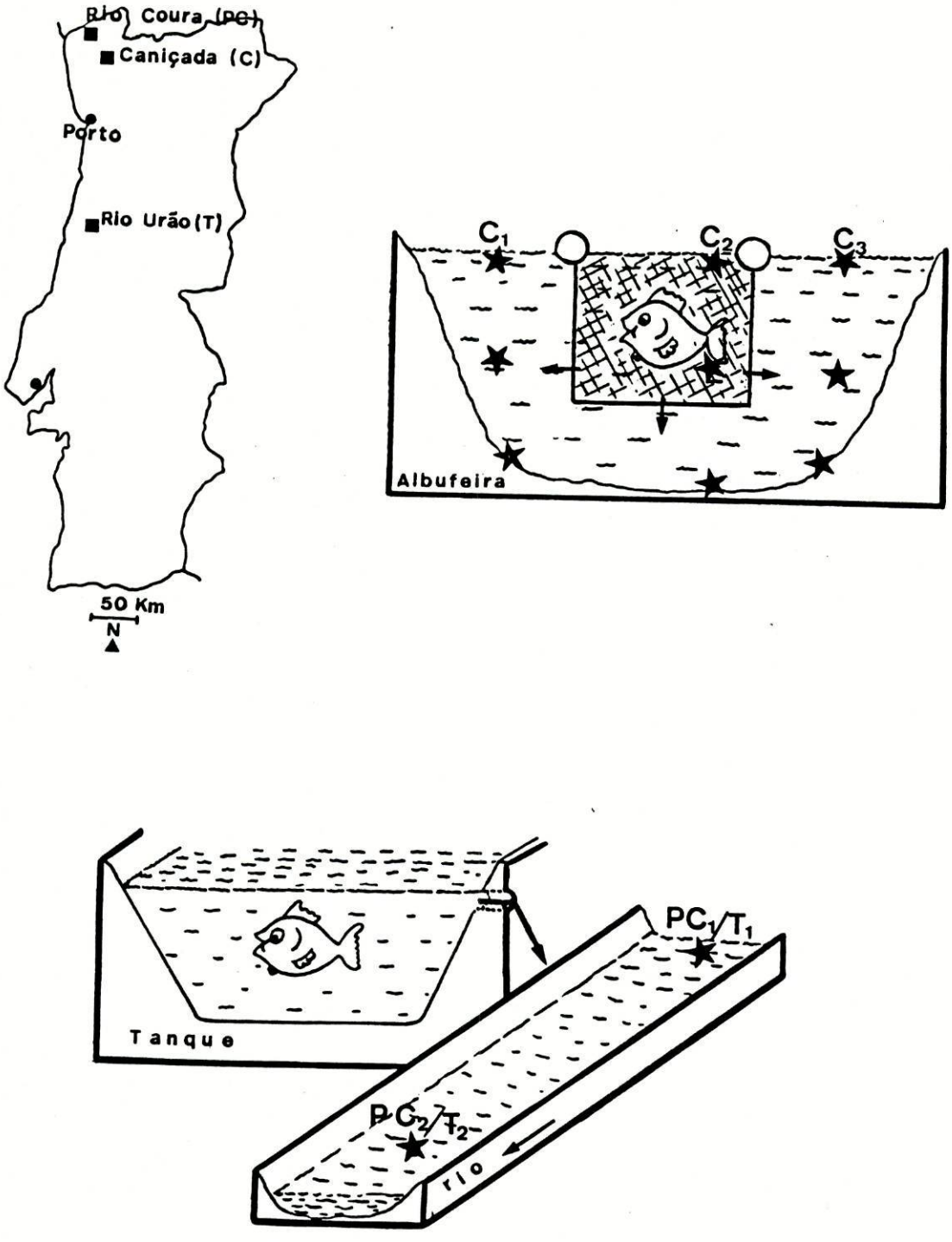



Figura 42 - Localização das truticulturas e das estações de amostragem. $PC_1$ , $PC_2$ - Rio Coura; $T_1$ , $T_2$ - Rio Urão; $C_1$ , $C_2$ , $C_3$ - - Albufeira da Caniçada.

Quadro 18 - Valores das variáveis físicas e químicas a montante (1) e a jusante (2) das truticulturas convencionais.

| | T1 | T2 | PC1 | PC2 |
|---|---|---|---|---|
| Temperatura (oC) | 17 | 17,5 | 13 | 13,5 |
| Velocidade da corrente (m/s) | 0,21 | 0,53 | 0,63 | 0,83 |
| pH | 7,10 | 7,30 | 5,60 | 5,95 |
| Conductividade (µmhos) | - | - | 77 | 52 |
| Dureza (ppm CaCO3) | 118 | 124 | 6 | 6 |
| Oxigénio dissolvido (mg/l) | 10,4 | 8,88 | 9,90 | 9,62 |
| % saturação O2 | 107 | 92 | 93 | 94 |
| CBO5 (mg/l) | 0,82 | 2,57 | 0,83 | 2,60 |
| Azoto amoniacal (µgat/l N-NH4) | 0,096 | 8,038 | 0,481 | 19,135 |
| Nitritos (µgat/l N-NO2) | 0,21 | 0,40 | 0,06 | 0,20 |
| Nitratos (µgat/l N-NO3) | 35,8 | 39,2 | 24,7 | 27,2 |
| Ortofosfatos (mg/l P-PO4) | 7,44 | 14,88 | 0,16 | 2,64 |
| Silicatos (mg/l SiO2) | 1,40 | 1,53 | 0,60 | 1,31 |

Quadro 19 - Valores das variáveis físicas e químicas obtidas na albufeira da Caniçada. a-5/2/85; b-3/4/85; 1-à superfície 2-na coluna de água; 3-junto ao fundo.

| | C1-1 | C1-2 | C1-3 | C2-1 | C2-2 | C2-3 | C3-1 | C3-2 | C3- 3 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| a - Profundidade (m) | 0 | 5 | 15 | 0 | 5,5 | 11 | 0 | 5 | 10 |
| b - | 0 | 6,5 | 13 | 0 | 3,5 | 7 | 0 | 2,5 | 5 |
| a - Temperatura (oC) | 11,1 | 9,4 | 9 | 10,5 | 9,3 | 9,1 | 10,5 | 9,4 | 9,1 |
| b - | 15 | 13,8 | 12 | 15,1 | 15 | 13,6 | 15 | 15 | 14,4 |
| a - pH | 5,6 | 5,8 | 6,0 | 5,7 | 5,7 | 5,8 | 5,8 | 5,7 | 5,7 |
| b - | 6,8 | 6,8 | 6,8 | 6,8 | 6,8 | 6,8 | 6,8 | 6,8 | |
| a - Dureza (ppm CaCO3) | 3,5 | 3 | 3,5 | 3,5 | 2,5 | 3,5 | 3,5 | 3 | 3,5 |
| b - | 0 | 2,5 | 2,5 | 0 | 3 | 3 | 2,5 | 3 | 3 |
| a - Oxigénio dissolvido(mg/l) | 11,22 | 11,49 | 11,8 | 10,94 | 11,67 | 12,21 | 11,31 | 11,4 | 11,8 |
| b - | 10,36 | 10,91 | 11,3 | 10,36 | 10,27 | 10,91 | 10,45 | 10,45 | 10,7 |
| a - % saturação oxigénio | 101 | 100 | 102 | 96 | 102 | 105 | 102 | 100 | 103 |
| b - | 104 | 105 | 104 | 103 | 102 | 105 | 103 | 103 | 104 |
| a - CBO5 (mg/l) | - | - | - | 1,61 | 1,88 | 1,79 | 1,97 | 1,97 | 1,88 |
| b - | 3,17 | 1,46 | 1,54 | 1,08 | 1,56 | 1,18 | 1,26 | 1,36 | 1,65 |
| a - Azoto anmoniacal (mg/l) | 7,11 | 6,75 | 0,19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,008 | 0 |
| b - | 0 | 0 | 0,006 | 0,007 | 0,001 | 0 | 0,006 | 0,006 | 0 |
| a - Nitratos (µgat/l) | 9,95 | 7,74 | 6,81 | 9,64 | 7,56 | 7,16 | 10,11 | 8,07 | 7,25 |
| b - | 11,20 | 5,39 | 6,88 | 9,69 | 7,11 | 7,43 | 8,31 | 7,94 | 7,48 |
| a - Nitritos (µgat/l) | 0,08 | 0,10 | 0,06 | 0,10 | 0,08 | 0,06 | 0,08 | 0,08 | 0,10 |
| b - | 0,46 | 0,30 | 0,28 | 0,64 | 0,28 | 0,24 | 0,28 | 0,26 | 0,30 |
| a - Ortofosfatos (mg/l) | 0 | 0,19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| b - | 0,84 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,15 | 0,84 | 1,21 | 0,03 |
| a - Silicatos (mg/l) | 2,66 | 1,91 | 1,81 | 2,59 | 1,84 | 1,84 | 2,55 | 1,91 | 1,83 |
| b - | 0,14 | 1,89 | 1,67 | 0,05 | 1,84 | 1,89 | 1,71 | 1,95 | 1,89 |
| b - Matéria orgânica (X de 3 determinações) | - | - | 1,4% | - | - | 1,2% | - | - | 2% |

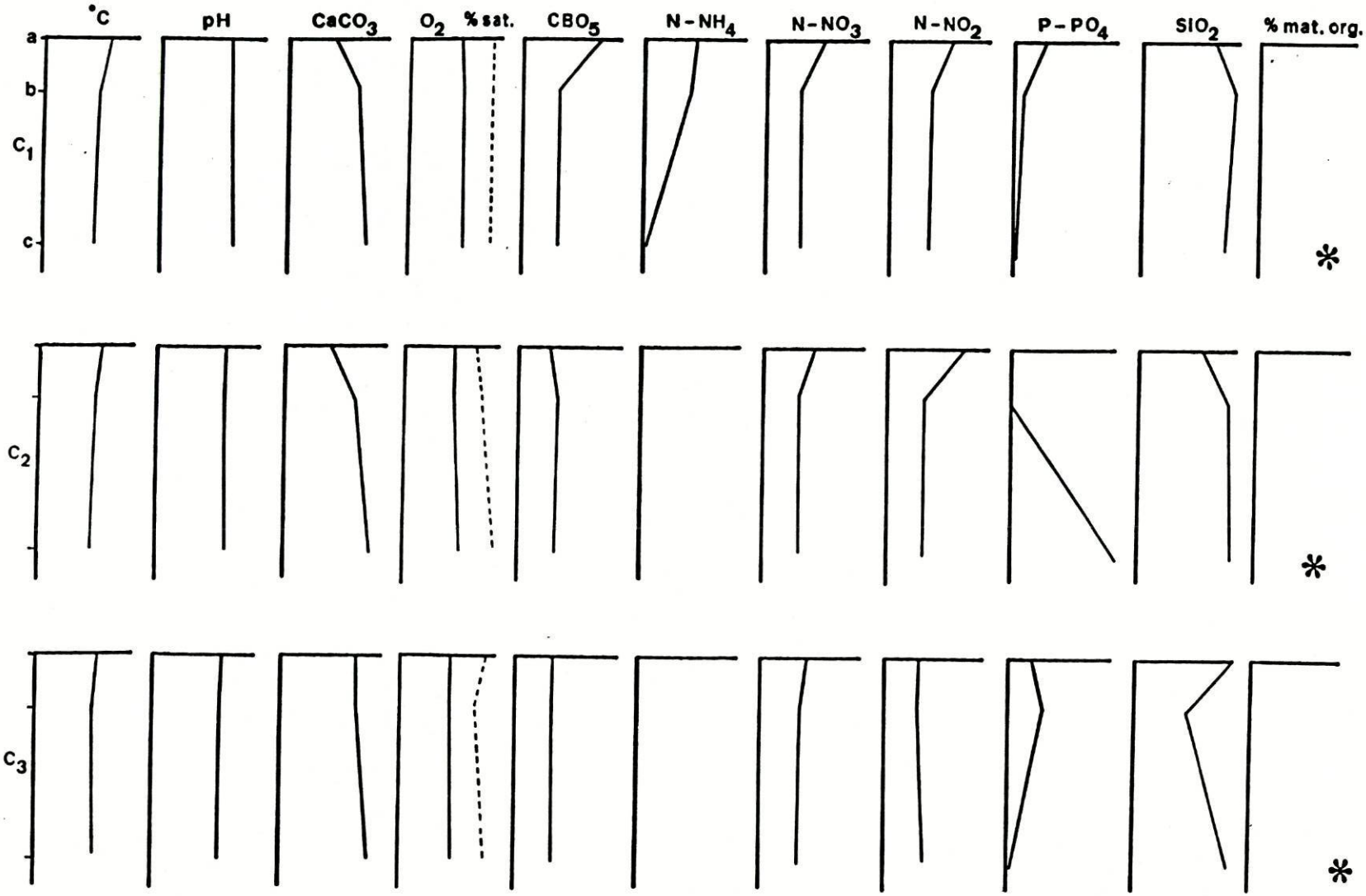



Figura 43 - Distribuição em profundidade dos valores médios das variáveis físicas e químicas nas três estações de amostragem da Caniçada. a - à superfície; b - na coluna de água; c - junto ao fundo.

Quadro 20 - Parâmetros estruturais da comunidade. (Os valores referentes a $C_1$; $C_2$; $C_3$ são valores totais).

| | Nº de indivíduos | Nº taxa | Índice de diversidade | Regularidade | Índice Biótico |
|---|---|---|---|---|---|
| C1 | 43 | 8 | 1,84 | 0,61 | 3 |
| C2 | 19 | 5 | 1,98 | 0,85 | 2 |
| C3 | 11 | 5 | 2,19 | 0,94 | 4 |
| T1 | 1233 | 33 | 3,34 | 0,67 | 9 |
| T2 | 1690 | 33 | 3,10 | 0,62 | 9 |
| PC1 | 1185 | 31 | 2,82 | 0,57 | 9 |
| PC2 | 2225 | 35 | 2,68 | 0,53 | 10 |

- O índice biótico é indicador de águas de boa qualidade em todos os locais.

- A diversidade e regularidade mostram ligeiros declínios a jusante das explorações.

Na albufeira da Caniçada o índice biótico é baixo em todos os pontos de amostragem.

A estabilidade das comunidades, traduzida pela diversidade e regularidade, é ligeiramente inferior no ponto $C_1$.

Estes resultados sugerem a existência de um estreito paralelismo entre os resultados das análises físicas e químicas e dos parâmetros estruturais das comunidades de macro-invertebrados.

De qualquer forma, as alterações detectadas são, na sua maioria tão ligeiras, que não permitem afirmar que as truticulturas estudadas exercem uma influência marcante sobre o meio ambiente.

A estrutura trófica das comunidades (figura 44) mostra um aumento de Limnívoros e Colectores e uma diminuição de Fragmentadores a jusante das truticulturas convencionais.

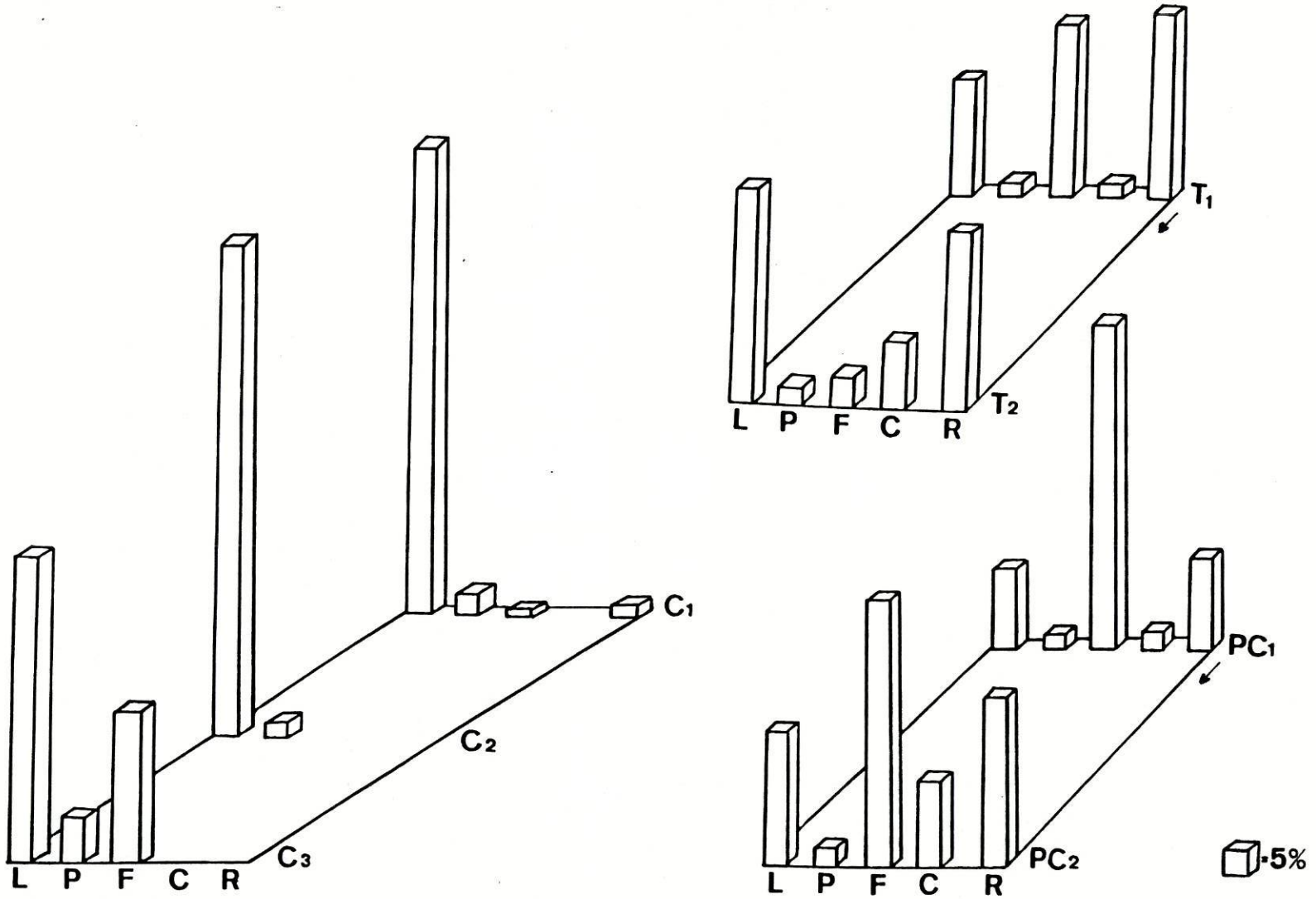



Figura 44 - Estrutura trófica das comunidades de macro-invertebrados. L - Limnívoros; P - Predadores F - Fragmentadores; C- Colectores; R - Raspadores.

Na albufeira da Caniçada a situação obtida é semelhante. As alterações na estrutura trófica observam-se no ponto $C_2$. A ausência de colectores é, como vimos, uma situação normal em eco-sistemas lênticos.

No que diz respeito à razão TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE, utilizada como índice de eutrofia, verifica-se que ela se eleva de montante para jusante, sendo 0,58 no ponto $C_1$, 1,67 no ponto $C_2$ e 3,00 no ponto $C_3$. Considerando os três pontos em conjunto, a albufeira da Caniçada apresenta, neste local, uma razão TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE de 0,87.

Nas truticulturas convencionais esta razão aumenta no mesmo sentido de 0,02 para 0,47 e de 0,07 para 0,40 nos rios Urão e Coura respectivamente.

## 4.4 - INFLUÊNCIA DA NATUREZA DO SUBSTRATO NAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

### 4.4.1 - INTRODUÇÃO

É já conhecido o facto de muitos macro-invertebrados apresentarem uma distribuição confinada a um tipo de substrato bem definido. HYNES (1970) indica, entre outros, o exemplo de Ancylus sp. que ocorre apenas em substratos duros, independentemente da velocidade da corrente. Por outro lado, Ephemera classica prefere locais de granulimetria compreendida entre 0,05 e 3mm.

A causa destas preferências está ainda muito pouco estudada. Segundo aquele autor, há mesmo muitas espécies que ocorrem em diferentes tipos de substrato para alguns dos quais não possuem mecanismos adaptativos especializados.

HYNES (1970), baseando-se nos trabalhos de variadíssimos autores, afirma que a preferência pelos vários tipos de substrato varia de local para local.

Assim, ao abordarmos este tema, que, ao que julgamos saber, se faz pela primeira vez em Portugal, tivemos em mente, não só contribuir para aumentar os

conhecimentos sobre a micro-distribuição dos macro-invertebrados, nomeadamente a nível de comunidade, mas sobretudo tentar estabelecer as relações existentes entre o substrato e aqueles organismos, uma vez que, segundo WARD (1976), as alterações de substrato constituem um dos principais efeitos causados pelos empreendimentos hidroeléctricos, como os resultados já obtidos parecem sugerir.

Este estudo foi levado a cabo na estação nº 21 do rio Rabagão que, além de apresentar uma comunidade bastante rica e variada, apresenta também uma grande diversidade de micro-habitats.

Os diferentes tipos de micro-habitats existentes no local, que estão representados na figura 45, foram prospectados em duas campanhas com um amostrador tipo "surber" (17/11/86 e 9/11/87). Os resultados obtidos foram comparados com os que se obtiveram após uma campanha de amostragem realizada com substratos artificiais (9/11/87), que constituem um micro-habitat padrão, e que foram colocados sobre os diferentes tipos de substrato natural, os quais designámos por "Blocos", "Cascalho", "Areia", "Limo", "Plantas I" (Rannunculus sp.) e "Plantas II" (Potamogeoton sp.).

Nas páginas que se seguem passamos a apresentar os resultados obtidos.

### 4.4.2 - NÚMERO DE TAXA

A riqueza de taxa pertencentes aos diferentes grupos faunísticos está representada na figura 46. Os números de taxa de cada grupo em cada substrato e obtidos em cada sub-amostra estão colocados por ordem decrescente.

As linhas a cheio unem as sub-amostras em que se verificou estarem representados pelo menos 50% (aproximação por defeito) de taxa relativamente ao valor mais elevado.

Nas sub-amostras em que o "surber" foi o método de amostragem utilizado, verifica-se o seguinte, relativamente aos diferentes grupos:

TRICHOPTERA - a maior diversidade de taxa foi encontrada nos "Blocos",

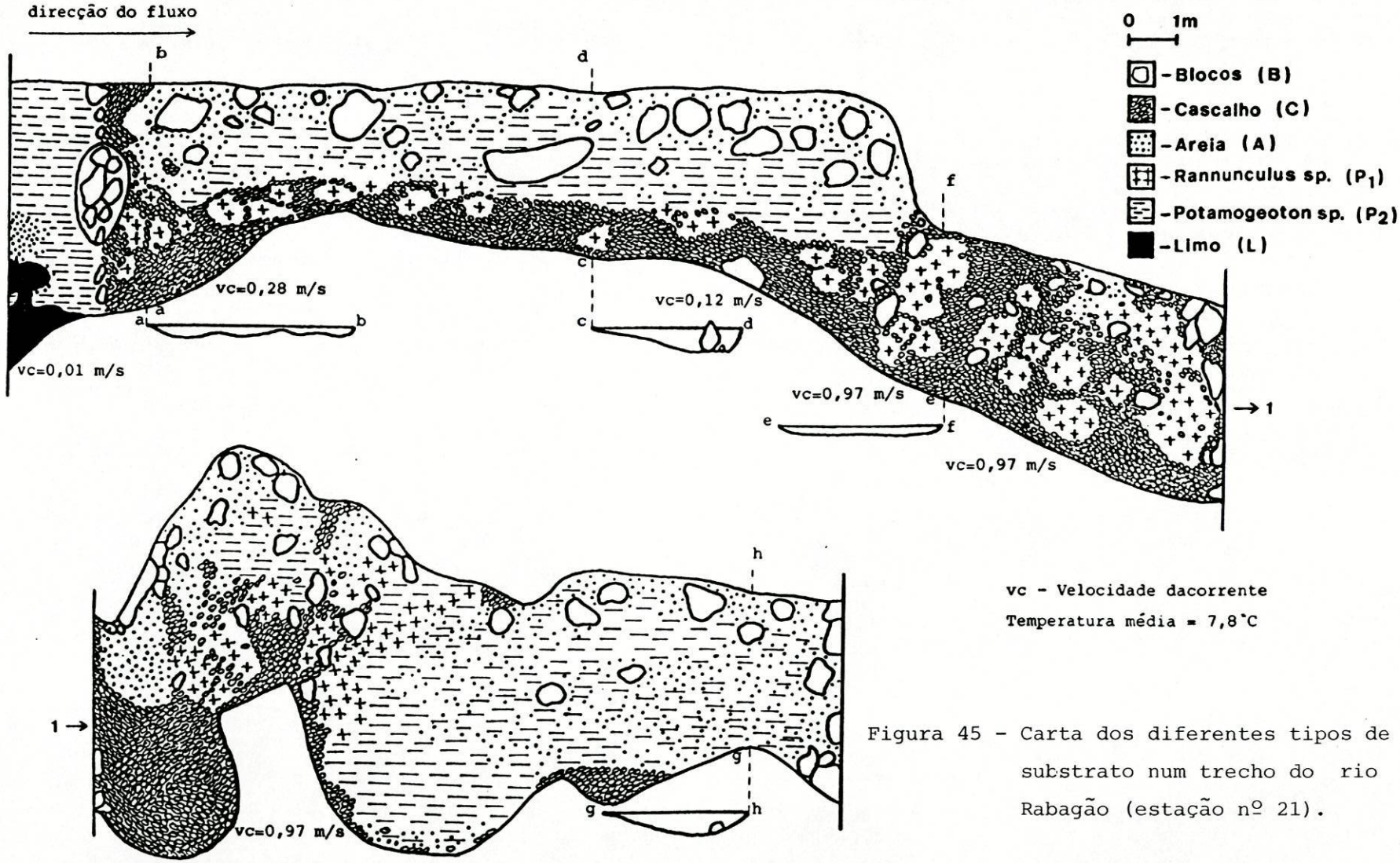



Figura 45 - Carta dos diferentes tipos de substrato num trecho do rio Rabagão (estação nº 21).

PLECOPTERA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 3 | 5 | 2 | 3 | 0 |
| 2 | 3 | 4 | 2 | 2 | 0 |
| 2 | 3 | 4 | 2 | 2 | 0 |
| 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0 |
| 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 |
| 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 |
| 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | - |
| 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | - |
| 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | - |
| 1 | 1 | 2 | - | 0 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 0 | - |
| 0 | 1 | 0 | - | 0 | - |

RM = 11 Máx. no local = 5

TRICHOPTERA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 6 | 8 | 8 | 4 | 2 | 4 |
| 6 | 7 | 7 | 4 | 2 | 2 |
| 5 | 7 | 7 | 3 | 2 | 1 |
| 5 | 7 | 7 | 3 | 2 | 0 |
| 5 | 7 | 6 | 2 | 2 | 0 |
| 5 | 7 | 6 | 2 | 2 | 0 |
| 5 | 6 | 5 | 1 | 1 | - |
| 5 | 5 | 5 | 1 | 1 | - |
| 5 | 5 | 5 | 0 | 1 | - |
| 5 | 3 | 4 | - | 1 | - |
| 4 | 3 | 3 | - | 1 | - |
| 4 | 2 | 1 | - | 0 | - |

RM = 12 Máx. no local = 12

EPHEMEROPTERA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 5 | 4 | 6 | 5 | 3 | 3 |
| 4 | 4 | 5 | 4 | 3 | 1 |
| 4 | 4 | 5 | 4 | 3 | 1 |
| 4 | 4 | 4 | 3 | 2 | 1 |
| 3 | 3 | 4 | 3 | 2 | 0 |
| 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | 0 |
| 3 | 3 | 3 | 1 | 2 | - |
| 3 | 2 | 3 | 1 | 1 | - |
| 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | - |
| 1 | 2 | 2 | - | 1 | - |
| 1 | 2 | 2 | - | 0 | - |
| 1 | 2 | 1 | - | 0 | - |

RM = 13 Máx. no local = 10

ODONATA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 5 | 2 | 4 | 2 | 2 |
| 3 | 5 | 1 | 3 | 1 | 2 |
| 2 | 4 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | - |
| 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | - |
| 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | - |
| 0 | 2 | 0 | - | 0 | - |
| 0 | 2 | 0 | - | 0 | - |
| 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |

RM = 9 Máx. no local = 6

COLEOPTERA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |
| 3 | 4 | 4 | 2 | 2 | 1 |
| 3 | 3 | 4 | 1 | 2 | 1 |
| 3 | 3 | 3 | 1 | 1 | 0 |
| 2 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | - |
| 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | - |
| 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | - |
| 1 | 2 | 1 | - | 0 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 0 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 0 | - |

RM = 8 Máx. no local = 8

DIPTERA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 5 | 7 | 5 | 3 | 3 | 5 |
| 5 | 5 | 4 | 2 | 3 | 4 |
| 3 | 5 | 4 | 2 | 3 | 3 |
| 3 | 4 | 4 | 2 | 2 | 1 |
| 3 | 4 | 3 | 2 | 2 | 1 |
| 2 | 4 | 3 | 1 | 2 | 1 |
| 2 | 4 | 3 | 1 | 2 | - |
| 2 | 3 | 2 | 1 | 2 | - |
| 2 | 3 | 2 | 1 | 1 | - |
| 2 | 3 | 2 | - | 1 | - |
| 1 | 2 | 2 | - | 1 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 0 | - |

RM = 12 Máx. no local = 11

OLIGOCHAETA

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 |
| 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 4 |
| 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 |
| 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 |
| 2 | 2 | 2 | 1 | 3 | 3 |
| 1 | 2 | 2 | 1 | 3 | 3 |
| 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | - |
| 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | - |
| 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 2 | - |
| 1 | 1 | 1 | - | 2 | - |
| 0 | 0 | 0 | - | 2 | - |

RM = 4 Máx. no local = 4

OUTROS GRUPOS

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 7 | 7 | 7 | 4 | 4 | 5 |
| 6 | 7 | 6 | 4 | 3 | 4 |
| 4 | 7 | 6 | 3 | 2 | 2 |
| 4 | 6 | 6 | 3 | 2 | 1 |
| 4 | 6 | 5 | 2 | 1 | 1 |
| 4 | 6 | 5 | 2 | 1 | 0 |
| 4 | 5 | 5 | 1 | 1 | - |
| 3 | 5 | 5 | 0 | 1 | - |
| 3 | 4 | 5 | 0 | 0 | - |
| 3 | 3 | 4 | - | 0 | - |
| 2 | 3 | 4 | - | 0 | - |
| 2 | 2 | 2 | - | 0 | - |

RM = 19 Máx. no local = 15



PLECOPTERA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 4 | 3 | 3 | 0 | 2 | 2 |
| 2 | 2 | 3 | 0 | 2 | 2 |
| 2 | 2 | 3 | 0 | 2 | 1 |

Máximo no local = 5

TRICHOPTERA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 6 | 8 | 5 | 5 | 6 | 4 |
| 6 | 8 | 4 | 4 | 5 | 4 |
| 6 | 5 | | | 4 | 2 |

Máximo no local = 10

EPHEMEROPTERA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 2 |
| 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 2 |
| 2 | 2 | 3 | 1 | 2 | 0 |

Máximo no local = 5

ODONATA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 3 | 2 | 1 | 3 | 3 |
| 0 | 2 | 2 | 1 | 3 | 2 |
| | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 |

Máximo no local = 4

COLEOPTERA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 4 | 3 | 3 | 1 | 1 | 3 |
| 4 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 |
| 4 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 |

Máximo no local = 5

DIPTERA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 5 | 3 | 3 | 2 | 4 |
| 3 | 5 | 2 | 2 | 2 | 3 |
| 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 |

Máximo no local = 8

OLIGOCHAETA

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 2 |
| 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Máximo no local = 4

OUTROS GRUPOS

| D | F | C | B | E | A |
|---|---|---|---|---|---|

| B | P1 | C | P2 | A | L |
|---|---|---|---|---|---|
| 4 | 7 | 7 | 3 | 5 | 1 |
| 4 | 6 | 5 | 2 | 4 | 1 |
| 3 | 2 | 4 | 2 | 3 | 0 |

Máximo no local = 11

Figura 46 - Riqueza de taxa pertencentes aos diferentes grupos faunísticos nos diferentes tipos de substrato. Para melhor compreensão ver descrição no texto (RM - rede de mão).

"Plantas 1" e "Cascalho".

PLECOPTERA - a diversidade foi baixa apenas na "Areia" e "Limo".

EPHEMEROPTERA - nesta ordem, embora de forma menos evidente, a preferência é por "Cascalho", "Blocos", "Plantas 1 e 2".

ODONATA - é nítida a maior riqueza obtidas nas "Plantas 1 e 2" e "Blocos".

COLEOPTERA - a maior diversidade foi também obtida nos "Blocos", "Plantas 1" e "Cascalho".

DIPTERA - nesta ordem verifica-se uma preferência por "Plantas 1", "Cascalho", "Limo" e, em menor grau, por "Blocos".

OLIGOCHAETA - a riqueza de taxa é elevada em todos os tipos de substrato, mas há uma especial preferência por substratos móveis ("Areia" e "Limo").

Os restantes grupos ("OUTROS GRUPOS") aparecem menos diversificados na "Areia" e no "Limo".

Nos substratos artificiais, como seria natural esperar, uma vez que o material utilizado é igual em todos os casos variando apenas o substrato natural subjacente, verifica-se que, salvo certos casos pontuais, todos os grupos se distribuem de forma muito homogénea. As excepções dizem respeito à ausência de PLECOPTERA nos substratos B, colocados sobre "Plantas 2"; à quase ausência de ODONATA nos substratos D (sobre "Blocos"); à pobreza com que os grupos menores estão representados nos substratos A (sobre "Limo").

Nestas sub-amostras apenas COLEOPTERA parece depender também do substrato natural apresentando, como nas amostras realizadas com "surber", uma maior riqueza nos substratos D,F e C correspondentes respectivamente a "Blocos", "Plantas 1" e "Cascalho".

De referir ainda que, com "surber", se amostraram 66 taxa na primeira

campanha e 67 na segunda, de um total de 74 taxa.

Com substratos artificiais, esse número foi bastante mais reduzido, estando apenas 49 taxa presentes.

Este facto deve-se, naturalmente, à ausência, nos substratos artificiais, de alguns taxa com preferência por substratos móveis ("Plantas 1 e 2", "Areia" e "Limo"). Com efeito, é em EPHEMEROPTERA, que como vimos apresenta uma riqueza considerável em "Plantas", nomeadamente "Plantas 2", e em DIPTERA, com riqueza considerável em "Limo", que se verificam as diferenças mais notórias. De facto, registaram-se 10 e 11 taxa, respectivamente, nos substratos naturais, e 5 taxa para ambos os grupos nos substratos artificiais.

O número total de taxa obtido por sub-amostra variou entre 3 na "Areia" e 34 nas "Plantas 1" na primeira campanha de amostragem realizada com "surber". Na segunda campanha o valor mínimo foi 2 nas "Plantas 2" e o máximo 37 nas "Plantas 1".

Com substratos artificiais os limites entre os quais variou o número de taxa foi ligeiramente mais apertado: 11 no substrato A sobre "Limo" e 32 no substrato F sobre "Areia".

A comparação das médias do número de taxa, realizada através do "Duncan's new multiple range test" (quadro 21), mostra-nos, na primeira campanha de amostragem realizada com "surber", a existência de diferenças significativas entre "Limo-Areia" e "Blocos-Cascalho-Plantas 1-Plantas 2".

Na segunda campanha de amostragem as diferenças são significativas entre "Areia-Plantas 2" e "Blocos-Cascalho-Plantas 1". A média obtida em "Limo" encontra-se numa posição de transição entre aqueles conjuntos.

Os resultados obtidos com substratos artificiais foram bastante diferentes. Neste caso, verifica-se que há dois grupos cujas médias de número de taxa são significativamente diferentes: o primeiro grupo, com médias mais baixas, constituído pelos substratos situados em "Plantas 1 e 2" e "Limo"; o segundo

Quadro 21 - Comparação de médias do número de taxa; de indivíduos; de diversidade e regularidade através do "Duncan's New Multiple Range Test" (nível de significância 95%).

SURBER - Campanha 1

| AMOSTRAS | Limo | Areia | Plantas 2 | Blocos | Cascalho | Plantas 1 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,96 | 1,00 | 1,29 | 1,35 | 1,42 | 1,43 |
| erro padrão ± 0,06 | a | | b | | | |

SURBER - Campanha 2

| AMOSTRAS | Plantas 2 | Areia | Limo | Blocos | Cascalho | Plantas 1 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 1,04 | 1,06 | 1,21 | 1,32 | 1,34 | 1,41 |
| erro padrão ± 0,08 | a | | b | | | |

SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

| AMOSTRAS | B Plantas 2 | A Limo | E Plantas 1 | C Cascalho | D Blocos | F Areia |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 1,19 | 1,21 | 1,29 | 1,40 | 1,40 | 1,45 |
| erro padrão ± 0,04 | a | | b | | c | |

1. Número de taxa

SURBER - Campanha 1

| AMOSTRAS | Blocos | Areia | Limo | Cascalho | Plantas 1 | Plantas 2 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 2,08 | 2,18 | 2,20 | 2,31 | 2,47 | 2,51 |
| erro padrão ± 0,25 | a | | | | | |

SURBER - Campanha 2

| AMOSTRAS | Plantas 2 | Areia | Cascalho | Limo | Blocos | Plantas 1 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 1,55 | 1,67 | 2,10 | 2,24 | 2,37 | 2,54 |
| erro padrão ± 0,19 | a | | b | | c | |

SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

| AMOSTRAS | A Limo | B Plantas 2 | F Areia | E Plantas 1 | C Cascalho | D Blocos |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 1,73 | 1,94 | 2,35 | 2,36 | 2,42 | 2,49 |
| erro padrão ± 0,06 | a | | b | | c | |

2. Número de indivíduos

SURBER - Campanha 1

| AMOSTRAS | Limo | Areia | Plantas 2 | Cascalho | Blocos | Plantas 1 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,36 | 0,45 | 0,60 | 0,64 | 0,65 | 0,67 |
| erro padrão ± 0,04 | a | | b | | | |

SURBER - Campanha 2

| AMOSTRAS | Plantas 2 | Limo | Areia | Blocos | Plantas 1 | Cascalho |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,54 | 0,55 | 0,56 | 0,64 | 0,66 | 0,68 |
| erro padrão ± 0,03 | a | | b | | c | |

SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

| AMOSTRAS | B Plantas 2 | E Plantas 1 | A Limo | C Cascalho | D Blocos | F Areia |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,53 | 0,59 | 0,63 | 0,63 | 0,66 | 0,67 |
| erro padrão ± 0,02 | a | | b | | c | |

3. Índice de diversidade

SURBER - Campanha 1

| AMOSTRAS | Limo | Areia | Plantas 2 | Cascalho | Blocos | Plantas 1 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,16 | 0,21 | 0,24 | 0,24 | 0,25 | 0,26 |
| erro padrão ± 0,03 | a | | | | | |

SURBER - Campanha 2

| AMOSTRAS | Limo | Plantas 1 | Areia | Blocos | Plantas 2 | Cascalho |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,23 | 0,25 | 0,25 | 0,25 | 0,26 | 0,27 |
| erro padrão ± 0,01 | a | | | | | |

SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

| AMOSTRAS | B Plantas 2 | E Plantas 1 | C Cascalho | D Blocos | F Areia | A Limo |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{x}$ (log x+1) | 0,21 | 0,22 | 0,23 | 0,25 | 0,25 | 0,26 |
| erro padrão ± 0,02 | a | | | | | |

4. Regularidade

grupo constituído por substratos colocados sobre "Blocos", "Cascalho" e "Areia". A média obtida em "Plantas 1", no entanto, não é significativamente diferente do "Cascalho" e "Blocos".

### 4.4.3 - ABUNDÂNCIA RELATIVA DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS PERTENCENTES AOS GRANDES GRUPOS FAUNÍSTICOS

A abundância relativa do número de indivíduos dos diferentes grupos faunísticos encontra-se representada, esquematicamente, na figura 47.

No que se refere às amostras obtidas nas duas campanhas, verificamos que, relativamente aos substratos naturais, a composição faunística é muito semelhante nos "Blocos", "Plantas 1" e "Cascalho". Nestes substratos, TRICHOPTERA é nitidamente dominante, ocorrendo com valores compreendidos entre 32,6% nas "Plantas" e 44,1% nos "Blocos".

PLECOPTERA apresenta uma abundância relativa compreendida entre 3,5% nos "Blocos" e 5,0% no "Cascalho".

Entre os três tipos de substrato mencionados, as principais diferenças centram-se na elevada abundância de EPHEMEROPTERA no "Cascalho" (14,5%) relativamente aos "Blocos" e "Plantas 1" (7,4 e 8,5%, respectivamente) e de DIPTERA, cuja maior abundância (27,5%) se verifica no substrato orgânico ("Plantas 1"). Os restantes grupos apresentam proporções muito homogéneas.

Pelo contrário, a "Areia" e o "Limo" apresentam uma composição completamente diferente dos substratos atrás referidos, embora muito semelhante entre si.

Nestes substratos inorgânicos mas móveis, há uma dominância de DIPTERA (16,8 e 21,3% em "Areia" e "Limo", respectivamente), e sobretudo de OLIGOCHAETA (76,8 e 61,0%).

Os restantes grupos, estão praticamente ausentes, à excepção do conjunto de grupos menores (outros grupos) que no "Limo" constituem 10%.

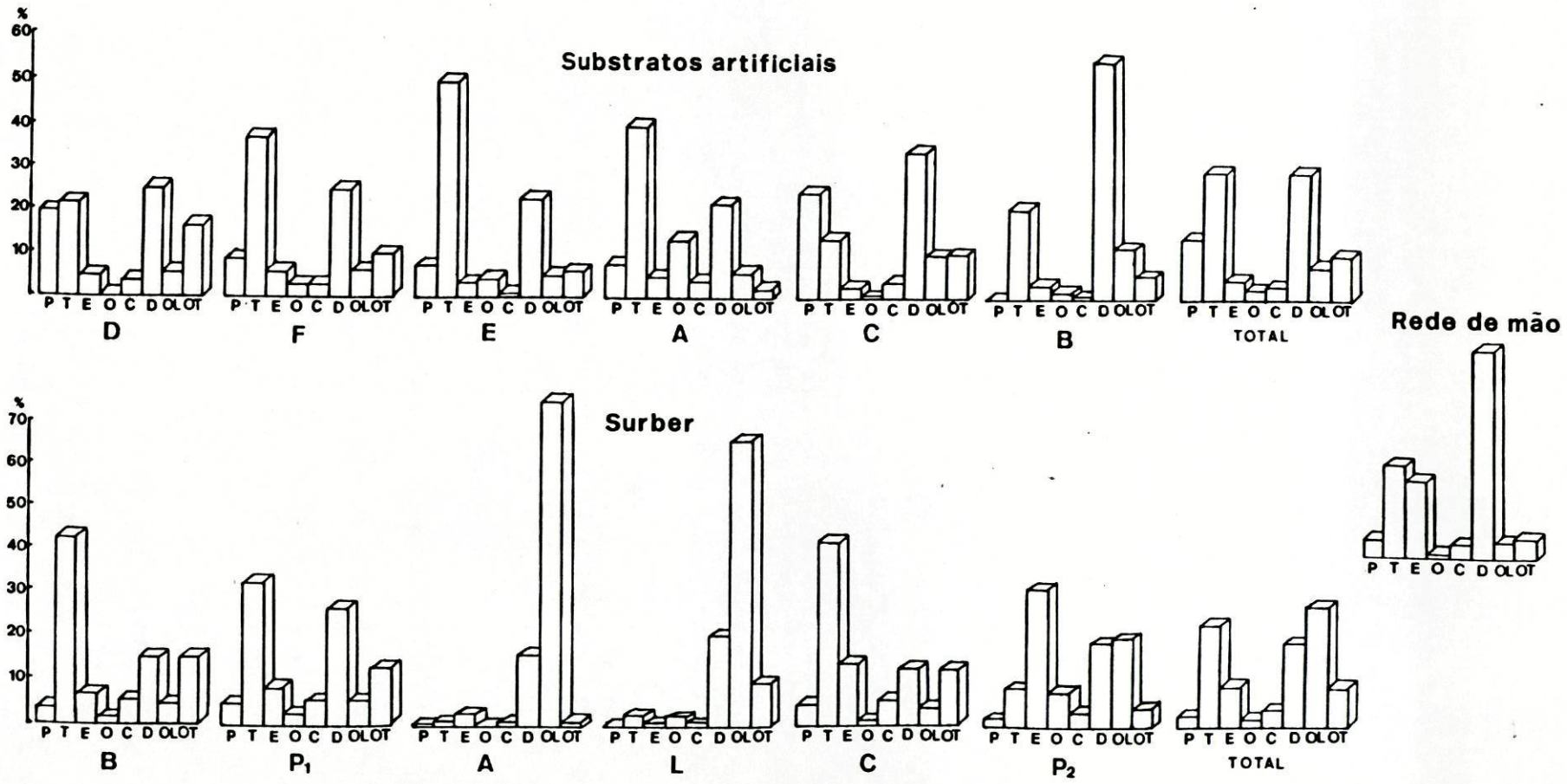



Figura 47 - Abundância relativa dos diferentes grupos faunísticos (P - PLECOPTERA; T - TRICHOPTERA; E - EPHEMEROPTERA; O - ODONATA; C - COLEOPTERA; D - DIPTERA; OL - OLIGOCHAETA; OT - OUTROS GRUPOS).

Nas "Plantas 2" obteve-se uma composição intermédia entre os dois conjuntos já descritos. Houve uma redução na abundância de TRICHOPTERA (8,8%), PLECOPTERA (2,1%) e "outros grupos" (4,5%). OLIGOCHAETA apresenta uma abundância superior à obtida nos "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1", mas inferior à registada na "Areia" e "Limo", que é de 20,1%.

Por outro lado, este substrato parece ser preferido por ODONATA e sobretudo EPHEMEROPTERA que, aqui, atinge os valores mais elevados (respectivamente de 8,2 e 32,3%).

De notar ainda em "outros grupos" a presença quase exclusiva de HEMÍPTERA (2,65%) no "Limo". PLATHELMINTHES parece também preferir os substratos duros, uma vez que apresenta uma abundância relativa de 4,5% nos "Blocos" e "Plantas 1" e 4,6% no "Cascalho".

A composição faunística dos substratos artificiais é muito mais homogénea e, de certo modo, semelhante àquela encontrada nas amostras obtidas com "surber" nos "Blocos", "Plantas 1" e "Cascalho".

De assinalar, apenas, a maior abundância relativa de PLECOPTERA que, embora ausentes na amostra B, (substrato artificial situado junto a "Plantas 1"), varia entre 7,6 (A - "Limo" e E - "Areia") e 24,5% (C- "Cascalho").

O facto mais relevante, no entanto, advém da composição faunística dos substratos artificiais colocados sobre a "Areia" e "Limo" ser totalmente diferente dos respectivos substratos naturais, o que parece constituir um forte indício de que, realmente, existe uma nítida influência do substrato sobre as comunidades de macro-invertebrados.

### 4.4.4 - NÚMERO DE INDIVÍDUOS

O número de indivíduos obtido por sub-amostra variou de forma muito heterogénea. Na primeira campanha de amostragem, realizada com "surber", foi no mesmo tipo de substrato, a "Areia", que se obtiveram os valores extremos - 12 e

2738 indivíduos.

Na segunda campanha de amostragem o valor mínimo, 2, obteve-se nas "Plantas 2" e o valor máximo, 858, nas "Plantas 1".

A comparação de médias (quadro 21), no entanto, não revelou diferenças significativas na primeira campanha e, na segunda, elas são pouco evidentes, tendo "Plantas 2" e "Areia" apresentado médias inferiores e significativamente diferentes de "Blocos" e "Plantas 1".

Na amostragem realizada com substratos artificiais, os limites de variação foram muito mais apertados. O valor mínimo foi obtido no substrato A sobre "Limo" - 43 indivíduos, e o valor máximo no substrato D sobre "Blocos" - 362 indivíduos.

A comparação de médias revelou a existência de diferenças significativas entre os substratos A sobre "Limo" e B sobre "Plantas 2" com todos os restantes.

Estes resultados sugerem que, através da amostragem realizada com "surber", na "Areia", "Limo" e "Plantas 2" quer o número de indivíduos quer o número de taxa é menor do que nos restantes tipos de substrato, os quais apresentam valores muito semelhantes. A representação gráfica destes dois parâmetros estruturais em conjunto (figura 48) evidencia isso mesmo. Repare-se que, na primeira campanha, o número de indivíduos obtidos na "Areia" e nas várias subamostras foi extremamente diferente; no entanto, o número de grupos nunca foi superior a 12.

Com substratos artificiais quer o número de grupos quer o número de indivíduos foi muito mais homogéneo em todas as amostras; mesmo assim as amostras A sobre "Limo" e B sobre "Plantas 2" apresentam valores mais reduzidos tanto em número de grupos como de indivíduos.

Estes resultados sugerem que, embora os substratos artificiais constituam um micro-habitat uniforme, haverá uma ligeira dependência do substrato

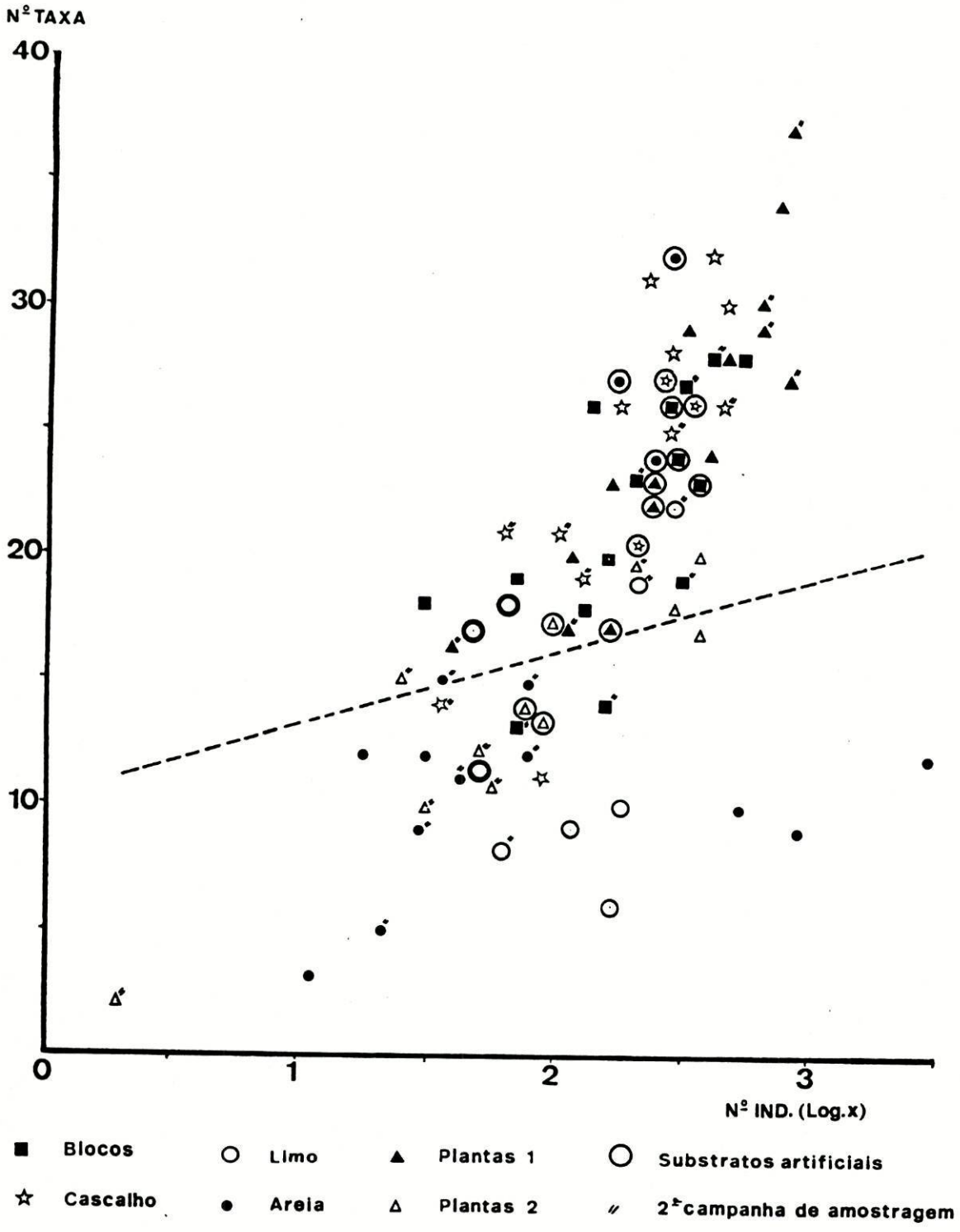



Figura 48 - Número de taxa e número de indivíduos nos diferentes tipos de substrato.

natural circundante, pelo menos nos primeiros estados de colonização.

### 4.4.5 - ÍNDICE DE DIVERSIDADE E REGULARIDADE

A diversidade obtida nos diferentes tipos de substrato é geralmente elevada (próximo de 3). Exceptuam-se alguns casos obtidos no "Limo" e "Areia", na primeira campanha de amostragem realizada com "surber" e nos mesmos tipos de substrato, e ainda nas "Plantas 2", na segunda campanha, em que o valor obtido é próximo ou mesmo inferior a 1.

Com substratos artificiais, os valores obtidos foram também elevados e com variação mais homogénea. Os valores mais baixos obtiveram-se no substrato B sobre "Plantas 2", (2,19), e E sobre "Plantas 1" (2,62).

A comparação de médias (quadro 21) mostrou que, apenas na primeira campanha, são bem evidentes as diferenças entre a diversidade obtida no "Limo" e "Areia" e obtida nos restantes substratos.

Estes resultados traduzem o que acabou de se dizer relativamente aos parâmetros anteriores. Haverá, com efeito, um menor número de indivíduos e grupos no "Limo", "Areia" e "Plantas 2", o que se traduz por uma menor diversidade. Nos substratos artificiais, essas diferenças são atenuadas.

No entanto, os altos valores de diversidade obtidos parecem indicativos de uma boa estabilidade da comunidade em qualquer tipo de substrato. Esta ideia é confirmada pelos valores de regularidade obtidos, também altos, cujas médias não diferem significativamente (quadro 21).

### 4.4.6 - ÍNDICE BIÓTICO

O valor do índice biótico tem sido muito utilizado não só para avaliar a qualidade biológica da água, mas também a capacidade biogénica do local estudado. Foi com este objectivo que o utilizámos nesta fase do trabalho, uma vez que em termos de qualidade biológica a estação 21 estava já definida.

Com efeito, os valores encontrados (quadro 22) mostram que, quer os valores médios de I.B. correspondentes às campanhas de amostragem realizadas com "surber" quer os valores obtidos com substratos artificiais, são indicativos de boa capacidade biogénica e óptima qualidade da água (IB = 8 a 10).

Quadro 22 - Valores do índice biótico dos diferentes tipos de substrato.

| | Campanha 1 | | | Campanha 2 | | | Campanha 1+2 ($\bar{x}$) | Substratos artificiais |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | amostra | | | amostra | | | | |
| | a | b | $\bar{x}$ | a | b | $\bar{x}$ | | |
| A (Limo) | 6 | - | 6 | 9 | - | 9 | 8 | 10 |
| B (Plantas 2) | 9 | - | 9 | 8 | 10 | 9 | 9 | 9 |
| C (Cascalho) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| D (Blocos) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| E (Plantas 1) | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| F (Areia) | 9 | 7 | 8 | 9 | 8 | 9 | 9 | 10 |

É, no entanto, útil salientar os seguintes aspectos:

- Nas amostras obtidas com substratos artificiais os valores são muito homogéneos. Somente nos substratos artificiais colocados sobre "Plantas 2" se obtem um valor muito ligeiramente inferior.
- Na amostragem realizada com "surber" sobre substratos naturais, obtêm-se valores ligeiramente inferiores em "Plantas 2" e "Areia" e sobretudo no "Limo".
- Ao passo que nos "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1" não houve variação, tendo sido o índice biótico sempre 10, nos substratos anteriormente referidos ("Limo", "Plantas 2" e "Areia") esse valor variou entre 6 e 10, tendo esse último valor ocorrido uma só vez.

### 4.4.7 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES SOB O PONTO DE VISTA TRÓFICO

Partindo do princípio de que nos diferentes tipos de substrato natural se encontram diferentes disponibilidades alimentares, seria de esperar que a composição das comunidades de macro-invertebrados, sob o ponto de vista trófico, apresentaria alterações correspondentes ao tipo de substrato em que se encontram.

Assim, e no intuito de averiguar até que ponto a natureza do substrato influencia essa composição trófica realizámos o estudo comparativo cujos resultados se apresentam nas linhas que se seguem.

Na figura 49 - 1 e 2 apresenta-se a composição trófica da comunidade de macro-invertebrados amostrados com "surber" nos diferentes tipos de substratos, nas campanhas 1 e 2, respectivamente.

Apenas na "Areia" e "Plantas 2 " se encontraram diferenças consideráveis de campanha para campanha. Na "Areia", notou-se, entre a primeira e a segunda campanha de amostragem, um aumento de Fragmentadores (de 2 para 37,5%). Nas "Plantas 2" foram os Colectores que sofreram um aumento considerável (de 2 para 40,9%), enquanto que os Raspadores diminuiram de 31,1 para 10,0%).

Os restantes grupos funcionais apresentaram, naturalmente, variações, mas de menor amplitude.

A variação registada nos diferentes tipos de substrato é, quanto a nós, bem evidente na figura 49-3 em que se representa a composição trófica das comunidades de macro-invertebrados considerando a abundância relativa dos diferentes grupos funcionais amostrados no conjunto das campanhas 1 e 2.

Com efeito, na "Areia" e no "Limo" a composição trófica é totalmente diferente daquela registada nos restantes substratos. Os Limnívoros são fortemente dominantes, constituindo 90,5% ("Areia") e 78,8% ("Limo").

Nos restantes tipos de substrato a abundância relativa dos diferentes grupos funcionais é muito mais equitativa. De notar que nos macrófitos ("Plantas 1 e 2") os Limnívoros aparecem, também, mais bem representados (30,4% e 36,2%

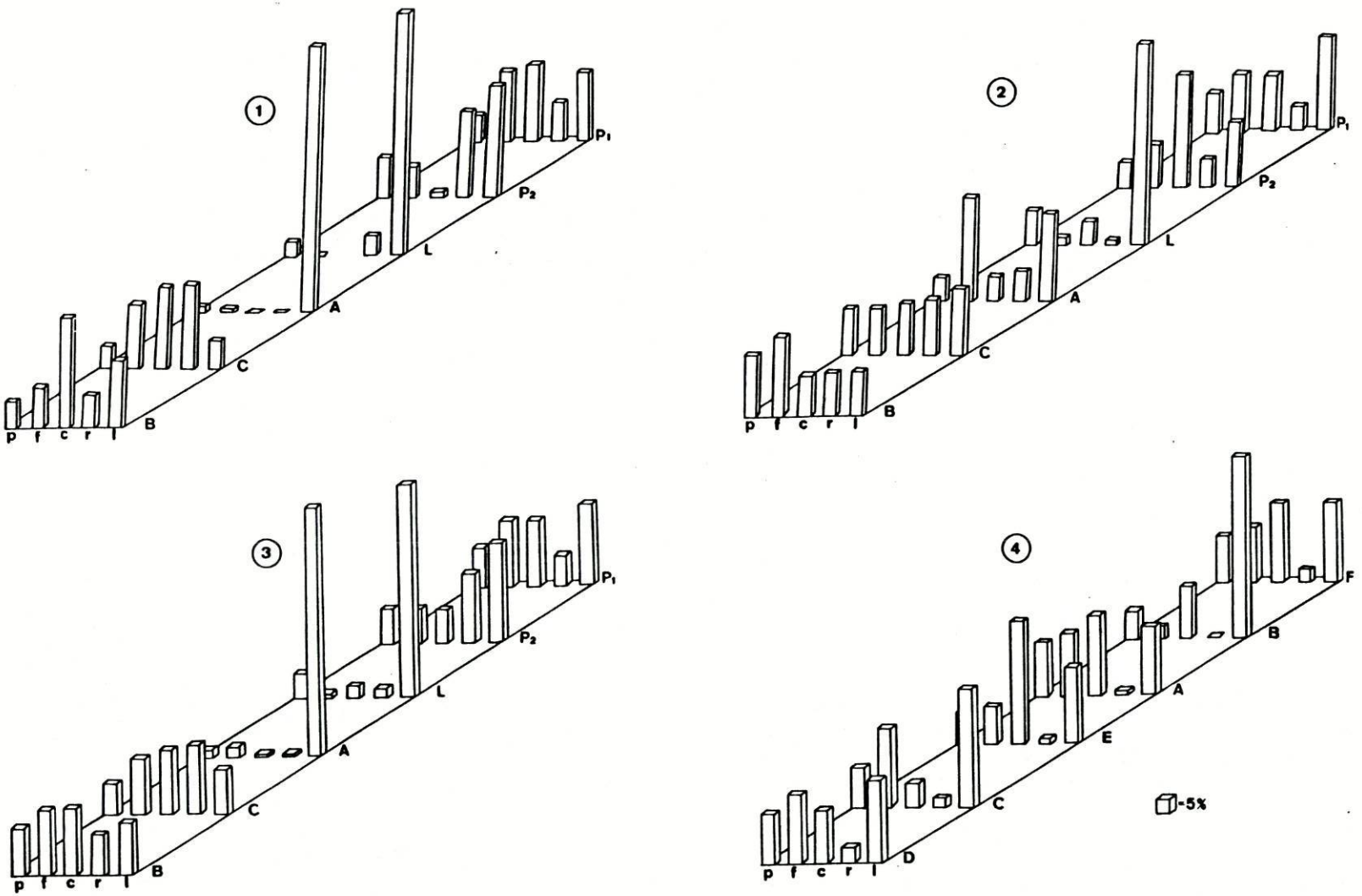



Figura 49 - Composição trófica das comunidades de macro-invertebrados. 1 - "Surber"-1ª campanha; 2 - "Surber"--2ª campanha; 3 - "Surber"-1ª e 2ª campanhas em conjunto; 4 - substratos artificiais; P - Predadores; F - Fragmentadores; C - Colectores; R - Raspadores; L - Limnívoros.

contra 15,7% e 19,3% no "Cascalho" e "Blocos").

Por sua vez, as "Plantas 2 " apresentam uma menor abundância relativa de Fragmentadores (12,6%) e Colectores (12,6%), grupos funcionais que, nos "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1" ocorrem sempre com valores superiores a 20%.

Podemos, em suma, afirmar que na "Areia" e no "Limo" a composição da comunidade sob o ponto de vista trófico é muito semelhante entre si e totalmente diferente daquela presente em "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1".

As "Plantas 2 " apresentam uma composição intermédia entre os conjuntos atrás referidos.

Pelo contrário, nos substratos artificiais (figura 49-4) as diferenças são mínimas, o que parece comprovar que, sob o ponto de vista trófico, há uma grande influência da natureza do substrato sobre as comunidades de macro-invertebrados aquáticos.

Apenas nas "Plantas 2 " se obteve uma abundância relativa de Limnívoros superior (65,9% relativamente aos restantes, estando essa abundância compreendida entre 25,3% no "Limo" e 43,2% no "Cascalho").

Comparativamente aos resultados obtidos com "surber", há a salientar a reduzida abundância relativa, nos substratos artificiais, dos Raspadores. Com efeito, este grupo funcional apresentou abundâncias relativas compreendidas entre 0 e 6,1%. Nos substratos naturais, embora também muito baixas na "Areia" (1,0%) e no "Limo" (4,1%), foram bastante mais elevadas nos restantes tipos de substrato: "Plantas 1" - 10,8%; "Blocos" - 14,7%; "Plantas 2" - 25,3% e "Cascalho" 26,7%.

Este aspecto poderá estar relacionado com o facto de os substratos artificiais terem sido introduzidos no meio aquático durante relativamente pouco tempo, não tendo havido oportunidade de se efectuar uma colonização prévia e necessária por parte do Perifiton.

### 4.4.8 - ANÁLISE ESTRUTURAL DAS COMUNIDADES NOS DIFERENTES TIPOS DE SUBSTRATO

Os grupos taxonómicos dominantes (abundância relativa igual ou superior a 5%) e sub-dominantes ($2\% \leqslant a.r. < 5\%$) dão-nos uma ideia, se bem que grosseira, das suas preferências por determinado tipo de micro-habitat (quadro 23).

Neste aspecto, é de salientar a grande homogeneidade da comunidade nos substratos artificiais. Nos substratos naturais, os resultados obtidos sugerem que PLECOPTERA e TRICHOPTERA têm preferência nítida pelos substratos duros ("Blocos" e "Cascalho") e ainda por "Plantas 1". O mesmo tipo de preferência é observado em ELMIDAE (COLEOPTERA), SIMULIIDAE (DIPTERA) e Polycelis (PLATHELMINTHES). Ancylus (MOLLUSCA) parece preferir exclusivamente substratos duros. Repare-se que a ausência deste grupo taxonómico nos substratos artificiais parece confirmar a hipótese anteriormente descrita que apontava para um tempo insuficiente de colonização por parte do perifiton de que estes animais se alimentam.

Naturalmente que CERATOPOGONIDAE (DIPTERA), LUMBRICULIDAE e TUBIFICIDAE (OLIGOCHAETA), todos Limnívoros, apresentam abundâncias relativas superiores nos substratos móveis ("Areia" e "Limo"). Pisidium (MOLLUSCA) e Micronecta (HEMIPTERA) preferem, também, o "Limo" como micro-habitat, facto que, atendendo ao que se conhece sobre a sua ecologia, é perfeitamente natural.

Em EPHEMEROPTERA, as preferências são de vária ordem. Assim, Baetis e Habrophlebia aparecem com maior abundância relativa em "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1" enquanto que Caenis domina na "Areia". A importância dos Macrófitos para este grupo é confirmada pela presença, neste substrato ("Plantas 2"), de Baetis, Caenis e Cloeon, sendo este exclusivo, conjuntamente com Coenagrion (ODONATA).

De notar que CHIRONOMIDAE (DIPTERA), NAIDIDAE (OLIGOCHAETA) e HYDRACARINA apresentam uma distribuição igualmente abundante nos diferentes grupos de substratos.

Quadro 23 - Abundância relativa dos grupos taxonómicos nos diferentes tipos de substrato. D - Dominantes (A ⩾ 5%); SD - Sub-dominantes (2 ⩽ A < 5%).

| GRUPOS TAXONÓMICOS | | SUBSTRATOS NATURAIS ("Surber") | | | | | | SUBSTRATOS ARTIFICIAIS | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | BLOCOS | PLANTAS 1 | AREIA | LIMO | CASCALHO | PLANTAS 2 | (LIMO) A | (PLANTAS 2) B | (CASCALHO) C | (BLOCOS) D | (AREIA) E | (PLANTAS 1) F |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | SD | SD | - | - | SD | - | SD | - | D | D | SD | SD |
| | Nemoura | - | - | - | - | - | - | SD | - | D | D | SD | SD |
| TRICHOPTERA: | Philopotamidae | D | SD | - | - | D | - | - | - | - | D | - | SD |
| | Hydropsychidae | D | - | - | - | SD | - | - | - | - | SD | - | - |
| | Sericostomatidae | D | D | - | - | D | - | D | - | SD | SD | SD | SD |
| | Hydroptilidae | SD | D | - | - | SD | D | D | D | D | D | D | D |
| | Helicopsychidae | - | - | - | - | D | - | - | - | - | - | - | - |
| | Limnephilidae | - | - | - | - | - | - | SD | - | - | - | - | - |
| EPHEMEROPTERA: | Baetis | D | SD | - | - | SD | D | - | - | - | SD | - | - |
| | Habrophlebia | SD | SD | - | - | D | - | SD | - | - | - | - | SD |
| | Caenis | - | - | SD | - | - | D | SD | SD | - | - | - | - |
| | Cloeon | - | - | - | - | - | D | - | - | - | - | - | - |
| COLEOPTERA: | Elmidae | SD | SD | - | - | SD | - | - | - | - | - | - | - |
| | Hydraenidae | - | - | - | - | - | - | - | - | SD | - | - | - |
| HEMIPTERA: | Micronecta | - | - | - | SD | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ODONATA: | Coenagrion | - | - | - | - | - | SD | D | - | - | - | - | - |
| | Erythromma | - | - | - | - | - | - | SD | - | - | - | - | - |
| | Agrion | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | SD | - |
| DIPTERA: | Chironomidae | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D | D |
| | Simuliidae | SD | D | - | - | - | SD | - | - | - | - | - | - |
| | Athericidae | - | - | SD | - | - | - | - | - | - | - | - | SD |
| | Ceratopogonidae | - | - | - | SD | - | - | SD | - | - | - | - | - |
| HYDRACARINA: | Hydracarina | D | SD | - | SD | SD | - | - | - | D | D | SD | SD |
| MOLLUSCA: | Pisidium | - | - | - | SD | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Ancylus | - | - | - | - | SD | - | - | - | - | - | - | - |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | SD | SD | - | - | SD | - | - | - | - | D | - | - |
| | Dugesia | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | SD | SD |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | - | SD | - | - | - | - | - | SD | - | - | - | - |
| OLIGOCHAETA: | Naididae | SD | - | - | SD | - | D | D | D | D | D | D | D |
| | Lumbriculidae | SD | - | D | D | SD | D | - | - | - | - | - | - |
| | Tubificidae | - | - | D | D | - | - | - | - | - | - | - | - |

O estudo da estrutura das comunidades, realizada pela análise em componentes principais mostrou-nos que, nas duas primeiras campanhas de amostragem realizadas em substratos naturais (figuras 50-a e b) há uma individualização muitíssimo bem marcada de dois tipos de grupos de substratos.

Num grupo, com valores baixos da componente 1, encontram-se as amostras obtidas em "Areia", "Limo" e "Plantas 2". No segundo grupo, com valores elevados da mesma componente, encontram-se as amostras provenientes de "Blocos", "Cascalho" e "Plantas 1".

Repare-se que, no primeiro grupo, há ainda uma sub-divisão ao longo da componente 2. As amostras provenientes de "Limo" apresentam sempre valores elevados desta componente enquanto que em "Plantas 2" eles são reduzidos.

A ordenação dos vectores próprios que representam os grupos taxonómicos indicam, claramente, a estrutura dos grupos de amostras.

Na figura 51-a representa-se o resultado da ordenação das amostras obtidas nas duas campanhas. Os dois grupos referidos mantêm a sua individualização, o que nos permite confirmar a semelhança entre as duas épocas de amostragem.

A partir desta análise é ainda possível estabelecer os conjuntos de grupos taxonómicos que melhor caracterizam as estações que se encontram indicadas no quadro 24.

Os resultados obtidos com substratos artificiais são muito semelhantes aos obtidos em substratos naturais (figura 51-b).

Com valores baixos da componente 1 encontram-se os substratos colocados sobre "Plantas 2" e "Limo". Com valores elevados dessa componente há a considerar os substratos artificiais colocados sobre "Blocos" e "Cascalho", estes com valores também elevados da componente 2, e "Plantas", que, por sua vez, apresenta valores baixos da componente 2.

Como se pode verificar, a grande diferença reside na situação dos

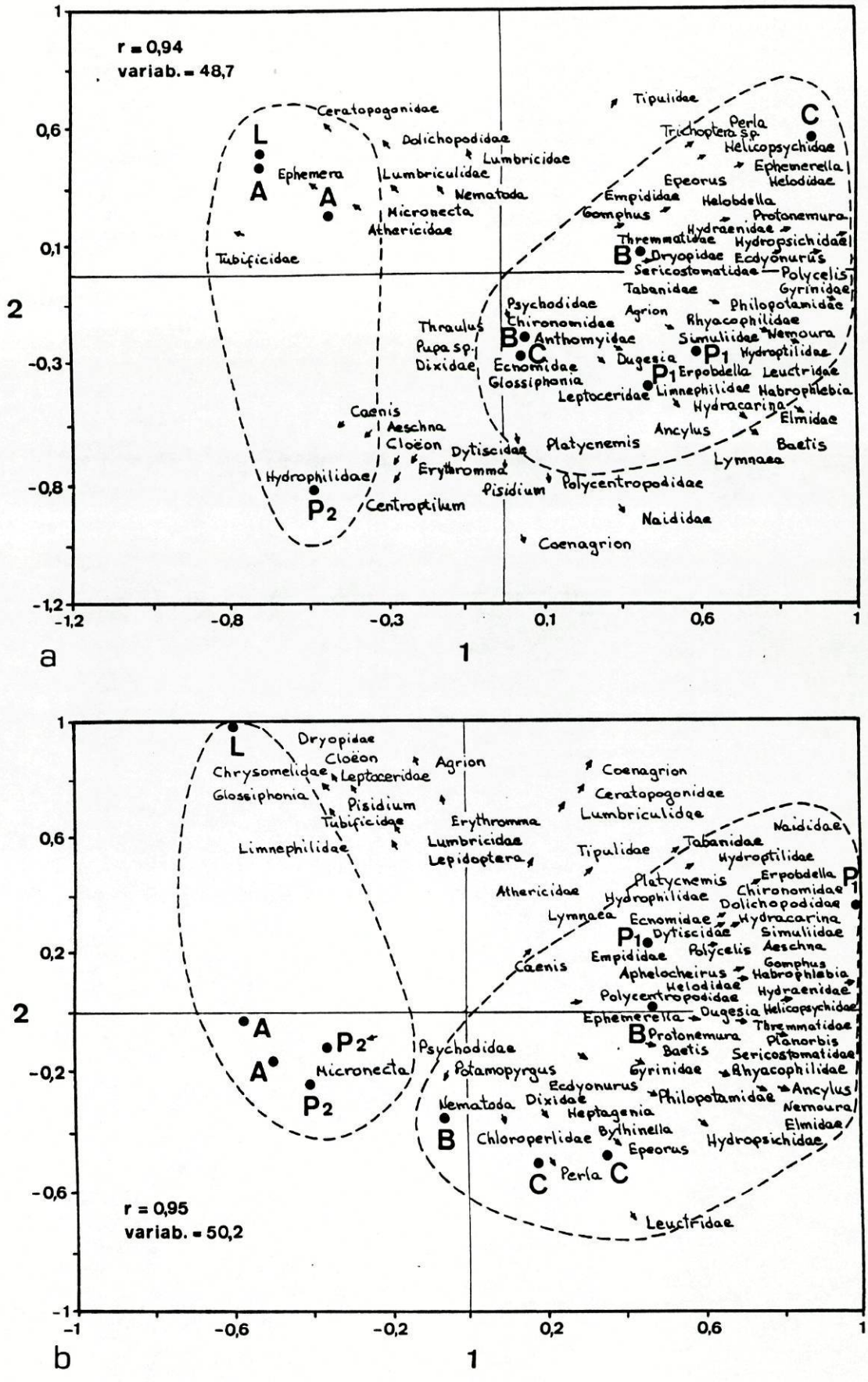



Figura 50 - Resultado da análise em componentes principais realizada com as amostras obtidas com "surber" em diferentes substratos naturais. a - 1ª campanha (17/11/86); b - 2ª campanha (9/11/87).

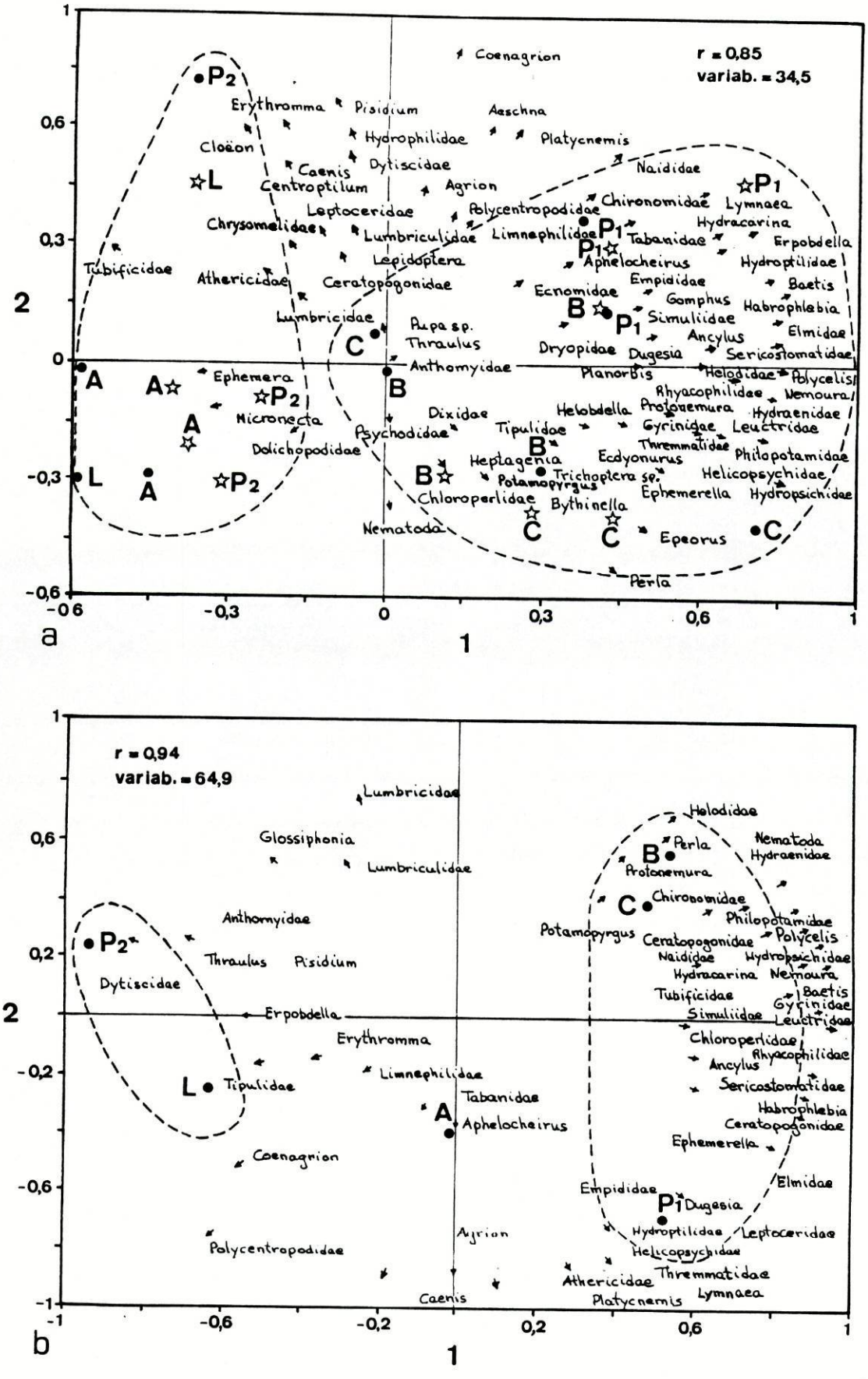



Figura 51 - Resultado da análise em componentes principais. a - amostras obtidas com "surber" nas duas épocas de amostragem; b - amostras obtidas com substratos artificiais. ● - 17/11/86; ☆ - 9/11/87.

Quadro 24 - Grupos taxonómicos característicos dos diferentes tipos de substratos naturais (amostras obtidas com "surber").

* - Com grande afinidade por "Plantas 1 e 2".

| BLOCOS-CASCALHO | | PLANTAS 1 | INDIFERENTES | AREIA-LIMO-PLANTAS 2 |
|---|---|---|---|---|
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | | |
| | Perla | | | |
| | Chloroperlidae | | | |
| | Protonemura | | | |
| | Nemoura | | | |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | Ecnomidae | Polycentropodidae* | Leptoceridae |
| | Rhyacophilidae | Hydroptilidae | Lymnephilidae* | |
| | Thremmatidae | | | |
| | Helicopsychidae | | | |
| | Hydropsichidae | | | |
| | Philopotamidae | | | |
| | Trichoptera sp. | | | |
| EPHEMEROPTERA: | Epeorus | Habrophlebia | | Cloeon |
| | Ecdyonurus | Baetis | | Caenis |
| | Ephemerella | | | Centroptilum |
| | Heptagenia | | | Ephemera |
| ODONATA: | | Gomphus | Coenagrion* | Erythromma |
| | | | Agrion* | |
| | | | Aeschna* | |
| COLEOPTERA: | Dryopidae | Elmidae | Platycnemis* | Hydroptilidae |
| | Helodidae | | | Dytiscidae |
| | Hydraenidae | | | Chrysomelidae |
| | Gyrinidae | | | |
| DIPTERA: | Tipulidae | Chironomidae | Psychodidae | Dolychopodidae |
| | Dixidae | Tabanidae | | Athericidae |
| | | Empididae | | Ceratopogonidae |
| | | Simuliidae | | |
| HEMIPTERA: | | Aphelocheirus | | Micronecta |
| MOLLUSCA: | Potamopyrgus | Lymnaea | | Pisidium |
| | Bythinella | | | |
| | Planorbis | | | |
| | Ancylus | | | |
| HIRUDINEA: | Helobdella | Erpobdella | | Glossiphonia |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | | | |
| | Dugesia | | | |
| OLIGOCHAETA: | | Naididae | | Tubificidae |
| | | | | Lumbricidae |
| | | | | Lumbriculidae |
| OUTROS | | HYDRACARINA | NEMATODA | LEPIDOPTERA |

substratos artificiais colocados sobre "Areia" que, por se encontrarem muito próximo da origem não revelam a presença de grupos taxonómicos característicos.

O conjunto de grupos taxonómicos que caracterizam as restantes amostras são, naturalmente, muito semelhantes aos obtidos com substratos naturais (quadro 25).

Repare-se que, quer no caso dos substratos artificiais, quer no dos substratos naturais, os grupos taxonómicos associados aos meios de erosão ("Blocos" e "Cascalho") são, na sua quase totalidade, reófilos. Nos meios de sedimentação ("Areia" e "Limo") dominam os limnófilos , enquanto que nos macrófitos se encontra uma fauna mista.

Finalmente, calculou-se a semelhança entre as comunidades obtidas com diferentes métodos de amostragem, que é, a nosso ver, imprescindível pois, caso se encontrem diferenças assinaláveis, nomeadamente entre as amostras obtidas em substratos naturais e em substratos artificiais, não poderiam extrair-se conclusões válidas no que diz respeito à preferência dos macro-invertebrados pelos diferentes tipos de micro-habitats.

Para isso, procedemos à realização de uma análise em coordenadas principais de amostras obtidas na estação nº 21 com "surber" (6 amostras), substratos artificiais (4 amostras) e rede de mão (4 amostras). Neste último caso teve-se o cuidado de seleccionar quatro amostras obtidas em épocas do ano semelhantes às obtidas com os restantes métodos. Assim, duas foram obtidas no Inverno (1985 e 1986) e duas no Outono dos mesmos anos.

Uma vez que se trata de métodos de amostragem muito diferentes, as amostras foram caracterizadas pela presença ou ausência de grupos taxonómicos. Portanto, a análise realizada foi qualitativa.

Na figura 52, apresenta-se o resultado obtido, o qual indica não haver diferenças estruturais entre as amostras obtidas com "surber" nos substratos naturais, e substratos artificiais. Pelo contrário, as amostras obtidas com rede

Quadro 25 - Grupos taxonómicos característicos dos diferentes tipos de substratos (amostras obtidas com substratos artificiais).

| PLANTAS 2 - LIMO | | PLANTAS 1 | CASCALHO - BLOCOS |
|---|---|---|---|
| PLECOPTERA: | | | Protonemura<br>Perla<br>Nemoura<br>Leuctridae<br>Chloroperlidae |
| TRICHOPTERA: | Limnephilidae<br>Polycentropodidae | Hydroptilidae<br>Leptoceridae<br>Helicopsychidae<br>Thremmatidae | Philopotamidae<br>Hydropsychidae<br>Rhyacophilidae<br>Sericostomatidae |
| EPHEMEROPTERA: | Thraulus | Caenis | Baetis<br>Habrophlebia<br>Ephemerella |
| ODONATA: | Coenagrion<br>Erythromma | Agrion<br>Platycnemis | |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | Helodidae<br>Elmidae<br>Hydraenidae<br>Gyrinidae |
| DIPTERA: | Anthomyiidae<br>Tipulidae | Athericidae<br>Empididae<br>Tabanidae | Simuliidae<br>Chironomidae<br>Ceratopogonidae |
| HIRUDINEA: | Glossiphonia | | |
| MOLLUSCA: | Pisidium | Lymnaea | Ancylus<br>Potamopyrgus |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae<br>Lumbriculidae | | Tubificidae<br>Naididae |
| PLATHELMINTHES: | | Duguesia | Polycelis |
| HEMIPTERA: | | Aphelocheirus | |
| NEMATODA: | | | + |
| HYDRACARINA: | | | + |

de mão apresentam uma maior dispersão, não havendo uma tão grande coincidência, no que diz respeito aos grupos taxonómicos que as constituem, com os restantes tipos de métodos de amostragem.

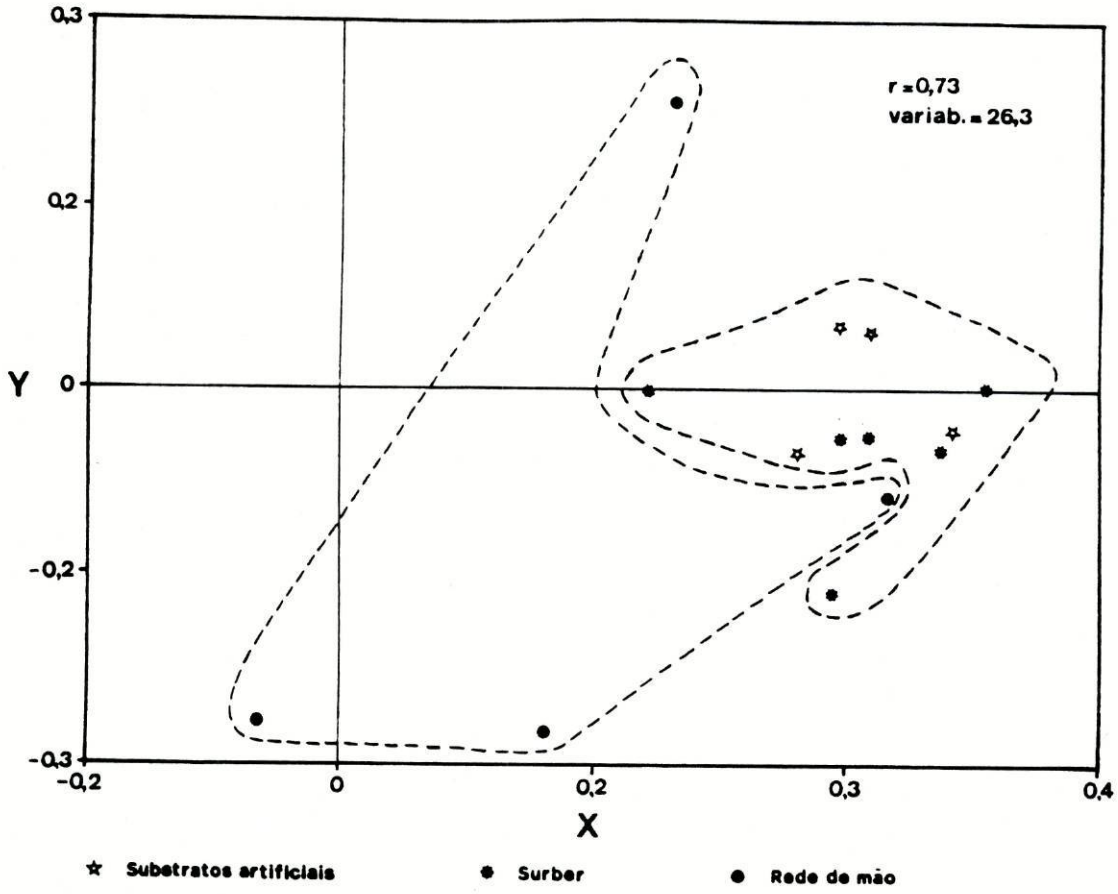



Figura 52 - Ordenação no plano das coordenadas principais das amostras obtidas com diferentes métodos de amostragem.

## 4.5 - INFLUÊNCIA DA VELOCIDADE DE CORRENTE NAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

### 4.5.1 - INTRODUÇÃO

A velocidade de corrente é um factor de extrema importância na micro-distribuição das espécies aquáticas.

AMBÜHL (1959) estudou separadamente as propriedades físicas deste

factor e os seus efeitos sobre algumas espécies de macro-invertebrados, quer do ponto de vista ecológico quer fisiológico. Este autor verificou que muitas espécies evitam locais de corrente elevada, como é o caso de Ephemerella ignita, enquanto que outras, tais como Rhyacophila nubila, Baetis sp. e Rhitrogena sp., estão perfeitamente adaptadas a esses locais. Outras ainda, tais como Ecdyonurus venosus e Hydropsyche angustipennis parece serem indiferentes.

ZIMMERMANN (1961) confirmou algumas destas conclusões e verificou ainda que o efeito dos poluentes era diferente conforme a velocidade da corrente.

No entanto, conforme o primeiro destes autores acentua, os resultados então obtidos devem ser tomados com precaução e considerados como uma primeira abordagem do problema, não constituindo senão sugestões para investigações futuras.

De então para cá, o efeito da velocidade da corrente sobre os macro-invertebrados aquáticos tem sido abordado por vários autores, dos quais são de salientar HAWKES (1976), RABENI e MINSHALL (1977) e KOEHL (1984).

Foram também realizados numerosos estudos comparativos entre as comunidades de macro-invertebrados presentes em locais de facies lêntico e lótico (LOGAN e BROOKER, 1983, PRIDMORE e ROPER, 1985 e McCULLOCH, 1986) que realçaram a importância deste factor em estudos de biotipologia e, nomeadamente, na teoria do "River Continuum Concept" (STATZNER e HIGLER, 1985).

As flutuações de caudal e velocidade de corrente, quer provocadas por causas naturais tais como cheias (REICE, 1984a; WRIGHT et al., 1984b; MOLLES, 1985 e CELLOT e BOURNAUD, 1986) quer por causas artificiais tais como a canalização de cursos de água (DAMIANI, 1988) ou empreendimentos hidroeléctricos (WARD, 1976; CHAMPEAU et al., 1982; GASCHIGNARD, 1984; MOREAU e PLANAS, 1984; WARD e STANFORD, 1984a e GASCHIGNARD e BERLY, 1986) são, naturalmente, responsáveis por alterações nas comunidades de macro-invertebrados.

Sendo assim, tornava-se imprescindível o estudo do comportamento das

comunidades de macro-invertebrados em função da velocidade da corrente, por forma a melhor compreender o impacte causado pelos empreendimentos hidroeléctricos da bacia hidrográfica do rio Cávado.

Na impossibilidade de encontrar na Natureza um local em que a velocidade da corrente fosse o único factor a variar houve necessidade de imaginar um protocolo experimental capaz de permitir a concretização do referido estudo.

Para isso construiu-se um sistema experimental de acordo com o descrito por SÉRODES et al. (1984) embora haja outros, tais como os descritos por RUSSEL et al., 1981; SELBY et al., 1985 e WILLIAMS, 1986. No entanto os problemas surgidos com a sua implantação e control levaram-nos a abandoná-lo.

Foi então aproveitado um sistema de canais utilizado para a captação de água do ribeiro de Ramalhoso (da bacia hidrográfica do rio Tâmega) para o Posto Aquícola do Torno - Serra do Marão em Amarante.

Refira-se que canais experimentais de características análogas foram já utilizados com exito por ARTHUR et al. (1982) e GHETTI e RAVANETTI (1983).

Neste sistema experimental foram seleccionados nove pontos indicados na figura 53, nos quais, após a caracterização física e química, se procedeu à amostragem com substratos artificiais das comunidades de macro-invertebrados. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, em 27.11.86 e 8.1.87. Na segunda campanha o ponto 9 substitui o ponto 7 da primeira campanha.

### 4.5.2 - CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DOS CANAIS DO POSTO AQUÍCOLA DO TORNO

As características hidrológicas dos canais de condução de água para o Posto Aquícola do Torno, foram avaliadas nos dias 1.11.86, 27.11.86, 18.12.86 e 8.01.87. No quadro 26 encontram-se representados os respectivos valores médios.

A análise multivariável em componentes principais, para a qual foram utilizados os valores médios, máximos e mínimos, (figura 54) evidencia a formação

de quatro grupos.

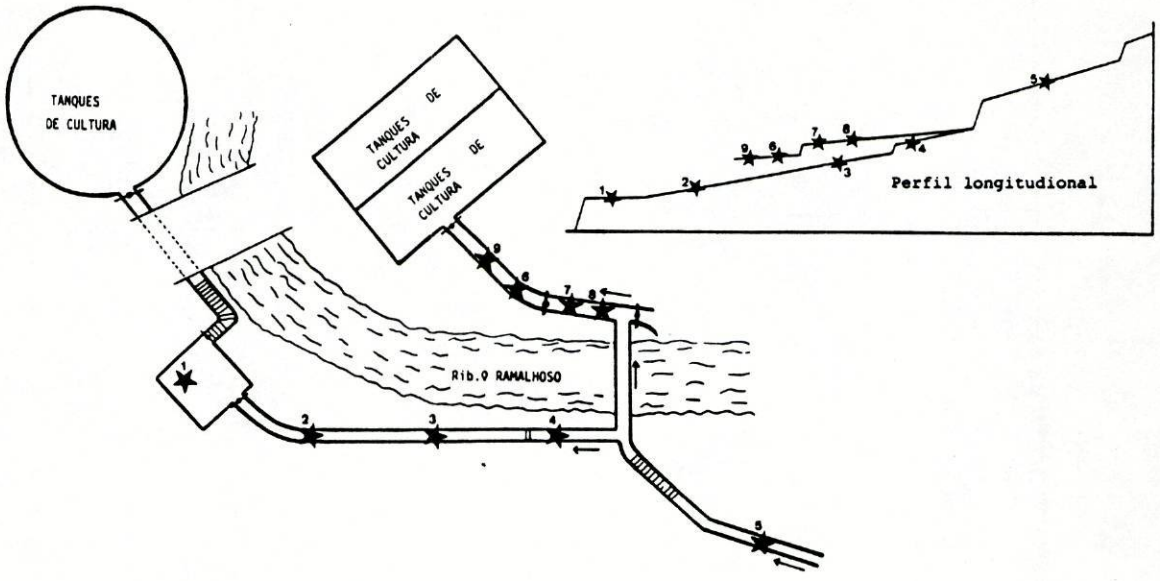



Figura 53 - Localização dos pontos de amostragem nos canais de condução de água para o posto aquícola do Torno-Amarante.
Nota: o esquema não respeita a escala real.

O ponto 1, com valores muito baixos da componente 1, é caracterizado, relativamente aos restantes, por maior profundidade e largura. Numa posição muito próxima da origem encontram-se dois grupos. Um, constituído pelos pontos 6,7,8 e 9, e outro, pelos pontos 2, 3 e 4. Este último, mais próximo do ponto 5, nitidamente destacado, é como ele caracterizado por um maior declive, caudal e velocidade de corrente.

Nesta ordenação é bem evidente o gradiente ao longo da componente um, que se pode atribuir à velocidade da corrente que é função do declive e responsável pela variabilidade do caudal.

Com base nas características hidrológicas, foram calculados alguns parâmetros hidráulicos que, segundo STATZNER e HIGLER (1985 e 1986) assumem uma importância capital na micro-distribuição dos macro-invertebrados aquáticos.

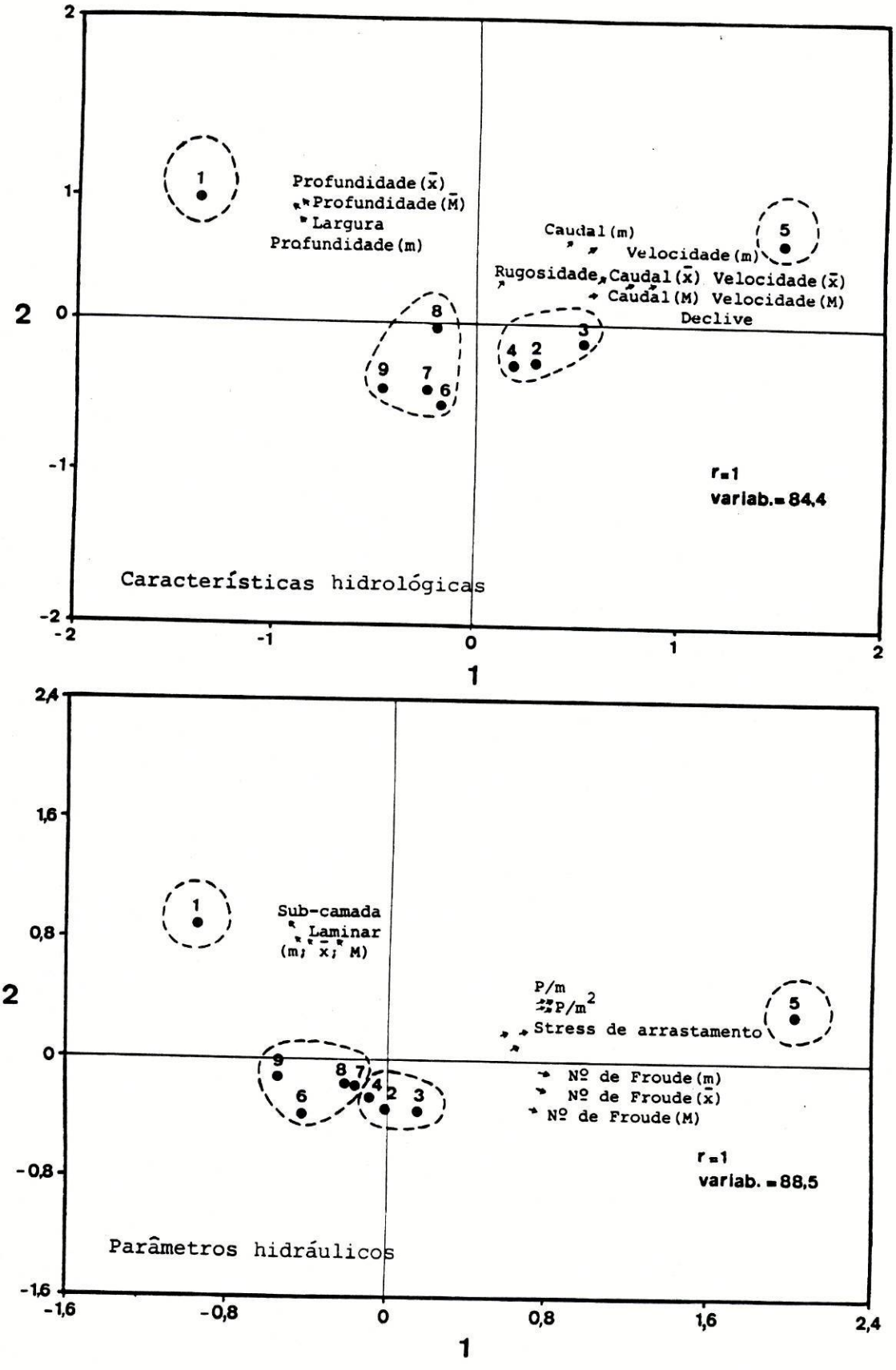



Figura 54 - Distribuição dos pontos de amostragem e representação dos vectores próprios (características hidrológicas e parâmetros hidráulicos) no plano das duas primeiras componentes principais.

O valor médio destes parâmetros, calculados em 27.11.86, 18.12.86 e 8.01.87, encontra-se representado no quadro 27.

A análise em componentes principais, realizada nos mesmos moldes da anterior, revelou, naturalmente, uma disposição dos pontos de amostragem semelhante à realizada com as características hidrológicas (figura 54).

Voltam a evidenciar-se os pontos 1 e 5, o primeiro caracterizado por valores elevados da sub-camada laminar enquanto que, no ponto 5, são os restantes parâmetros que apresentam valores elevados. Da mesma forma os pontos 6,7,8 e 9, por um lado, e 2, 3 e 4, por outro, constituem dois grupos mais próximos da origem, portanto numa posição intermédia indicativa de que a variabilidade dos parâmetros hidráulicos é menor e mais semelhante relativamente aos pontos 1 e 5.

Algumas outras variáveis físicas e nomeadamente químicas foram ainda determinadas. Os resultados representados no quadro 28 mostram, claramente, que não existem diferenças consideráveis nos diferentes locais estudados. Assim é muito pouco provável que as pequenas variações detectadas possam ter alguma influência na micro-distribuição das comunidades de macro-invertebrados.

### 4.5.3 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

#### 4.5.3.1 - PARÂMETROS ESTRUTURAIS DAS COMUNIDADES

Os valores médios dos parâmetros estruturais das comunidades de macro-invertebrados colhidos nos canais de condução de água para o Posto Aquícola do Torno, isto é, o número de taxa, de indivíduos, índice de diversidade, regularidade e índice biótico, foram representados graficamente por ponto de amostragem em função da velocidade da corrente (figura 55).

Os resultados mostram que, quer o número de taxa quer o número de indivíduos aumentam com a velocidade da corrente. No entanto, no ponto 5, em que a velocidade da corrente é muito forte, nota-se uma ligeira quebra nestes valores.

Quadro 26 - Características hidrológicas dos canais de condução de água para o Posto Aquícola do Torno. Valores médios de quatro determinações.
* - A rugosidade foi quantificada segundo HYNES (1970), 0,9 para fundos lisos e 0,8 para fundos rugosos.

| Ponto | Largura (m) | Prof. (m) | Declive (m/m) | Vel. da corrente (m/s) | Caudal (m3/s) | Rugosidade* | Densidade ($kg/m^3$) | Viscosidade cinemática ($m2/sx10^{-3}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 1,80 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 2 | 0,58 | 0,07 | 0,05 | 1,17 | 0,06 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 3 | 0,58 | 0,08 | 0,05 | 1,83 | 0,07 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 4 | 0,58 | 0,09 | 0,05 | 0,95 | 0,05 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 5 | 0,46 | 0,11 | 0,13 | 2,80 | 0,17 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 6 | 0,50 | 0,04 | 0,01 | 0,59 | 0,02 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |
| 7 | 0,50 | 0,40 | 0,02 | 0,24 | 0,06 | 0,8 | 1,004 | 0,144 |
| 8 | 0,56 | 0,36 | 0,02 | 0,24 | 0,09 | 0,8 | 1,004 | 0,144 |
| 9 | 0,60 | 0,20 | 0,01 | 0,20 | 0,01 | 0,9 | 1,004 | 0,144 |

Quadro 27 - Valores médios dos parâmetros hidráulicos nos canais de condução de água para o Posto Aquícola do Torno.

| Ponto | Força por unidade de comprimento P/m (W/m) | Força por unidade de área P/m2 (W/m2) | Stress de arrastamento $\tau_o$ (N/m2) | Turbulência N.º de Froude | Espessura da sub-camada laminar $d'$ (m) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 2 | 0,027 | 0,047 | 0,034 | 1,432 | $0,210x10^{-3}$ |
| 3 | 0,035 | 0,061 | 0,036 | 2,087 | $0,097x10^{-3}$ |
| 4 | 0,023 | 0,040 | 0,042 | 0,871 | $0,676x10^{-3}$ |
| 5 | 0,227 | 0,477 | 0,149 | 2,655 | $0,611x10^{-3}$ |
| 6 | 0,003 | 0,006 | 0,05 | 1,077 | $2,427x10^{-3}$ |
| 7 | 0,013 | 0,026 | 0,079 | 0,219 | $25,750x10^{-3}$ |
| 8 | 0,020 | 0,036 | 0,069 | 0,265 | $21,708x10^{-3}$ |
| 9 | 0,001 | 0,002 | 0,020 | 0,202 | $151,353x10^{-3}$ |

Quadro 28 - Características físicas e químicas da água nos canais de condução da água para o Posto Aquícola do Torno-Amarante.

| | PONTO 1 | | | | PONTO 3 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 27/11/86 | 18/12/86 | 08/01/87 | $\bar{X}$ | 27/11/86 | 18/12/86 | 08/01/87 | $\bar{X}$ |
| Temperatura (°C) | 8 | 6 | 9 | 7,7 | 9 | 6 | 7 | 7,3 |
| pH | 6,4 | 7,8 | 6,4 | 6,9 | 7,7 | 7,8 | 7,55 | 7,7 |
| Condutividade | 20 | 25 | 20 | 21,7 | 20 | 27 | 17 | 21,3 |
| Dureza (ppm CaCO3) | 9 | 9 | 6 | 8 | 9 | 6 | 7 | 7,3 |
| Alcalinidade (mg/l) (bicarbonatos) | 60 | 60 | 70 | 63,3 | 40 | 40 | 80 | 53,3 |
| Oxigénio (mg/l) | 12,29 | 14,44 | 11,54 | 12,76 | 12,66 | 14,15 | 11,16 | 12,66 |
| Saturação (O2 - %) | 120 | 104 | 100 | 108 | 122 | 102 | 92 | 105 |
| CBO5 (mg/l) | 2,59 | 1,34 | - | 1,97 | 2,21 | 0,72 | - | 1,47 |
| N-NH4 (mg/l) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| N-NO3 (µgat/l) | 20,0 | 88,8 | 45,1 | 51,3 | 11,1 | 91,9 | 37,9 | 47,0 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,90 | 0,02 | 0,02 | 0,31 | 0,36 | 0 | 0,04 | 0,18 |
| P-PO4 (µgat/l) | 0 | 0 | 14,1 | 4,7 | 0 | 0 | 25,5 | 8,5 |
| SiO3 (mg/l) | 1,33 | 1,20 | 1,56 | 1,36 | 1,64 | 1,24 | 1,82 | 1,57 |

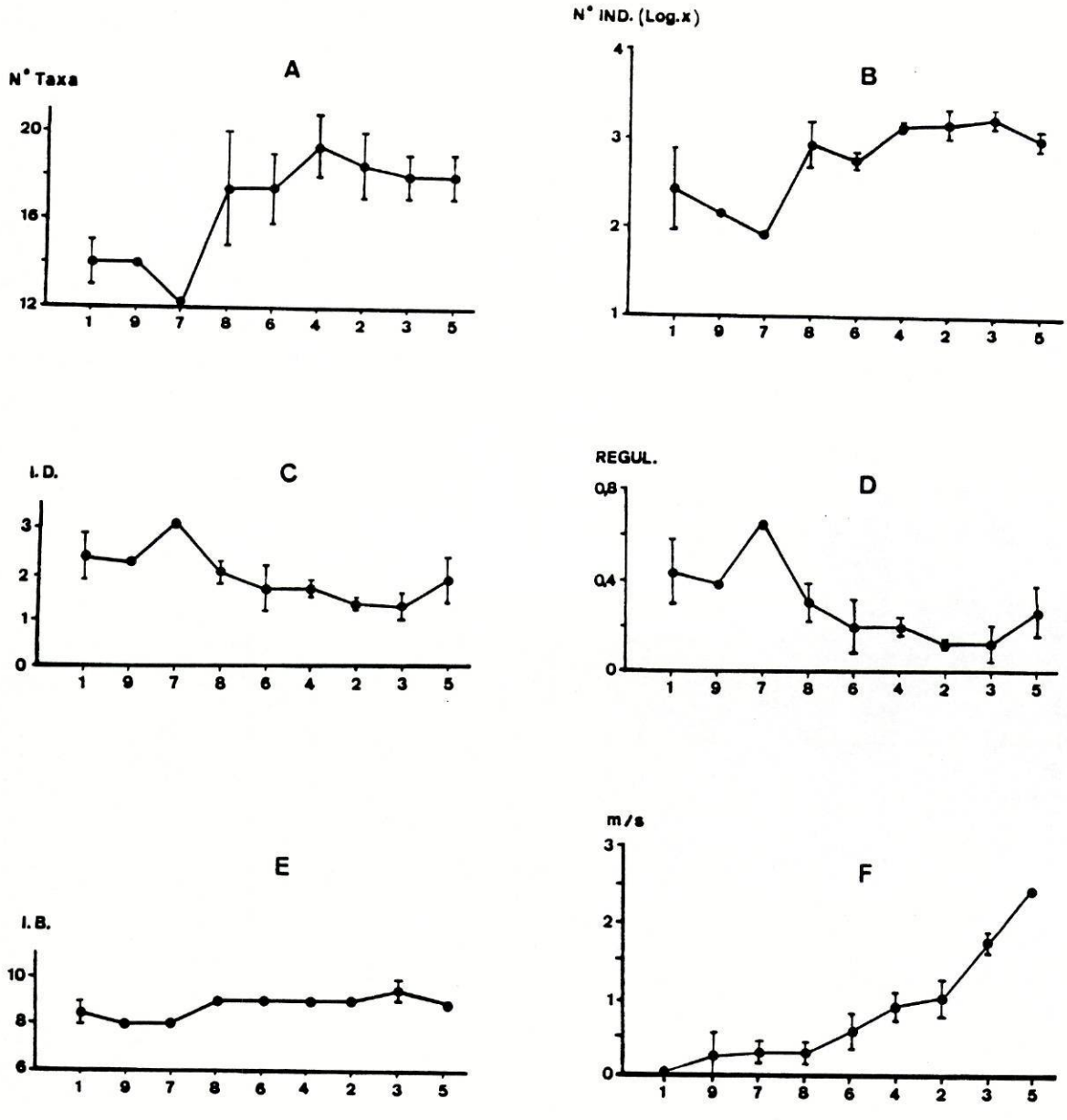



Figura 55 - Evolução do número de taxa (A); número de indivíduos (B); índice de diversidade (C); regularidade (D); índice biótico (E) e velocidade de corrente (F) nos diferentes pontos de amostragem.

A diversidade e a regularidade, pelo contrário, apresentam os valores mais altos em pontos de velocidade de corrente mais fraca. Repare-se que, também neste caso, no ponto 5, se inverte a tendência geral que, para estes parâmetros se traduz num ligeiro aumento.

O índice biótico varia entre 8 e 9; somente no ponto 3 e na segunda campanha se obteve um IB = 10, portanto valores sempre muito semelhantes. Pela análise do gráfico que representa este parâmetro verifica-se, mesmo assim, que os valores mais elevados se encontram também nos pontos de maior velocidade de corrente.

Estes resultados sugerem que nos locais de correntes mais elevadas as comunidades são mais ricas quer em número de taxa quer em número de individuos, o que se reflete também por valores ligeiramente mais elevados de índice biótico. No entanto, é nos locais de menor velocidade de corrente que as comunidades de macro-invertebrados são mais estáveis, com uma maior equidistribuição dos indivíduos pelos diferentes grupos.

No quadro 29, representam-se os resultados da correlação entre as diferentes características hidrológicas e parâmetros hidráulicos com os parâmetros estruturais da comunidade. Verifica-se que todos os parâmetros estruturais apresentam correlações significativas com a turbulência e com a velocidade de corrente e altamente significativas com a espessura da sub-camada laminar. Uma vez que, quer o número de Froude, quer a espessura da sub-camada laminar são altamente dependentes da velocidade da corrente, parece lógico deduzir que, com efeito, este factor exerce uma influência decisiva sobre as comunidades de macro-invertebrados aquáticos.

#### 4.5.3.2 - ANÁLISE ESTRUTURAL DAS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

No intuito de conhecer quais os grupos taxonómicos que melhor caracterizam os diferentes pontos de amostragem e que, consequentemente, apresentam

Quadro 29 - Correlações entre os parâmetros estruturais da comunidade e algumas características do meio ("Spearman Rank Correlation").

| | N.º Froude | "Stress" de arrastamento | P/m | P/m2 | Sub-camada laminar | Velocidade da corrente | Caudal | Declive | Largura | Profundidade |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Índice de diversidade | -0,78* | 0,1 | -0,61 | -0,61 | -0,88** | -0,76* | -0,29 | -0,48 | 0,18 | 0,85** |
| Regularidade | -0,76* | 0,08 | -0,63 | -0,63 | -0,88** | -0,76* | -0,28 | -0,51 | 0,14 | 0,86** |
| N.º indivíduos | -0,71* | 0,1 | 0,72* | 0,72* | 0,85** | 0,73* | 0,46 | 0,65 | 0,37 | -0,57 |
| Grupos taxonómicos | 0,71* | 0,19 | 0,73* | 0,73* | 0,81** | 0,79* | 0,37 | 0,75* | 0,13 | -0,69* |
| Índice biótico | 0,81** | 0,21 | 0,74* | 0,74* | 0,86** | 0,81** | 0,58 | 0,64 | 0,27 | -0,46 |

** Correlação altamente significativa ($p < 1\%$)
* " significativa ($p < 5\%$)

maiores afinidades pelas várias gamas de velocidade de corrente, realizaram-se análises em componentes principais cujos resultados se representam nas figuras 56 e 57.

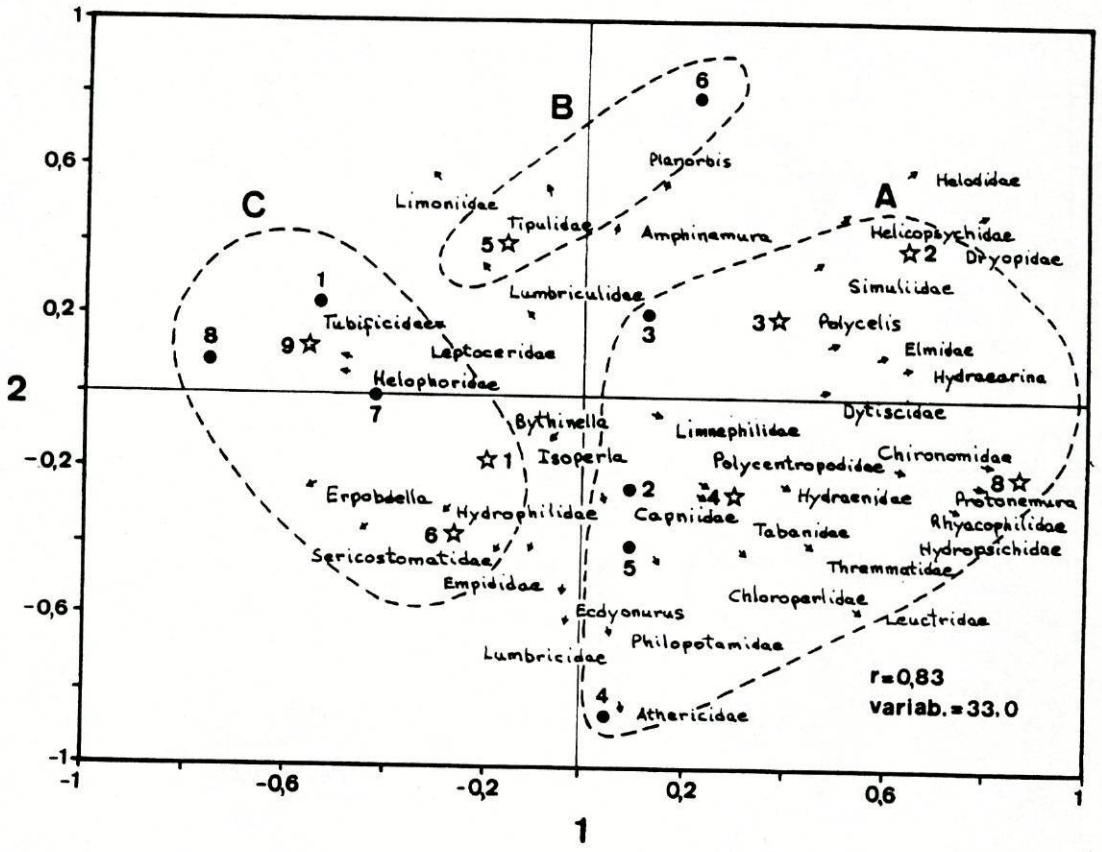



Figura 56 - Ordenação dos pontos de amostragem e representação dos grupos taxonómicos (vectores próprios) no plano das duas primeiras componentes principais.●-Primeira;☆-segunda campanha de amostragem.

Com os valores correspondentes às campanhas em conjunto (figura 56) foi possível estabalecer três conjuntos de pontos de amostragem caracterizados por outros tantos conjuntos de grupos taxonómicos.

O conjunto A compreende os pontos 2, 3 e 4 das duas campanhas, 5 da primeira e 8 da segunda, portanto os locais de velocidade de corrente forte ou muito forte.

Do conjunto B fazem parte o ponto 5 da segunda campanha e 6 da primeira

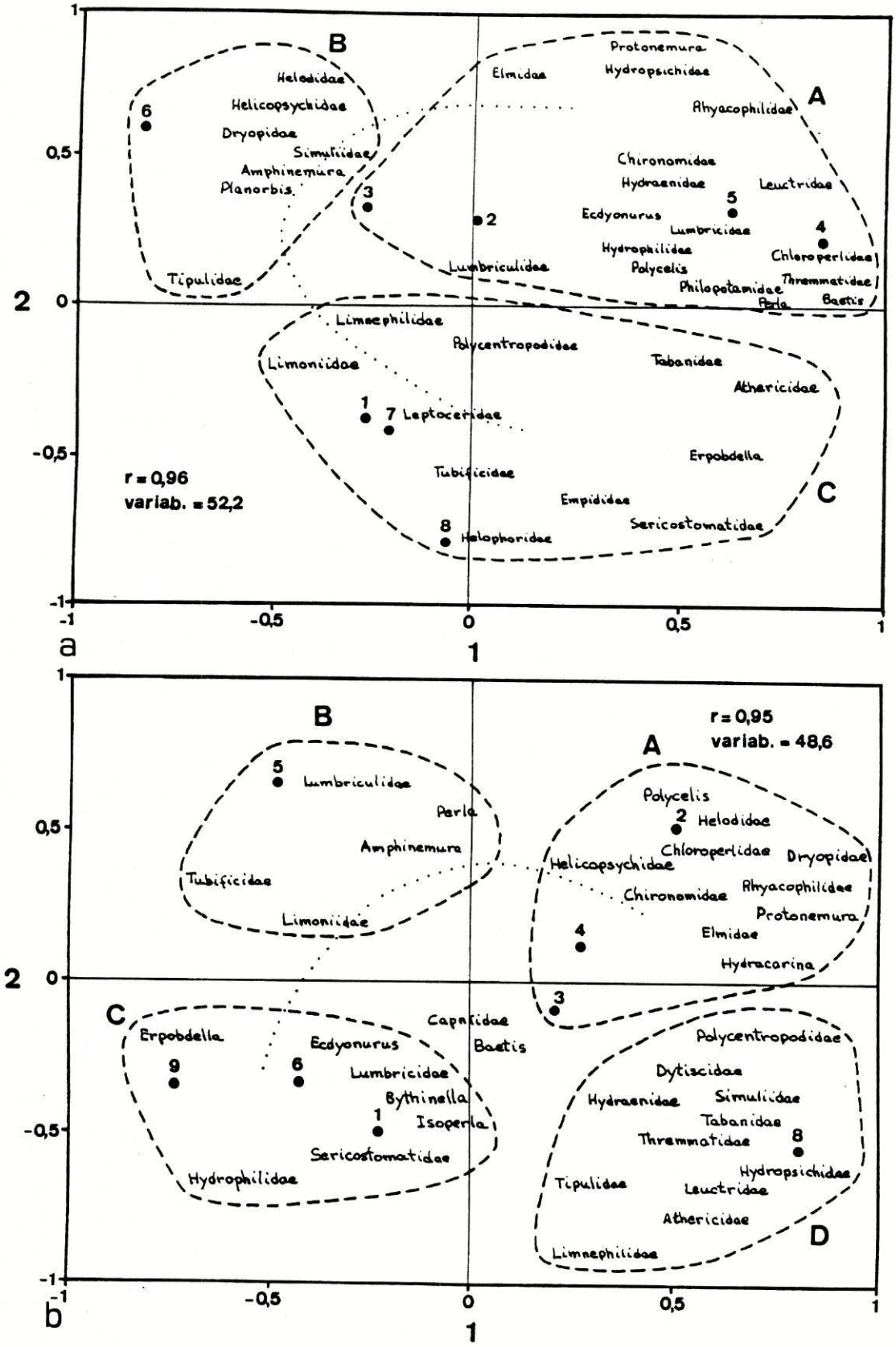



Figura 57 - Ordenação dos pontos de amostragem e representação dos grupos taxonómicos (vectores próprios) no plano das duas primeiras componentes principais. a - 1ª campanha (27/11/86); b - 2ª campanha (8/01/87)

campanha de amostragem. Estes pontos têm, respectivamente, velocidades de corrente muito forte e média. Considerando a existência de um gradiente ao longo da componente 1, este conjunto poderá ser considerado intermédio.

Finalmente, no conjunto C integram-se os pontos de amostragem de velocidade de corrente média-baixa, ou seja, os pontos 1 (primeira e segunda campanhas), 7, 9 e 6 (segunda campanha) e 8 (primeira campanha).

Repare-se que apenas os pontos de amostragem 5, 6 e 8 não estão incluídos no mesmo conjunto nas duas campanhas de amostragem.

Se para o ponto 6 esta alteração nos parece perfeitamente natural, para o ponto 5 a explicação poderá residir no facto de a velocidade de corrente ser aí muito forte tornando-se insuportável para muitos grupos adaptados mesmo a velocidades de corrente fortes.

Quanto à localização do ponto 8, pelo que nos foi dado observar no terreno, uma explicação plausível residirá no facto de o manuseamento da comporta que o precede poder ter provocado alterações na velocidade de corrente.

Estes resultados sugerem, contudo, que entre as duas campanhas de amostragem existe uma grande semelhança.

Para melhor compreender a estrutura das comunidades em cada ponto de amostragem, realizaram-se análises em componentes principais, separadamente para cada uma das campanhas.

Na primeira campanha de amostragem (figura 57-a) evidenciam-se três conjuntos de grupos taxonómicos. Ao conjunto A associam-se os pontos de maior velocidade de corrente, isto é. 2, 3. e nomeadamente 4 e 5.

O conjunto B, associado ao ponto 6, é característico de velocidades de corrente intermédias.

Os pontos de amostragem 1, 7 e 8, de menor velocidade de corrente, são caracterizados pelos grupos taxonómicos do conjunto C.

Deste modo pode deduzir-se um gradiente de acordo com a velocidade de

corrente e assinalado no esquema a ponteado.

Na segunda campanha de amostragem (figura 57-b) os resultados são semelhantes. As únicas excepções residem no ponto 5 que, neste caso, se associa ao conjunto intermédio B e ao ponto 8 que, como foi dito para a análise conjunta, aparece numa posição muito particular. Não se encontra incluído no gradiente referido sendo caracterizado por um conjunto específico de grupos taxonómicos D mas ainda influenciado pelos conjuntos de correntes fortes (A) e fracas (C).

O que acaba de se dizer parece ser confirmado pelos perfis estruturais da comunidade, realizados de acordo com DEPIEREUX et al. (1983), com os grupos taxonómicos mais abundantes.

A análise destes perfis (figura 58) demonstra a existência do referido, gradiente que apresenta numa extremidade os pontos 2, 3, 4 e 5 com os grupos taxonómicos colocados à esquerda, mais característicos de velocidades de corrente fortes, com valores nitidamente positivos ou seja superiores à média. O ponto 8, no qual quase todos os grupos taxonómicos estão bem representados, não se pode incluir no gradiente.

Com base nestes resultados elaborou-se uma lista de grupos taxonómicos que melhor caracterizam as diferentes velocidades de corrente (quadro 30).

De salientar que PLECOPTERA ocorre com maior número de grupos taxonómicos nas correntes fortes ou muito fortes. Perla, CHLOROPERLIDAE e Protonemura parecem exclusivas desta gama de velocidades de corrente enquanto que apenas Isoperla se encontra nas correntes mais fracas. LEUCTRIDAE e Amphinemura podem ser consideradas indiferentes sem, no entanto, apresentarem valor estrutural nas correntes nulas ou fracas.

Quanto a TRICHOPTERA verifica-se que o maior número de grupos taxonómicos é característico de correntes intermédias. SERICOSTOMATIDAE, LIMNEPHILIDAE e LEPTOCERIDAE associam-se a correntes fracas e intermédias. HELICOPSYCHIDAE e POLYCENTROPODIDAE a correntes intermédias e fortes. PHILOPOTAMIDAE e RHYACOPHILI-

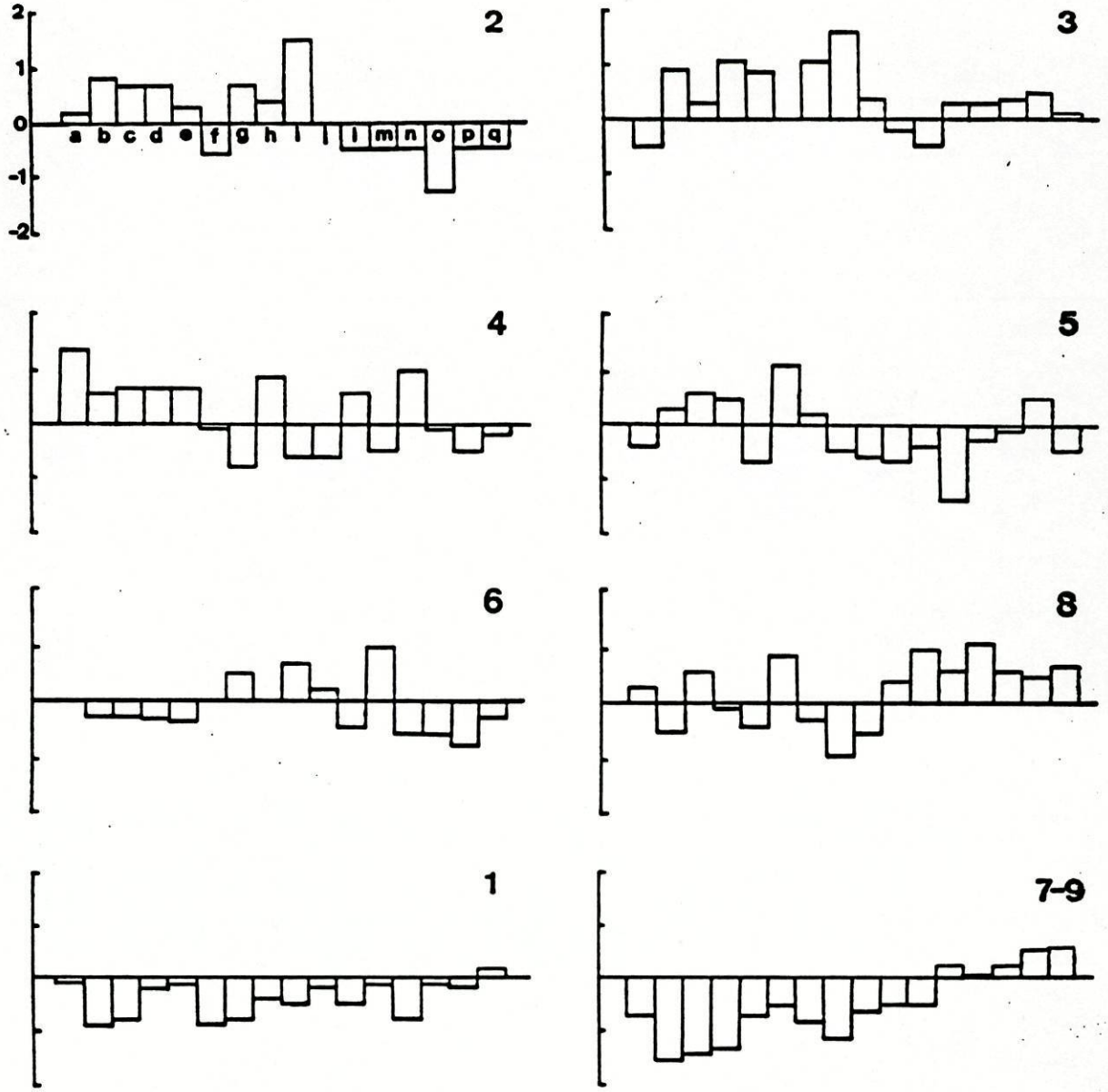



Figura 58 - Perfis médios da estrutura das comunidades nos diferentes pontos de amostragem.

a - Leuctridae; b - Protonemura; c - Chironomidae;
d - Rhyacophilidae; e - Hydropsychidae; f - Hydraenidae;
g - Helodidae; h - Elmidae; i - Helicopsychidae;
j - Limnephilidae; l - Tabanidae; m - Tipulidae;
n - Athericidae; o - Erpobdella; p - Tubificidae;
q - Sericostomatidae.

Quadro 30 - Comunidades típicas dos diferentes pontos de amostragem.

| | I<br>Ponto 5<br>( $\bar{x}$ - 2,8 m/s )<br>Vel. corrente<br>muito forte | II<br>Pontos 2, 3, 4<br>($\bar{x}$ - 0,95 a 1,83 m/s)<br>Vel. corrente<br>forte | III<br>Pontos 6, 8<br>($\bar{x}$ - 0,24 a 0,59 m/s)<br>Vel. corrente<br>intermédia | IV<br>Pontos 1, 7, 9<br>($\bar{x}$ - 0 a 0,24 m/s)<br>Vel. corrente<br>nula/fraca |
|---|---|---|---|---|
| **PLECOPTERA** | Perla<br>Chloroperlidae<br>Leuctridae<br>Protonemura<br>Amphinemura | Perla<br>Chloroperlidae<br>Protonemura<br>Leuctridae | Isoperla<br>Leuctridae<br>Amphinemura | Isoperla |
| **TRICHOPTERA** | Hydropsychidae<br>Rhyacophilidae<br>Thremmatidae<br>Philopotamidae | Hydropsychidae<br>Rhyacophilidae<br>Thremmatidae<br>Philopotamidae<br>Helicopsichidae | Hydropsychidae<br>Thremmatidae<br>Helicopsichidae<br>Polycentropodidae<br>Sericostomatidae<br>Limnephilidae<br>Leptoceridae | Sericostomatidae<br>Limnephilidae<br>Leptoceridae |
| **EPHEMEROPTERA** | Ecdyonurus<br>Baetis | Ecdyonurus<br>Baetis | Ecdyonurus | Ecdyonurus |
| **COLEOPTERA** | Elmidae<br>Hydraenidae<br>Hydrophilidae | Elmidae<br>Hydraenidae<br>Hydrophilidae<br>Dryopidae<br>Helodidae | Hydraenidae<br>Hydrophilidae<br>Dryopidae<br>Helodidae<br>Helophoridae<br>Dytiscidae | Hydrophilidae<br>Helophoridae |
| **DIPTERA** | Chironomidae<br>Athericidae<br>Tabanidae<br>Limonidae | Chironomidae<br>Athericidae<br>Tabanidae | Athericidae<br>Tabanidae<br>Limonidae<br>Simuliidae<br>Tipulidae<br>Empididae | Limonidae<br>Empididae |
| **MOLLUSCA** | | | Bythinella<br>Planorbis | Bythinella |
| **HIRUDINEA** | | | Erpobdella | Erpobdella |
| **OLIGOCHAETA** | Tubificidae<br>Lumbricidae<br>Lumbriculidae | Lumbricidae | Lumbricidae<br>Tubificidae | Tubificidae<br>Lumbricidae |
| **PLATHELMINTHES** | Polycelis | Polycelis | | |
| **OUTROS** | | Hydracarina | | |
| **Predominantemente reófilos** | 82% | 76% | 61% | 54% |
| **Predominantemente limnófilos** | 9% | 14% | 28% | 31% |
| **Indiferentes** | 9% | 10% | 11% | 15% |

DAE a correntes fortes ou muito fortes.

HYDROPSYCHIDAE e THREMMATIDAE, aparecem em todas as gamas de velocidade de corrente desde a intermédia até muito forte.

Em EPHEMEROPTERA apenas Baetis parece característico de correntes fortes ou muito fortes. Ecdyonurus é perfeitamente indiferente. COLEOPTERA aparece mais bem representado nas correntes intermédias. Nesta ordem é de salientar ELMIDAE como preferindo correntes fortes ou muito fortes e HELOPHORIDAE e DYTISCIDAE correntes fracas ou intermédias. DRYOPIDAE e HELODIDAE possuem valor estrutural nas velocidades de corrente intermédias e fortes. HYDRAENIDAE e HYDROPHILIDAE são indiferentes, nomeadamente a segunda família. A primeira apenas está ausente nas correntes fracas.

Em DIPTERA, também com maior representação em velocidades de corrente intermédia, são de destacar CHIRONOMIDAE em correntes fortes e EMPIDIDAE em correntes fracas. SIMULIIDAE e TIPULIDAE são exclusivos de correntes intermédias. ATHERICIDAE e TABANIDAE embora sem preferência definida parecem mais associadas a correntes fortes.

Em OLIGOCHAETA apenas LUMBRICULIDAE é exclusivo das correntes muito fortes.

Nos restantes grupos faunísticos são nítidas as preferências de Erpobdella (HIRUDINEA) por correntes fracas e Polycelis (PLATHELMINTHES) por correntes fortes. HYDRACARINA apareceu, uma única vez, com valor estrutural nas correntes fortes.

#### 4.5.3.3 - ANÁLISE DAS COMUNIDADES SOB O PONTO DE VISTA TRÓFICO

A abundância relativa dos diferentes grupos funcionais nos diferentes pontos de amostragem não difere consideravelmente (figura 59). Este resultado sugere que, ao longo dos canais de captação de água para o Posto Aquícola do Torno, a estrutura trófica é muito semelhante e nitidamente dominada por Fragmen-

tadores aos quais de seguem os Limnívoros.

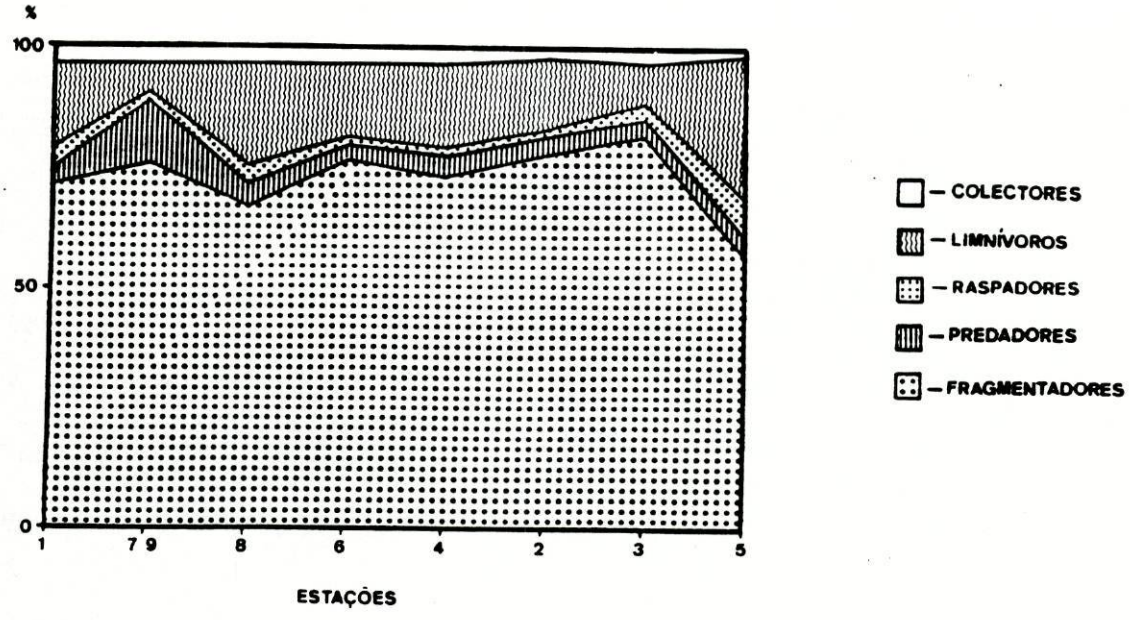



Figura 59 - Análise trófica. Abundância relativa dos grupos funcionais nos diferentes pontos de amostragem.

# 5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

No capítulo que aqui se inicia faz-se uma apreciação dos resultados apresentados anteriormente.

Uma vez que sobre eles achamos oportuno tecer desde logo algumas considerações, reservamos este capítulo para uma discussão integrada, isto é, em que são já consideradas as várias relações do meio abiótico com as comunidades de macro-invertebrados aquáticos.

No entanto, foi nossa preocupação não perder a sequência lógica dos acontecimentos estudados nem o necessário poder de síntese para que, de uma forma compreensível, se possam retirar as devidas conclusões.

## 5.1 - CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DO MEIO

### 5.1.1 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA

Os resultados das análises físicas e químicas mostram-nos que as águas da bacia hidrográfica do rio Cávado, no seu trecho superior, são bastante oxigenadas, macias, de baixa alcalinidade e com baixos teores de compostos de azoto e ortofosfatos. O regime térmico das águas foi temperado (10-19°) durante o período de prospecção (figura 60).

Atendendo às características geológicas da região, estes valores eram esperados e são similares aos obtidos noutros rios do Minho, nomeadamente no rio Lima (VALENTE com. pess.).

Com excepção, naturalmente, da temperatura e oxigénio dissolvido, a variação sazonal dos parâmetros físicos e químicos foi relativamente pouco marcada. De referir que, no caso dos nitratos, os valores mais elevados se registaram no Verão e Outono e os mais baixos na Primavera. Resultados similares foram também registados por FIDALGO (1985), para o rio Douro, na zona de Crestuma, e por DOLEDEC (1986) para o Ardèche (França) e parecem traduzir uma relação entre a

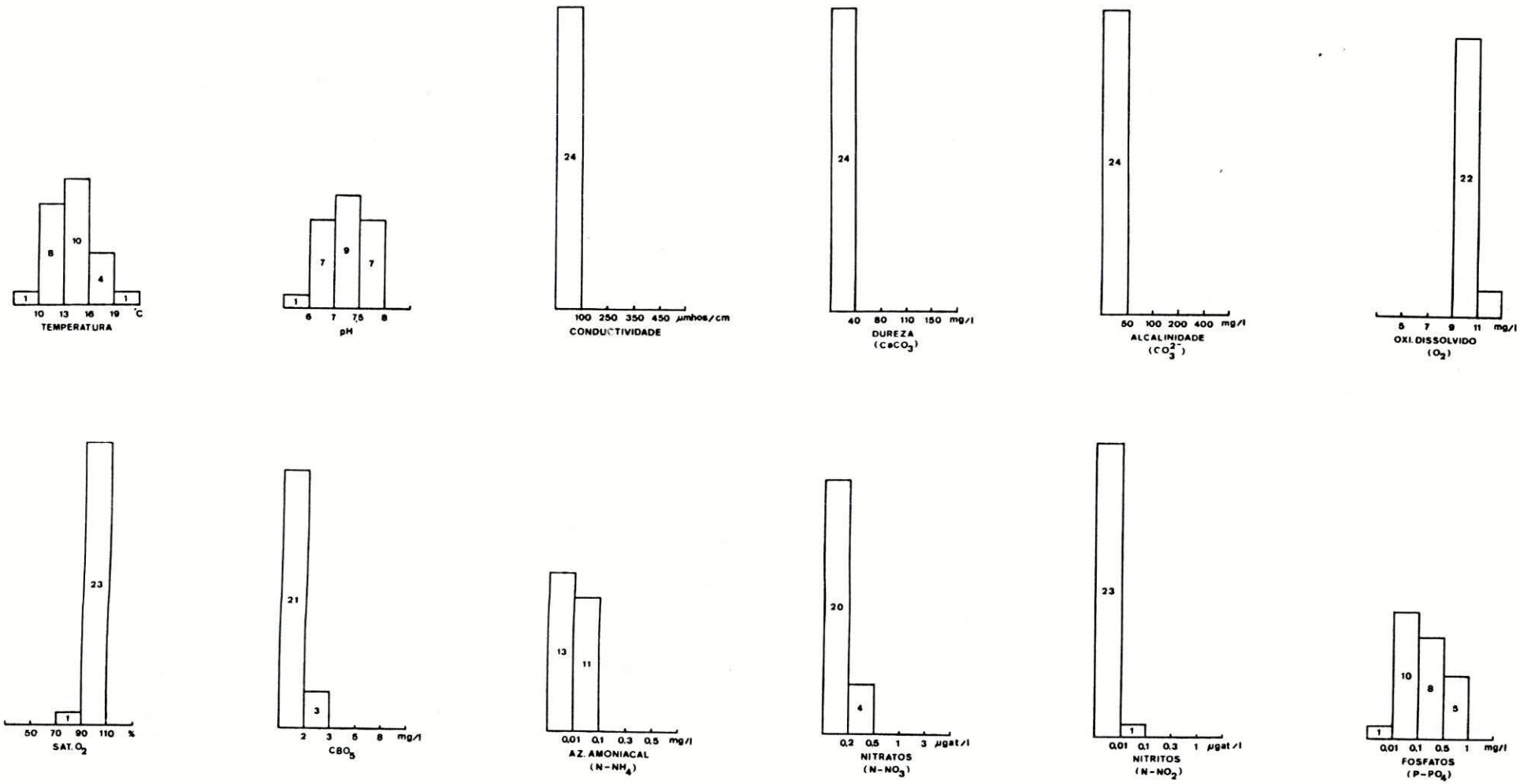



Figura 60 - Imagem físico-química das águas da bacia hidrográfica do rio Cávado - trecho superior. Número de estações de amostragem pertencentes a cada uma das cinco classes segundo a proposta de NISBET e VERNEAUX (1970).

actividade fotossintética e o consumo de nitratos.

Durante o período estudado foi ainda notada uma ligeira diferença na composição química da água dos rios Cávado e Rabagão. Estamos em crer que o maior declive do rio Cávado teve como consequência uma maior oxigenação e uma maior dureza e teor em silicatos devido a lixiviação. Com efeito, esta diferença foi mais nítida em 1985 do que em 1986 e, sem dúvida, ficou a dever-se às condições climatéricas. Na realidade, o ano de 1985 apresentou um inverno extremamente chuvoso mas, no Verão, o período de aridez foi bastante mais longo.

O perfil longitudinal das diferentes variáveis estudadas não mostrou grandes flutuações de estação para estação. Apenas nas albufeiras foi verificada a influência do represamento que se traduziu por valores ligeiramente mais elevados de temperatura, pH e menor teor em oxigénio dissolvido.

A carência bioquímica de oxigénio foi mais elevada na albufeira do Alto Cávado. Atendendo a que o teor em ortofosfatos não foi elevado parece-nos lógico não atribuir este facto a eutrofização provocada por causas artificiais. Ele poderá ser devido a condições muito localizadas de decomposição de matéria orgânica proveniente da vegetação ribeirinha que durante largos períodos de tempo se encontra quer emersa quer imersa.

A velocidade da corrente nos locais estudados apresentou amplitudes muito acentuadas (0 a 1 m/s). Estas amplitudes devem-se, naturalmente, à variabilidade do caudal e da pluviosidade. As únicas excepções verificam-se nas estações a montante e jusante de empreendimentos hidroeléctricos cujos efeitos serão abordados mais à frente.

Foi ainda possível observar que esta bacia hidrográfica, embora localizada numa região montanhosa e de elevadas precipitações, apresenta um regime do tipo mediterrânico. Esta afirmação baseia-se no facto de nas estações nº 3 (ribeira próxima de S. João do Campo) e 5 (jusante da barragem do Alto Cávado) se terem observado períodos de quase completa secura no Verão e Outono de 1985,

respectivamente.

Por último, é importante referir o elevado teor em cobre dissolvido registado na albufeira da Venda Nova, onde se obteve um valor máximo de 0,26 mg/l, que, no entanto, se circunscreve à vizinhança do efluente das minas da Borralha.

### 5.1.2 - CLASSIFIFCAÇÃO TIPOLÓGICA

Além das variáveis físicas e químicas mencionadas, muitas outras características do habitat podem influenciar a distribuição das comunidades de macro-invertebrados aquáticos.

A tentativa de, através destas características, se realizar uma classificação dos diferentes trechos de cursos de água constitui uma das grandes preocupações dos hidrobiologistas.

Para que isso seja possível é, naturalmente, necessário conhecer quais as características mesológicas que exercem uma influência determinante na distribuição das comunidades bióticas. Em seguida é necessário sintetizar a informação obtida para que, de uma forma simples mas compreensível, se possam classificar os diferentes tipos de cursos de água.

A importância desta classificação tipológica, baseada em características mesológicas, como bem acentuam HAWKES (1975) e GARCIA DE JALON e DEL TANAGO (1982), é justificada pelo facto de, após a sua associação com as comunidades bióticas e nomeadamente com a de macro-invertebrados bentónicos, permitir a elaboração de uma classificação biotipológica.

Esta classificação biotipológica é fundamental não só do ponto de vista científico, pois permite comparar correctamente os resultados de estudos ecológicos realizados em diferentes rios, mas também para a gestão dos recursos hídricos, permitindo, quando se conhecem as características do meio, prever que tipo de comunidade o coloniza e vice versa. Este facto traduzir-se-à por uma enorme

simplificação do esforço de investigação em hidrobiologia (GARCIA DE JALON e DEL TANAGO, 1982). Por outro lado, facilitará, do ponto de vista ecológico, a interpretação de todos os potenciais efeitos derivados das actividades humanas, com especial relevo para a qualidade da água e regulação de rios (HAWKES, 1975; PERSOONE, 1979).

Naturalmente que, para se tentar elaborar uma classificação tipológica, é necessário, desde logo, estabelecer uma separação entre as estações localizadas em lagos ou albufeiras e as estações localizadas em águas correntes. Com efeito, estes ecossistemas constituem entidades completamente distintas, não sendo lógico incluí-las no mesmo tipo de classificação.

#### 5.1.2.1 - ECOSSISTEMAS LÓTICOS (ÁGUAS CORRENTES)

Nos últimos anos a classificação dos cursos de água tem tido um grande incremento. Em França, são de salientar os trabalhos de VERNEAUX (1973; 1976a; 1976b e 1977); em Itália, os de GHETTI et al. (1976); no Reino Unido, os de WRIGHT et al. (1984a e c) e FURSE et al. (1984) e em Espanha os de DEL TANAGO e GARCIA DE JALON (1987).

Em Portugal, este assunto só agora começa a ser encarado, e além do ensaio que aqui se apresenta, apenas conhecemos o trabalho de FERREIRA e CORTES (1986).

O problema da classificação biotipológica em águas correntes tem sido abordado de duas formas:

- Através de um sistema que estabelece uma zonação longitudinal. Neste sistema, introduzido por ILLIES e BOTOSANEANU (1963), são geralmente consideradas três zonas - Crenon, Ritron e Potamon - e suas subdivisões.
- Através da classificação de "mosaicos" de biótopos (macro-habitats) (VERNEAUX, 1973).

No primeiro sistema, a temperatura da água, a granulimetria do substrato, a velocidade da corrente e o caudal são, entre outras, características importantes para a definição das diferentes zonas. Este sistema está largamente difundido, e uma vez que considera que as diferentes zonas se sucedem longitudinalmente de acordo com a topografia do terreno, parece estar muito de acordo com a teoria do "River Continuum Concept" (R.C.C.).

Para o estabelecimento de classes de "mosaicos" de biótopos, tem-se recorrido a variadíssimas características, entre as quais a própria zonação de ILLIES e BOTOSANEANU (1963), sendo o critério muito dependente da vontade do investigador. Para a obtenção das classes tem-se recorrido ultimamente a técnicas de ordenação por computador (análise multivariável).

Embora esta forma de classificar as águas correntes pareça contrariar a teoria do R.C.C., ela está, quanto a nós, mais de acordo com as situações actuais, em que a maioria dos cursos de água sofre a acção do homem. Este facto reflecte-se pela presença de descontinuidades no perfil longitudinal das diferentes variáveis que caracterizam os cursos de água. Esta forma de pensar foi bem exposta por WARD e STANFORD (1984b), que introduziram a teoria do "Serial Discontinuity Concept" que esquematicamente exemplificamos para o caso da implantação de barragens (figura 61). Esta teoria assume como válida a do R.C.C.

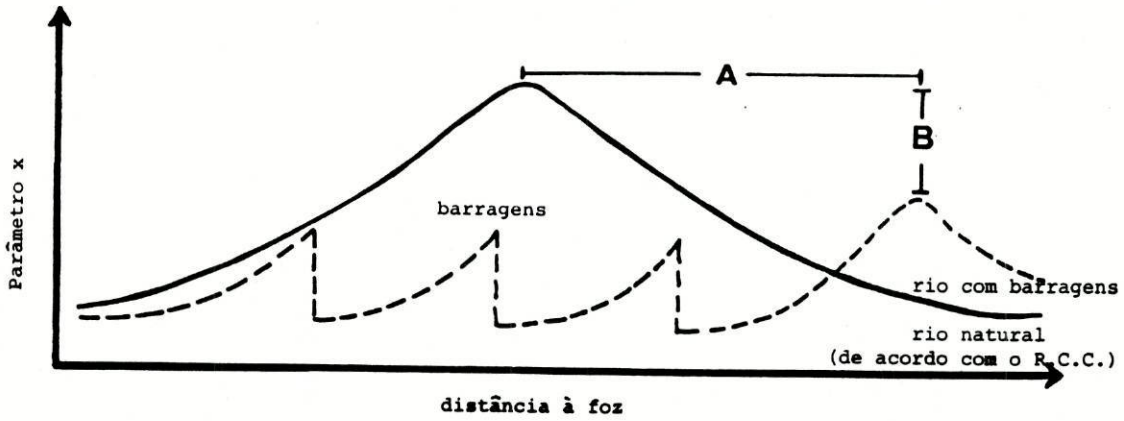



Figura 61 - Esquematização teórica do conceito do "Serial Discontinuity Concept" motivado por implantação de barragens (segundo WARD e STANFORD, 1984b). A - Distância de descontinuidade; B - Impacte sofrido pelo parâmetro X devido às barragens.

Além da crítica que acaba de ser feita, convém esclarecer, como bem acentuam GARCIA DE JALON e DEL TANAGO (1982), que a adaptação da zonação de ILLIES e BOTOSANEANU (1963) se torna forçada para os rios Ibéricos devido, nomeadamente, às particularidades do seu regime térmico que apresenta por vezes prolongadas secas estivais. O sistema foi implantado em regiões da Europa Central onde parece poder ser aplicado com mais facilidade como o comprovam os trabalhos de VAILLANT (1972), BRONMARK et at. (1984) e mesmo WARD (1986) nos Estados Unidos da América.

No intuito de obtermos uma classificação tipológica das diferentes estações de amostragem do trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, registaram-se várias características cujos valores estão indicados no quadro 4. Foi também feita uma tentativa de zonação, segundo ILLIES e BOTOSANEANU (1963) que se encontra indicada no mesmo quadro.

No entanto, a realização desta última tarefa não foi fácil.

Assim, no que diz respeito à granulimetria e cobertura vegetal deve dizer-se que, naturalmente, se registou o aspecto dominante, pois cada sector de qualquer curso de água é constituído por "mosaicos" cuja fragmentação é quase ilimitada.

A altitude a que se localizam as estações é muito variável. As estações da cabeceira do rio Cávado (7 e 8) encontram-se a 930 e 950 metros, respectivamente, enquanto que as estações mais a jusante (9 e 10) são as de menor altitude (respectivamente 70 e 50 metros), o que corresponde a uma amplitude máxima de 900 metros.

O declive, obtido através de perfis longitudinais (figura 4), mostra que os pequenos afluentes apresentam perfis pouco evoluídos contrariamente ao do curso principal do rio Cávado, cuja diversidade topográfica é mais acentuada. O rio Rabagão apresenta um aspecto semelhante ao do Cávado.

A velocidade da corrente não é considerada por muitos autores citados

por PERSOONE (1979). Segundo eles, é um parâmetro local, extremamente variável, sendo responsável pela microdistribuição das comunidades de macro-invertebrados e com influencia noutros parâmetros.

É evidente que muitas destas características do habitat não podem ser quantificadas. A informação recolhida é baseada na observação, quase sempre muito subjectiva.

A confirmar a opinião de GARCIA DE JALON e DEL TANAGO (1982) ainda maiores dificuldades surgiram no estabelecimento da zonação segundo ILLIES e BOTOSANEANU (1963). Estas dificuldades foram, sem dúvida, agravadas pelo facto de as múltiplas barragens alterarem consideravelmente algumas dessas características. Por isso não podemos deixar de reconhecer o carácter excessivamente subjectivo desta zonação que lhe retira grande parte da validade.

No intuito de tornar a classificação dos cursos de água mais objectiva e tornar possível a sua padronização, pelo menos nos países da Comunidade Europeia, PERSOONE (1979) propõe uma nova metodologia que ainda não foi testada na prática.

Esta proposta faz recurso a apenas cinco parâmetros: granulimetria, declive, temperatura da água, dureza e largura. A redução do número de parâmetros é bem justificada pelo autor pelo facto de alguns deles serem função de outros. Desta forma evita-se a multiplicação do "peso" que teriam no estabelecimento da classificação.

Assim, o declive traduz a velocidade da corrente. O declive, temperatura e largura são, no fundo, os parâmetros que definem a categoria piscícola e a zona do curso de água. A temperatura é, além disso, já uma função da altitude. A dureza, por sua vez, muito mais objectivamente traduz a natureza geológica.

Ainda, segundo PERSOONE (1979), há a possibilidade de, com estes parâmetros, estabelecer 432 classes de macro-habitats. De referir que, nesta proposta, a importância da vegetação não é menosprezada, mas o autor prefere considerá-

la isoladamente como componente dos factores bióticos.

De acordo com esta proposta teríamos, na zona estudada sete classes de macro-habitats (quadro 31).

Em nossa opinião e atendendo ao conhecimento que temos do terreno, consideramos que sete classes é um número exagerado. No entanto, com os mesmos dados, pela análise em coordenadas principais, verifica-se a formação de uma imagem que, pensamos, estará muito mais de acordo com a realidade. Formam-se apenas quatro grupos, representados na figura 62, de características mais semelhantes.

Repare-se que nesta representação é possível delinear um gradiente em que as estações das cabeceiras dos cursos de água se encontram no grupo D e aquelas que se localizam mais a jusante constituem os grupos B e A.

Note-se que a estação nº 3, como que a confirmar o que acaba de se dizer, aparece numa posição intermédia entre o grupos C, onde foi incluída, e o grupo D.

Se bem que esta classificação se aproxime também da zonação proposta por ILLIES e BOTOSANEANU (1963), uma vez que os grupos C e D são constituídos pelas estações que consideramos como epi e meta-ritron e o grupo A (estação nº10) como epi-potamon. Já a constituição do grupo B, mesmo com a inclusão das estações n. os 9 e 11 (hipo-ritron) é mais contraditória, nomeadamente devido à inclusão da estação nº17 com características de meta-ritron.

Este facto sugere-nos, uma vez mais, que será preferível a utilização do sistema proposto por PERSOONE (1979). Até porque em nossa opinião, os dois tipos de abordagem do problema são de natureza diferente. Com efeito, pela zonação definem-se trechos de cursos de água com as características dominantes do meio semelhantes. No entanto, estas zonas podem subdividir-se em vários macro-habitats em que algumas características físicas e químicas com importância fundamental na distribuição das comunidades bióticas já diferem. Um exemplo nítido do

Quadro 31 - Classificação de macro-habitats nos locais estudados segundo PERSOONE (1979).

| ESTAÇÃO Nº | CÓDIGO | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | A | B | C | D | E |
| 18 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| 5, 8, 12 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 1, 7, 11, 21, e 22B | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| 9 e 17 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 |
| 11A e 22A | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 |
| 10 | 3 | 2 | 1 | 1 | 2 |

Em que A - largura (m): <2 = 1; 2 a 25 = 2, e >25 = 3
B - declive (‰): >7 = 1; 3 a 7 = 2; 1 a 3 = 3; <1 = 4
C - dureza (meq/l): <1 = 1; 1 a 5 = 2; >5 = 3
D - substrato (cm): >2 = 1; 2 a 200 = 2; <200 = 3
E - temperatura (°C): <12 = 1; 12 a 17 = 2; 20 a 23 = 3; >23 = 4

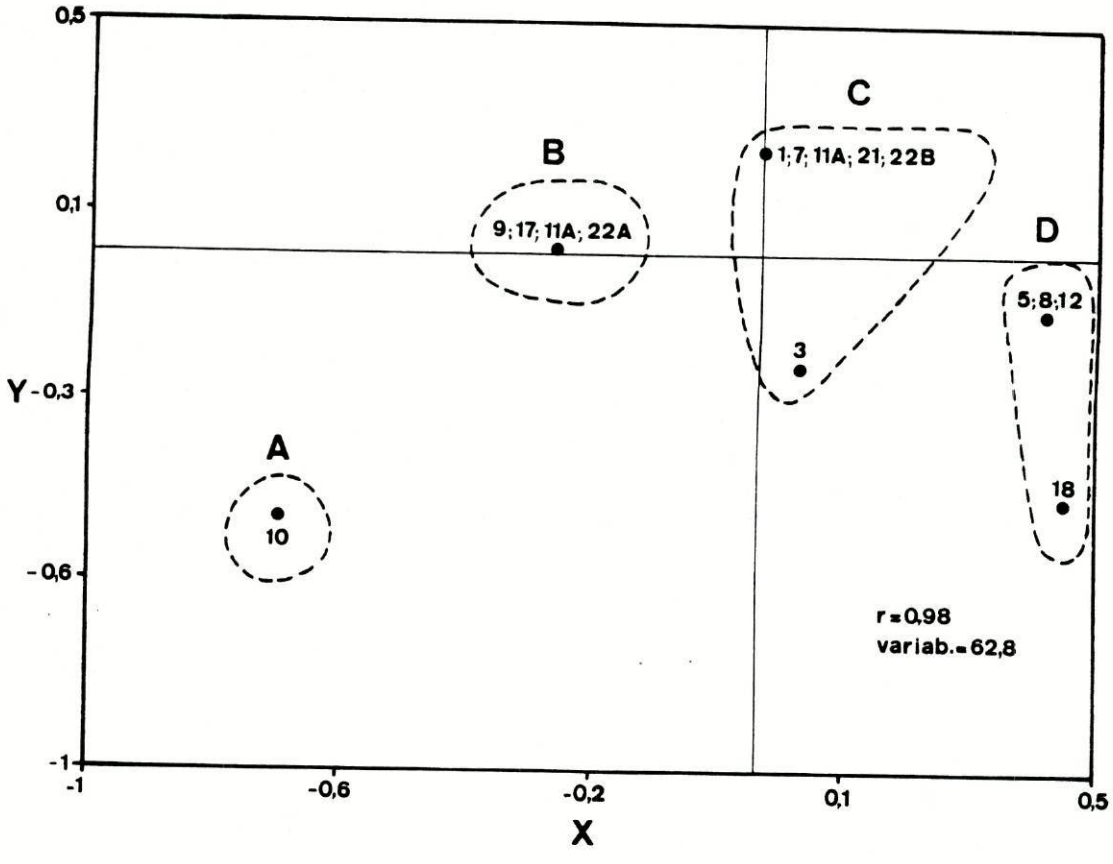



Figura 62 - Ordenação no plano das coordenadas principais das estações de amostragem com base nos parâmetros propostos por PERSOONE (1979).

que afirmamos surge quando numa zona de ritron, por exemplo, é implantado um pequeno açude. Nesta zona homogénea, quanto a características dominantes, surgem de imediato dois tipos de macro-habitats - um a montante de águas mais lentas, e outro a jusante de águas mais movimentadas.

Evidentemente que, em cada macro-habitat, há ainda a considerar uma infinidade de micro-habitats definidos, por exemplo, pela presença de manchas de vegetação aquática, locais de velocidade de corrente muito fraca em virtude da redução causada por um obstáculo, etc., e cuja classificação, com base nos conhecimentos actuais, é ainda extremamente difícil de implementar.

#### 5.1.2.2 - ECOSSISTEMAS SEMI-LÊNTICOS (ALBUFEIRAS)

A classificação tipológica dos ecossistemas lênticos é extremamente difícil pois cada lago apresenta características muito particulares cuja simplificação é praticamente impossível de realizar.

Nas albufeiras que, embora lento, apresentam algum escoamento (ecossistemas semi-lênticos) as dificuldades são por esse facto acrescidas.

A morfologia, teor em oxigénio, azoto e fósforo, o tipo de sedimentos, além de muitas outras características físicas e químicas, têm sido as variáveis utilizadas para tentar elaborar esta classificação. Neste aspecto, a natureza da fauna tem vindo a impôr-se como factor fundamental.

A maioria dos autores classifica os lagos com base no seu estado trófico (BRINKHURST, 1974), o que, sem dúvida, representa a sua qualidade de água. Existem, assim, três categorias fundamentais - lagos eutróficos, mesotróficos e oligotróficos. Considerando que a eutrofização é a complexa sequência de alterações iniciadas pelo enriquecimento em nutrientes das águas naturais (VALLENTYNE, 1978), naturalmente que, para além daqueles três tipos, há situações intermédias.

ORTIZ CASAS (1986) apresentou uma série de equações que permitem cal-

cular o grau de eutrofia em lagos. Não aplicamos estas equações neste trabalho porque nos faltou sempre uma ou outra variável imprescindível. No entanto, e ainda segundo aquele autor, a observação directa pode ser suficiente.

Assim, com base nas características descritas pelos vários autores citados por BRINKHURST (1974) e ainda LANDNER (1976); MARGALEF et al. (1976) e GLEISBERG (1980) e com excepção da fauna de macro-invertebrados que será objecto de posterior análise, consideramos as quatro albufeiras estudadas como oligotróficas.

Com efeito, trata-se de lagos de montanha bastante profundos e cuja transparência das águas é elevada; os teores dos compostos de azoto e ortofosfatos são sempre baixos; a carência bioquímica de oxigénio é também baixa; a percentagem de saturação de oxigénio nunca é inferior a 60%, mesmo no Verão; as suas águas são macias e de baixa alcalinidade; a sedimentação parece ser reduzida e a vegetação aquática está ausente ou é pouco abundante.

É evidente que para a correcta avaliação do estado trófico de um lago é necessário conhecer o comportamento em profundidade das diferentes variáveis físicas e químicas, uma vez que uma das suas características mais importantes é, como se sabe, a tendência para a estratificação térmica.

Os valores aqui apresentados referem-se exclusivamente à zona litoral, segundo DUSSART (1966). Esta zona foi a única estudada em virtude de, em profundidade, as comunidade de macro-invertebrados serem consideravelmente mais pobres (WHILM e McCLINTOCK, 1978 e MOORE, 1981).

No entanto, um estudo realizado num braço da albufeira da Caniçada (BRANCO, com. pess.) demonstrou que, nesse local, o lago de barragem se comportava como monomítico quente, isto é, com estratificação de Verão e temperaturas nunca inferiores a 4 °C. Ainda no mesmo local, GALHANO et. al. (1983) estudaram a qualidade da água tendo os resultados obtidos sugerido a sua classificação como oligotrófico.

Esta forma de pensar está de acordo com os estudos de GARCIA (1986), realizados no norte de Espanha, portanto em situação geográfica comparável, os quais indicam que, de 43 albufeiras estudadas, 39 são oligotróficas ou meso-oligotróficas. Este autor aponta o clima temperado húmido e os factores sócio-económicos tais como a dispersão da população, a baixa densidade populacional em zonas de montanha e o pastoreio livre, como as causas principais da oligotrofia. As quatro albufeiras eutróficas estudadas por aquele autor devem a causas artificiais o estado de eutrofia das suas águas.

As quatro albufeiras por nós estudadas diferem, como se disse, apenas pela sua morfologia, uma vez que as análises físicas e químicas forneceram resultados semelhantes.

Estas diferenças traduzem-se por um menor declive nas albufeiras do Alto Cávado e Alto Rabagão. A importância destes factores foi demonstrada por CHAMPEAU et al. (1982) e KHALF (com. pessoal) cujos estudos apontam para uma melhor colonização por macrófitos em zonas de declives suaves e com pequenas variações de nível. Este aspecto terá, naturalmente, implicações na distribuição das comunidades de macro-invertebrados.

### 5.1.3 - AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS

Durante o período estudado foram amostrados, no trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, 115 taxa, o que é indicativo de uma boa riqueza faunística

No rio Ardèche (França) DOLEDEC (1986) colheu um número muito semelhante, enquanto que, CELLOT e BOURNAUD (1987), no rio Ródano, também em França, obtiveram 96 taxa. No entanto, nestes dois trabalhos, os limites de identificação foram mais profundos enquanto que nós não ultrapassamos a família e o género.

No material biológico por nós estudado, CHIRONOMIDAE e SIMULIIDAE (DIPTERA), Baetis e Ephemerella (EPHEMEROPTERA) e NAIDIDAE (OLIGOCHAETA) foram os

taxa dominantes (quadro 10).

A estrutura trófica da comunidade de macro-invertebrados foi dominada por Limnívoros (36%) seguindo-se os Raspadores e Fragmentadores (ambos com 21%). Colectores (14%) e Predadores (9%) apresentaram abundâncias relativas inferiores mas ainda importantes. Estes resultados provam que a região estudada é rica em materiais orgânicos autóctones e alóctones.

5.1.3.1 - DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL

Os macro-invertebrados, nomeadamente em climas temperados, apresentam uma sucessão temporal de fenómenos muito marcada (HYNES, 1970) com reflexos na abundância com que são capturados.

No entanto, o estudo da sua distribuição temporal, principalmente quando é feita a nível de comunidades, como é o caso, não é fácil. Segundo HILDREW (1986), as diferentes espécies, exploram nichos distintos tornando difícil a generalização de qualquer resultado obtido com o objectivo de estudar os fenómenos sazonais.

Esta dificuldade pode ser aumentada pela capacidade de movimentação que algumas espécies apresentam para se abrigarem em face a condições adversas. Este aspecto foi evidenciado por OLSSON (1983) que verificou que, durante o Inverno e para evitar os gelos de superfície, Ephemera vulgata se refugia em locais mais profundos.

No entanto, na maioria dos estudos realizados, é possível verificar que os macro-invertebradso apresentam variações sazonais devidas não só ao ciclo de vida das diferentes espécies mas também a alguns factores do meio, que actuam sobre a fisiologia dos animais.

Assim, FREEMAN e WALLACE (1984) apontam a turbulência e a erosão, que provocam movimentos no sedimento, como causa da reduzida produtividade no Inverno e Primavera, pelo menos em TRICHOPTERA(HYDROPSYCHIDAE) e DIPTERA (SIMULIIDAE).

Ainda segundo estes autores, as temperaturas mais elevadas de Verão teriam um efeito contrário.

ROSILLON (1985), embora admitindo a existência de muitas flutuações difíceis de explicar, verificou que a diversidade diminui no inverno e sugere que as cheias serão responsáveis por esta diminuição.

Com efeito, a influência nefasta das cheias fora já notada por GASCHIGNARD (1984) e GASCHIGNARD e BERLY (1986) no rio Ródano e por MOLLES (1985), no Tesuque Creek (Novo México).

Com base nestes factos, PINKSTER e GORIS (1985), com o objectivo de estudar os condicionalismos da amostragem de macro-invertebrados, aconselham os períodos compreendidos entre Abril-Junho e Setembro-Outubro como sendo os ideais para realizar as capturas, pois neles, a probabilidade de capturar 60 a 70% da fauna total, é maior.

Em trabalho recente, CELLOT e BOURNAUD (1987) concluiram que, no rio Ródano, os principais factores de variação sazonal eram os aspectos hidrológicos relacionados com as estações do ano, como por exemplo os fortes caudais invernais que provocariam um aumento de deriva e consequentemente uma maior homogeneização da fauna, e, sobretudo, a temperatura.

No seguimento deste último trabalho, BOURNAUD et al. (1987a e b) conseguiram mesmo determinar a composição das comunidades com maiores ou menores afinidades por valores elevados ou baixos de temperatura, de caudal e fotoperíodo.

Atendendo ao que acaba de se dizer, os resultados por nós obtidos na bacia hidrográfica do rio Cávado foram perfeitamente normais.

Assim, o forte caudal do Inverno de 1985 e a sua excessiva redução nos meses de Outono do mesmo ano, teriam motivado uma mais fraca abundância, quer de indivíduos quer de taxa, nesses períodos. O ano de 1986, pelo contrário, foi mais seco, e devido a esse facto, os caudais apresentaram uma maior constância que

teria favorecido uma maior cobertura biológica. Na realidade os picos do número de taxa foram obtidos no Verão de 1985 e Outono de 1986.

O facto de o ano de 1985 ter sido mais rico, parece constituir uma contradição. No entanto, não nos podemos esquecer que as grandes disparidades verificadas ao longo deste ano poderão ter beneficiado as formas especializadas, tendo sido criadas condições propícias a formas reófilas nos meses de maior caudal e a formas limnófilas nos meses de maior seca. Por outro lado o aumento da deriva devido aos caudais elevados deve ter tido, como vimos, uma influência importante.

A composição das comunidades não apresentou flutuações consideráveis no que diz respeito aos grandes grupos faunísticos.

O facto de HEMIPTERA, grupo faunístico característico de facies lêntico, ter apresentado maiores abundâncias no Inverno e Primavera pode ser explicado pelos condicionalismos de amostragem pois, devido aos caudais excessivamente elevados, estes organismos poderiam ter procurado abrigo junto às margens onde mais facilmente foram colhidos.

O estudo da estrutura das comunidades de macro-invertebrados nas diferentes estações, realizado por análises em componentes principais, não revelou haver grandes diferenças sazonais.

Foi apenas visível uma ligeira distinção entre as comunidades de Inverno-Primavera por um lado, e Verão-Outono por outro lado, que se traduz por uma maior importância de PLECOPTERA e TRICHOPTERA no primeiro período mencionado. COLEOPTERA, HEMIPTERA e ODONATA apresentam um valor estrutural superior no Verão-Outono.

EPHEMEROPTERA apresenta um valor estrutural igualmente importante nos dois períodos do ano, mas com uma estrutura da comunidade totalmente diferente. No Inverno-Primavera Baetis, Ephemerella, Epeorus, Siphlonurus, Ecdyonurus, Ephemera e Paraleptophlebia são os géneros que melhor caracterizam esta comunidade,

enquanto que no Verão-Outono Habrophlebia, Centroptilum, Cloeon, Caenis e Thraulus são os géneros mais importantes (quadro 13).

No quadro referido, é ainda possível verificar que no Inverno-Primavera predominam as formas reófilas contrariamente ao período de Verão-Outono que é dominado por limnófilos. Este facto parece comprovar, mais uma vez, que o caudal, e consequentemente a velocidade da corrente, constituem um factor de fundamental importância na distribuição sazonal de macro-invertebrados.

É evidente que no trecho estudado as variações de caudal provocadas pelos empreendimentos hidroeléctricos exercem também uma influência determinante sobre a distribuição das comunidades de macro-invertebrados. Este facto será objecto de uma discussão posterior.

No entanto, e embora a alternância das comunidades típicas dos dois períodos acima mencionados se verifique com uma grande uniformidade em todas as estações, ela é particularmente evidente nas estações nº1 (com fracos caudais na Primavera, 1986 e Outono 1985 e 1986), 3 (Outono 1985) e 5 (Verão e Outono 1985 e Outono 1986). Nestas duas últimas estações verificou-se mesmo um estado de completa secura no Outono de 1985 pelo que, nesses locais, as poderemos considerar como "rios temporários". WILLIAMS e HYNES (1977) estudaram a ecologia destes rios tendo chegado à conclusão que, nestes habitats, há três grupos de espécies: permanentes, facultativas e especializadas, possuindo estas últimas os necessários mecanismos adaptativos que lhes permitem resistir a dissecação (enterramento, ciclos de vida rápidos, estado de diapausa, etc.). Sendo assim, no Inverno, em que o caudal do "rio temporário" é relativamente elevado, a comunidade de macro-invertebrados seria dominada por PLECOPTERA, TRICHOPTERA, DIPTERA (TIPULIDAE, SIMULIDAE e CHIRONOMIDAE), PLATHELMINTHES, OLIGOCHAETA e CRUSTACEA (AMPHIPODA e DECAPODA). No Verão, em caso de extrema secura, predominam, naturalmente as formas terrestres e ainda OLIGOCHAETA (LUMBRICIDAE) e DIPTERA (alguns CERATOPOGONIDAE). No entanto, no período intermédio desta sucessão, em que se formariam

pequenos charcos, teríamos uma comunidade dominada por EPHEMEROPTERA, ODONATA, HEMIPTERA, COLEOPTERA e DIPTERA (TIPULIDAE, CULICIDAE, EPHYDRIDAE, PSYCHODIDAE e SYRPHIDAE).

Como é bom de ver, estes resultados assemelham-se extraordinàriamente àqueles que encontramos neste trabalho e demonstram o carácter marcadamente mediterrânico dos rios desta região portuguesa.

A estrutura trófica, como seria de esperar, acompanha esta sucessão. Assim, e embora de forma muito ligeira, foi visível uma maior abundância relativa de Fragmentadores no Inverno e Primavera, traduzindo um aumento de material orgânico alóctone, e de Raspadores, dependente do perifiton, na Primavera e Verão.

5.1.3.2 - PERFIL LONGITUDINAL

As alterações observadas na composição das comunidades de macro-invertebrados ao longo de um curso de água parecem bastante correlacionadas com alterações análogas registadas nas restantes condições ecológicas e, desde longa data, são motivo de preocupação dos hidrobiologistas (HAWKES, 1975).

ROSS e WALLACE (1982) verificaram que há uma sucessão longitudinal que, por exemplo no caso de TRICHOPTERA (HYDROPSYCHIDAE) se traduz por um aumento do número de espécies, o que parece relacionado com o aumento de temperatura da água. Em PHILOPOTAMIDAE as alterações não são tão evidentes. Segundo os citados autores, a interacção entre a temperatura e a qualidade, mais do que a quantidade de alimento, seria a causa preponderante que justifica aquelas alterações.

Também BOURNAUD et al. (1987a e b) verificaram que, entre outras características, o caudal é um factor determinante das comunidades de macro-invertebrados, havendo formas indiferentes e típicas quer de caudais elevados quer de caudais reduzidos. Uma vez que se assume que o caudal vai, progressivamente, aumentando da nascente até à foz, não é difícil admitir, assim, uma sucessão

longitudinal.

Nos últimos anos aumentaram consideravelmente os conhecimentos sobre a sucessão longitudinal das comunidades de macro-invertebrados, tendo surgido, segundo FISHER (1983), três novos conceitos com reflexos evidentes na forma de encarar o problema.

Pelo primeiro desses conceitos, introduzido por HYNES (1963) e já universalmente assumido, passou a considerar-se o curso de água como sendo um ecossistema cujo metabolismo é muito dependente do meio terrestre.

O segundo conceito refere-se à forma como os nutrientes são recirculados em águas correntes. Segundo este conceito, num curso de água, a circulação dos nutrientes é simultâneamente aberta e fechada e processa-se em forma de espiral ("Nutrient Spiraling Concept").

A utilidade deste conceito é, segundo ELWOOD et al. (1984), bem evidente. Ele pode ser utilizado como base de trabalho para estudar as relações entre o transporte hidrodinâmico dos nutrientes e matéria orgânica e os processos ecológicos que intervêm no seu ciclo, o que é de capital importância na compreensão da estrutura dos ecossistemas.

O terceiro conceito, já abordado neste trabalho, assume que a estrutura das comunidades varia longitudinalmente de forma gradual de acordo com a variação de outros factores físicos, químicos e biológicos. É o "River Continuum Concept" (R.C.C.) de VANNOTE et al. (1980).

Segundo MINSHALL et al. (1985) o R.C.C. é perfeitamente consistente com os dois primeiros. Mesmo nos rios que parecem constituir excepções, as situações observadas não representam senão variações.

Há estudos, por exemplo os trabalhos realizados por WARD (1986) nos Estados Unidos da América e por AMOROS et al. (1987) em França, que sugerem que o R.C.C. pode ser aplicado na prática.

O primeiro daqueles autores realizou um estudo da evolução longitudinal

dos diferentes factores ecológicos, num rio desde a nascente até à foz. Ele verificou que, embora houvesse ligeiras diferenças entre a distribuição de PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA, as comunidades de macro-invertebrados, no que diz respeito ao número de espécies, se distribuía segundo a forma de "sigmóide".

Esta forma de distribuição parece não se ajustar à curva idealizada pelo R.C.C., no entanto há que ter em conta que o rio estudado por WARD é um curso de água de montanha que não desagua no oceano, portanto sem a evolução cuja generalização o R.C.C. pretende representar e, por isso, não seria de prever o decréscimo final daqueles parâmetros.

Este conceito, embora com boa aceitação, tem sido sujeito, contudo, a várias críticas.

STATZNER e HIGLER (1985 e 1986) tecem algumas críticas e afirmam que o R.C.C. foi idealizado para cursos de água "virgens" não podendo ser aplicado quando há intervenção humana ou mesmo variações bruscas de algumas variáveis tais como o caudal.

Algumas das permissas deste conceito são rebatidas, nomeadamente aquela que diz que é no trecho médio que se observa a maior diversidade.

Com efeito, mesmo as causas naturais podem provocar dificuldades na aplicação deste conceito, que se podem reflectir logo nas proximidades da nascente.

Este aspecto pode ser ilustrado com o trabalho de BRONMARK e MALMQVIST (1984) que estudaram as comunidades de macro-invertebrados que colonizam um curso de água alimentado por um lago tendo verificado que há, imediatamente, um aumento de filtradores que, depois, vai decrescendo. Este decréscimo parece devido não ao declíneo de seston, como geralmente se assume, mas à sua qualidade, o que provocaria uma sucessão de formas de TRICHOPTERA. É no entanto importante afirmar que o lago em causa era eutrófico, o que impossibilita a generalização deste facto a outros cursos de água também alimentados por lagos. Estes mesmos

autores (MALMQVIST e BRONMARK, 1985) verificaram ainda que as condições locais têm uma grande importância. Eles compararam as comunidades de macro-invertebrados de um rio alimentado por um lago e de um outro alimentado por uma nascente, tendo concluído que apenas neste último havia um aumento gradual do número de espécies, o que estaria de acordo com o R.C.C.

As próprias condições locais, como a transição facies lótico - facies lêntico, são representadas por comunidades diferentes não se enquadrando no "continuum". LOGAN e BROOKER (1983), em estudo comparativo das comunidades de macro-invertebrados destes dois tipos de facies, realizado em rios norte americanos e do Reino Unido, verificaram que a diversidade era superior em meio lótico embora o número de taxa representativos fosse semelhante. Segundo estes autores, em facies lótico há uma maior abundância de BAETIDAE (EPHEMEROPTERA) e SIMULIIDAE (DIPTERA), enquanto que nos meios lênticos predominam outros DIPTERA e sobretudo CORIXIDAE (HEMIPTERA). No entanto, LOGAN e BROOKER (1983) consideram que é necessário desenvolver um esforço de investigação mais profundo antes de se proceder a qualquer generalização. Com efeito, McCULLOCH (1986) realizou um trabalho com os mesmos objectivos no Texas (U.S.A.), tendo obtido resultados contraditórios, isto é, maior riqueza em facies lêntico, sendo DIPTERA, EPHEMEROPTERA, COLEOPTERA e ODONATA os grupos faunísticos dominantes. Os autores apoiam a instabilidade do substrato que é arenoso, nos meios lóticos, como justificação para este facto.

Evidentemente que as causas artificiais, como os autores do R.C.C. bem acentuam já que uma das permissas a considerar para se verificar o "continuum" é a carência de poluição, induzem, também, importantes alterações nas comunidades de macro-invertebrados. DUDGEON (1984) confirmou que um rio asiático (Hong-Kong) sujeito a eutrofização cultural não obedece ao R.C.C.

Devido a este estado de coisas, muitos autores, tais como WRIGHT et al. (1984a), preferem considerar o gradiente assumido pelo R.C.C. e classificar as várias comunidades através de técnicas estatísticas de ordenação. Neste aspecto,

é importante lembrar o trabalho de AMOROS et al. (1982) que considera a existência de tipos de biótopos independentes, num rio de planície aluvial, a que chamou "conjuntos funcionais". De qualquer forma, nestes trabalhos, obtiveram-se correlações elevadas entre as variáveis ambientais e as comunidades de macro-invertebrados, o que não nos permite refutar pura e simplesmente a teoria do R.C.C.

Sendo assim, e de acordo com HILDREW e TOWSEND (1987), a teoria do R.C.C. constitui um importante instrumento de trabalho, a partir do qual podem ser geradas e testadas várias hipóteses explicativas, permitindo ainda a predicção da estrutura das comunidades ao longo dos cursos de água.

Em nossa opinião, há que prosseguir a investigação no sentido de verificar se as alterações observadas se podem ou não adaptar àquela teoria. Neste aspecto, salientaram-se já WARD e STANFORD (1983, 1984b) ao introduzirem o conceito do S.D.C. ("Serial Discontinuity Concept"), que explica e integra no R.C.C. as alterações induzidas por empreendimentos hidroeléctricos.

Com base nos resultados agora obtidos, parece-nos lógico afirmar que a estrutura das comunidades de macro-invertebrados sofre alterações nas estações localizadas nas albufeiras, nas estações localizadas imediatamente a jusante das albufeiras (nomeadamente a estação nº 9) e nas estações imediatamente a montante (11A e 22A) que, como foi já referido, se comportaram por vezes também como ecossistemas lênticos. Nas albufeiras tais alterações eram esperadas, uma vez que se trata de ecossistemas diferentes, tendo por isso merecido um estudo mais detalhado que à frente discutiremos.

As estações n.os 1 e 10, por causas que não podemos atribuir aos empreendimentos hidroeléctricos, apresentaram também alterações.

Todas estas alterações traduziram-se por uma diminuição, nessas estações, da diversidade e do número total de taxa mas cujos principais responsáveis são as formas reófilas, nomeadamente PLECOPTERA, que chegam mesmo a desapa-

recer, e TRICHOPTERA. A diminuição do número de taxa de EPHEMEROPTERA já não é tão evidente.

Podemos assim dizer que a maior parte destas alterações será devida a causas artificiais e, se elas forem excluídas, os perfis longitudinais dos diferentes parâmetos bióticos aproximam-se consideravelmente do gradiente assumido pelo R.C.C.. As quebras verificadas estão perfeitamente de acordo com as descontinuidades descritas, teoricamente, por WARD e STANFORD (1984b), provocadas pelo represamento.

Outra evidência é-nos fornecida pelo aumento gradual de Limnívoros, que se observou partindo das estações mais a montante para as de jusante.

### 5.1.3.3 - ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A AMOSTRAGEM REALIZADA COM REDE DE MÃO E COM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS.

a) Distinção entre comunidades de macro-invertebrados

O estudo em que se utilizaram substratos artificiais como método de amostragem veio confirmar que a pobreza da fauna verificada nas albufeiras não ficou a dever-se à metodologia. Podemos mesmo dizer que as diferenças entre as comunidades presentes em meios lóticos e lênticos foram salientadas. Isto porque as estações de amostragem localizadas nos rios apresentavam um carácter lótico bem acentuado o que nem sempre aconteceu nos locais amostrados com rede de mão.

Assim, e com substratos artificiais, verificou-se que nas albufeiras foi amostrado um total de 44 taxa contra 71 nos meios lóticos.

Nas albufeiras, os grupos faunísticos mais abundantes foram OLIGOCHAETA, nomeadamente NAIDIDAE, HEMIPTERA (Micronecta) DIPTERA (CHIRONOMIDAE) e COLEOPTERA. Nos meios lóticos sobressairam pela sua abundância EPHEMEROPTERA (Habrophlebia e Paraleptophlebia), TRICHOPTERA (LIMNEPHILIDAE), PLECOPTERA (Nemoura) e também COLEOPTERA. Nestes últimos há uma maior equidistribuição de taxa e com

abundâncias relativas semelhantes aos meios lênticos apenas há a salientar CHIRONOMIDAE.

O número total de indivíduos amostrados com substratos artificiais foi significativamente menor nas albufeiras. Neste aspecto há a salientar a albufeira do Alto Rabagão, cuja média do número de indivíduos se encontrava numa posição intermédia entre as restantes albufeiras e os meios lóticos.

Estes valores, número total de taxa e número total de indivíduos, foram, naturalmente, traduzidos por um índice de diversidade muito baixo nas albufeiras (médias sempre inferiores a 2) quando comparadas com os meios lóticos (médias aproximadamente iguais a 3,5). No entanto, a fauna parece estar perfeitamente adaptada a estes meios, pois a regularidade não apresenta diferenças significativas.

Também no que diz respeito à estrutura trófica das comunidades notaram-se diferenças consideráveis. Em contraste com os meios lóticos há, nas albufeiras, uma redução acentuada de Fragmentadores e Colectores o que, mais uma vez, evidencia a carência de matéria orgânica alóctone e de seston.

Repare-se que a estrutura trófica da albufeira da Venda Nova é um pouco diferente, apresentando uma diminuição de Limnívoros e um aumento relativo de Fragmentadores.

O estudo da estrutura das comunidades de macro-invertebrados realizado por análise em componentes principais não trouxe nada de novo relativamente às amostras obtidas com rede de mão. Confirmou, mais uma vez, a pobreza das albufeiras relativamente aos meios lóticos, tendo-se evidenciado também a diferente estrutura entre as épocas de Verão e de Inverno. Micronecta (HEMIPTERA) e DYTISCIDAE (COLEOPTERA) são os grupos com maior valor estrutural característicos de albufeiras.

Estes resultados estão dentro daquilo que seria de esperar. Com efeito, na bibliografia disponível, a maioria dos autores indica que, em lagos, OLIGO-

CHAETA e CHIRONOMIDAE são os grupos dominantes, podendo ainda ocorrer Pisidium e Corbicula (MOLUSCA), outros DIPTERA e HYDRACARINA (LINDEGAARD e JONASSON, 1979; JENSEN, 1982; VODOPICH e MOORE, 1984; VOSHELL e SIMNONS, 1984; McCULLOUGH e JACKSON, 1985).

A sedimentação e a quantidade de matéria orgânica alóctone pareceu ser a causa principal para este aumento de Limnívoros como afirmam, entre outros, JENSEN (1982) e GRIGELIS (1984). COOPER (1984) e PECKARSKY (1985) verificaram que esta sedimentação altera o comportamento predador-presa, podendo ser responsável pela diminuição de PLECOPTERA.

Embora a presença de EPHEMEROPTERA, nomeadamente Hexagenia, seja referida para lagos (VOSHELL e SIMONS, 1984), com distribuição preferencial na confluência de tributários onde o material alóctone é mais rico (VODOPICH e MOORE, 1984), parece que a sua presença depende, sobretudo, da abundância de macrófitos. Com efeito, segundo JENSEN (1982) e VOSHELL e SIMNONS (1984), as alterações de nível provocam o desaparecimento de macrófitos e consequentemente a eliminação de EPHEMEROPTERA, TRICHOPTERA, ODONATA, COLEOPTERA, AMPHIPODA e HIRUDINEA. Os estudos de O'CONNOR e BRACKEN (1978), realizados em lagos naturais da Irlanda, portanto sem grandes variações de nível, confirmam esta ideia, pois a presença daqueles grupos era um facto. Ainda segundo estes autores, as diferenças na comunidade diziam respeito ao estado trófico dos lagos estudados.

Sendo assim, parece-nos lógico afirmar que a diferente estrutura das comunidades de macro-invertebrados verificada entre a albufeira do Alto-Cávado e as restantes se ficará a dever às variações de nível, que na primeira são insignificantes, e nas últimas muito evidentes.

Há outros factores cuja influência na distribuição dos macro-invertebrados em lagos não pode ser menosprezada. Estão neste caso o teor em oxigénio (WHILM e McCLINTOCK, 1978 e MOORE, 1981), a condutividade (RANSON e DORRIS, 1972) e a produtividade primária. Este último, embora sem correlação directa com a

maioria dos macro-invertebrados (VODOPICH e MOORE, 1984), influencia o teor em oxigénio (McCULLOUGH e JACKSON, 1985), bem como a temperatura (MOORE, 1981). No entanto, estes factores parecem não ter uma influência marcante na bacia hidrográfica do rio Cávado.

Evidentemente que a profundidade, como bem acentuam THORP e DIGGINS (1982), é de extrema importância, mas uma vez que neste trabalho nos circunscrevemos à zona litoral, a mais rica segundo BRINKHURST (1974), não nos deteremos na discussão deste assunto.

Um outro aspecto que nos parece importante referir diz respeito à "idade" das albufeiras, uma vez que, após a construção de uma barragem há uma sucessão na fauna de macro-invertebrados que colonizam o lago formado, aparecendo primeiro formas dependentes do material terrestre (alóctone) recentemente submerso. Os segundos colonizadores aparecem no fim de alguns anos e são mais dependentes do material autóctone. Esta sucessão traduz-se, geralmente, por um aumento de diversidade (VOSHELL e SIMNONS, 1984).

Ainda, segundo estes autores, a decomposição do material terrestre, a sedimentação, a melhoria da qualidade do alimento devido à passagem pelo tubo digestivo de alguns invertebrados, o aumento de plancton e de macrófitos, serão os factores responsáveis por esta sucessão.

Nas albufeiras da bacia do rio Cávado estes factores deverão estar já estabilizados devido à sua idade avançada, e assim, este fenómeno de sucessão, já não se fará sentir.

Em Portugal, os estudos de macro-invertebrados em albufeiras não são abundantes, o que impede a utilização de situações de referência. Num estudo por nós realizado na albufeira da Bemposta - rio Douro (FONTOURA, 1986b), verificou-se que a fauna era mais rica do que nas do Cávado (diversidade 2,2) e com os seguintes taxa dominantes: Atyaephyra (CRUSTACEA), Micronecta, (HEMIPTERA), CHIRONOMIDAE (DIPTERA), Physa (MOLLUSCA), Glossiphonia e Erpobdella (HIRUDINEA) e

TUBIFICIDAE (OLIGOCHAETA).

É preciso dizer, no entanto, que esta albufeira é a "fio de água" portanto com um tempo de retenção muito menor e com flutuações de nível reduzidas. Por outro lado, ela foi classificada como meso-eutrófica. Por isso não é lícito a sua comparação com as albufeiras agora estudadas.

No que diz respeito aos meios lóticos, tudo o que foi dito anteriormente continua a ser inteiramente válido, também, para a amostragem com substratos artificiais.

b) Comparação entre métodos de amostragem: substratos artificiais e rede de mão

A comparação dos diferentes parâmetros estruturais das comunidades de macro-invertebrados das albufeiras mostrou-nos que, com a amostragem realizada por meio de substratos artificiais, tanto o número de grupos como o de indivíduos foi muito inferior relativamente ao obtido com rede de mão. Pelo contrário, e como seria de esperar, já que o índice de diversidade é independente do tamanho da amostra, tanto este valor como o da regularidade foram semelhantes ou mesmo superiores quando obtidos através de substratos artificiais.

Nas albufeiras, nomeadamente nas da Caniçada e Venda Nova, os valores do índice biótico obtidos através de substratos artificiais foram inferiores aos obtidos através de rede de mão.

Estes valores, associados ao facto de o desvio padrão dos índices de diversidade e biótico serem muito elevados, sugerem-nos que a amostragem com substratos artificiais é, nas albufeiras e nos moldes tradicionais, isto é, utilizando três réplicas por amostra, manifestamente insuficiente.

No que diz respeito ao índice biótico refizemos os cálculos considerando as várias combinações possíveis, tendo-se obtido os resultados apresentados na figura 63.

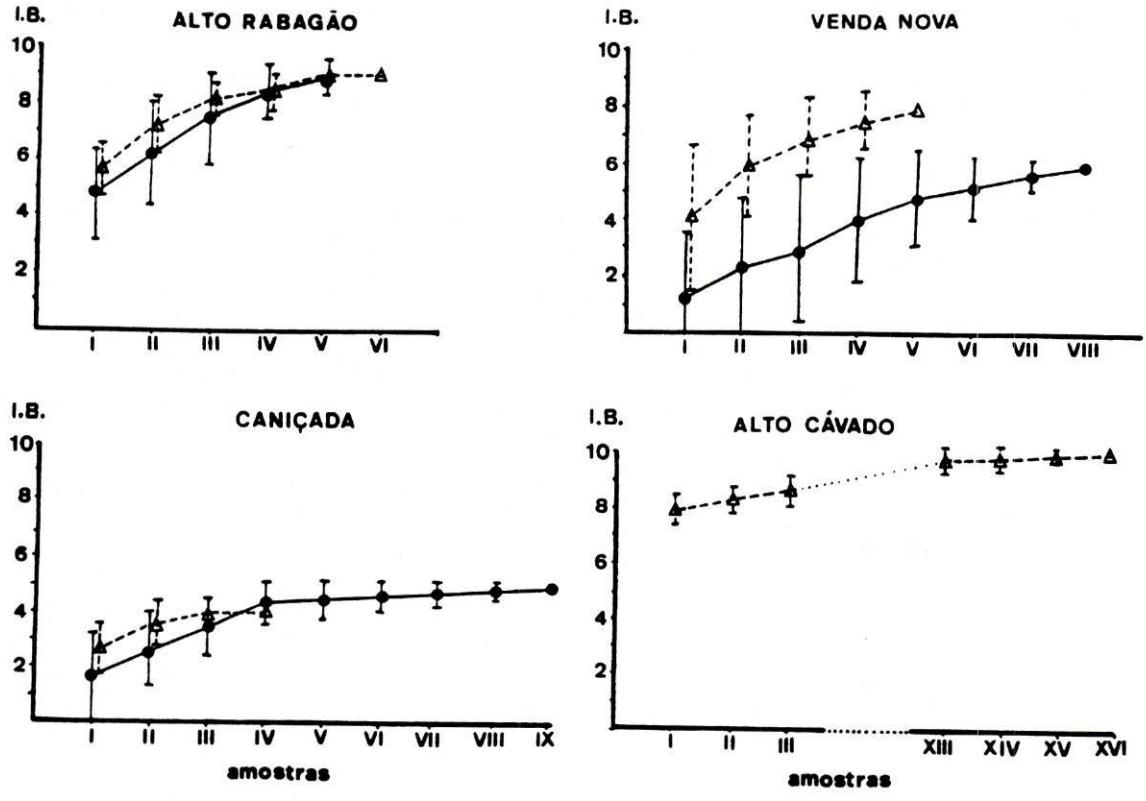



Figura 63 - Valor do índice biótico (média e desvio padrão) obtido pela combinação de várias amostras. Δ--Δ rede de mão; ●—● substratos artificiais.

Verifica-se assim que nas albufeiras do Alto-Rabagão e Caniçada, quer os valores de índice biótico determinados em amostras obtidas com rede de mão quer os determinados em amostras obtidas com substratos artificiais, vão aumentando gradualmente à medida que aumenta o número de amostras tomadas em conjunto. O valor de índice biótico, nessas albufeiras, estabiliza quando se tomam pelo menos três amostras com rede de mão e pelo menos quatro amostras (doze réplicas) com substratos artificiais.

Na albufeira do Alto-Cávado, em que já com uma amostra obtida com rede de mão, único método utilizado, se obtém um valor elevado, atinge-se uma estabilização de índice biótico com duas-três amostras.

Na albufeira da Venda Nova a situação é completamente diferente. Por um

lado, há uma discrepância muito acentuada entre as amostras obtidas com rede de mão e com substatos artificiais. Por outro lado, o desvio padrão relativo à média dos índices bióticos obtidos por cada conjunto de amostras é extremamente elevado.

Estes resultados sugerem-nos que, em meios pobres, o esforço de amostragem deve ser aumentado. CLABBY e BOWMAN (1978) haviam já recomendado a duplicação do tempo de amostragens (5 para 10 minutos), nestas circunstâncias.

O facto de nos primeiros conjuntos de amostras o valor de índice biótico ser superior quando a amostragem é realizada com rede de mão, não nos parece estranho, uma vez que, como já foi demonstrado (De PAUW et al., 1986), este processo mostra-se mais eficiente para a captura de organismos pelágicos.

O facto de, na Venda Nova, os dois métodos de amostragem utilizados terem fornecido resultados distintos, poderá ser explicado pela existência de factores externos, tais como poluição, que reduzirão a fauna estritamente bêntica, mas que permitirão a manutenção de muitas formas pelágicas mais facilmente capturadas com rede de mão.

Os elevados desvios padrões obtidos podem ser devidos ao aparecimento ocasional de alguns grupos. Com efeito, esta albufeira é alimentada por numerosas ribeiras de montanha, faunisticamente muito ricas, que introduzirão esses grupos, cuja manutenção no ecossistema lêntico poderá ser aumentada pela presença de um substrato mais adequado. A poluição, por outro lado, contrariará a introdução de novos grupos. Esta constante introdução e aniquilação de novos grupos de macroinvertebrados traduzir-se-á por elevados desvios padrões das médias de índice biótico. Esta hipótese servirá, também, para explicar o valor de índice biótico mais elevado nesta albufeira, relativamente à da Caniçada, de características morfológicas muito semelhantes.

Assim, parece-nos lógico afirmar que a albufeira da Caniçada apresenta um índice biótico de 4, a do Alto-Rabagão de 8 e a da Venda Nova de 4, correspon-

dentes ao resultado médio de quatro amostras obtidas com substratos artificiais (12 substratos artificiais) que, por colherem preferencialmente organismos estrictamente bentónicos, portanto melhores indicadores, são preferíveis aos resultados obtidos quando as amostras são obtidas com rede de mão.

De qualquer forma, os valores são coincidentes (para três amostras com rede de mão) nas albufeiras do Alto-Rabagão e Caniçada. Na da Venda Nova, pelo contrário, há uma discrepância entre o índice biótico correspondente a amostras obtidas com a rede de mão (7) e com substratos artificiais (4).

Esta diferença é explicada mais à frente, e fica a dever-se à contaminação do sedimento.

Repare-se ainda que se observa um gradiente nos valores de índice biótico que decresce de montante para jusante, o que sugere que o represamento multiplo exerce um impacto mais acentuado nas albufeiras localizadas mais a jusante. Este facto poderá ser devido à diminuição de organismos de deriva e, sobretudo à diminuição de material orgânico quer alóctone quer autóctone.

Uma vez que o esforço de amostragem é consideravelmente diferente nos dois tipos de métodos, a análise em coordenadas principais realizada com o objectivo de comparar as comunidades amostradas, baseia-se exclusivamente na presença ou ausência dos diferentes taxa.

Os resultados obtidos (figura 64) mostram que, embora haja uma distinção entre as amostras obtidas nos mesmos locais com os dois métodos (sub - grupos A1 e A2 e B1 eB2), as grandes diferenças residem nos meios amostrados, isto é, meios lóticos (A) e meios lênticos (B).

Estes resultados sugerem-nos que, com efeito, as diferenças entre a fauna de macro-invertebrados dos meios lóticos relativamente às albufeiras são bem marcadas e que, embora existam também diferenças entre os dois métodos de amostragem, elas parecem secundárias.

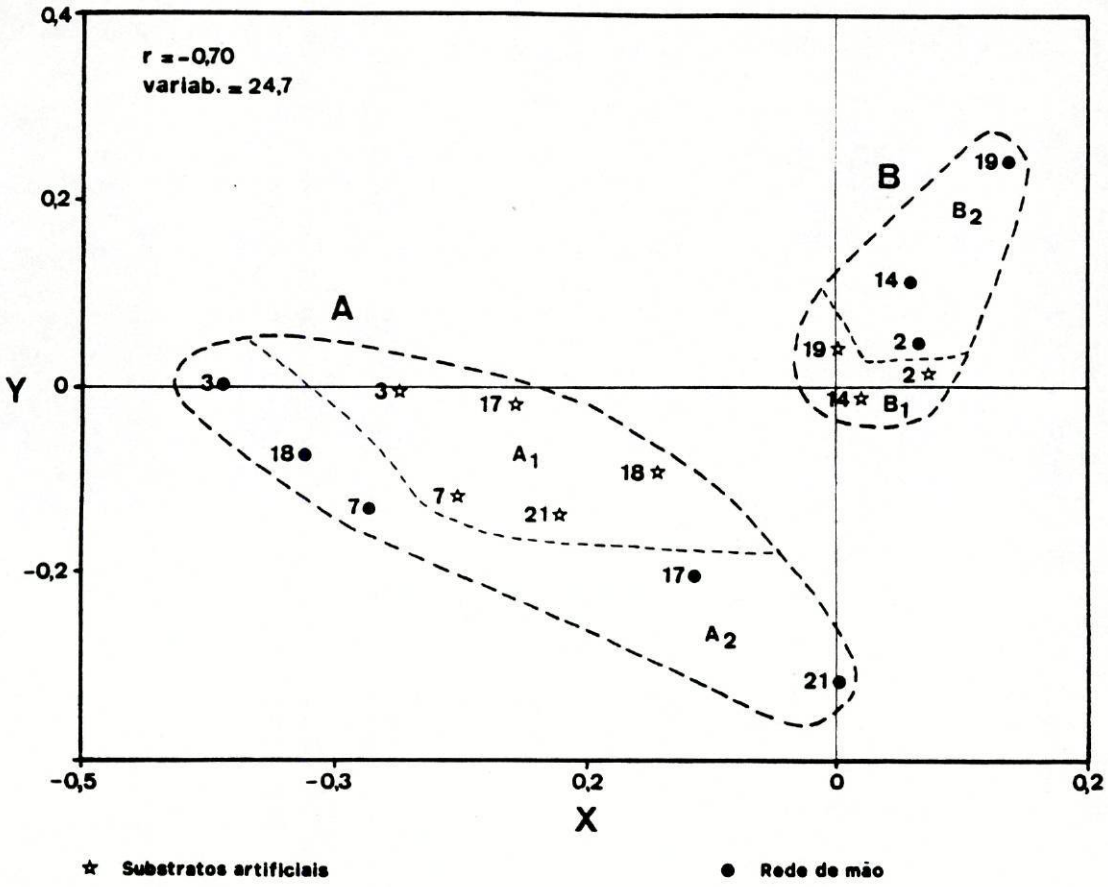



Figura 64 - Ordenação no plano das coordenadas principais das amostras obtidas com rede de mão e substratos artificiais.

## 5.2 - INTER-RELAÇÕES ENTRE AS COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS E A QUALIDADE DO MEIO.

Os macro-invertebrados aquáticos refletem a totalidade de factores que intervieram durante o seu desenvolvimento (GAUFIN, 1973), sendo, por isso, indicadores privilegiados da ecologia natural ou perturbada dos ecossistemas aquáticos.

Considerando esta característica, tentámos estabelecer as relações entre as comunidades de macro-invertebrados e o meio físico-químico tendo estudado sobretudo o impacte de empreendimentos hidroeléctricos e a qualidade da água.

### 5.2.1 - A QUALIDADE DA ÁGUA DO TRECHO SUPERIOR DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CÁVADO

No trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, as actividades humanas susceptíveis de alterar a composição fisico-química da água, e consequentemente as comunidades de macro-invertebrados, são, como foi dito, os esgotos domésticos, as actividades agrícolas e as actividades industriais que nesta zona se circunscrevem à exploração mineira do Couto da Borralha e às truticulturas.

Uma vez que apenas estas duas últimas actividades se encontram localizadas, achamos por bem discutir, primeiramente, o aspecto global no que se refere à qualidade da água desta bacia com uma referência especial para as albufeiras para, em seguida, nos determos mais detalhadamente naqueles potenciais focos poluidores.

Os métodos químicos de avaliação da qualidade da água baseiam-se no princípio de que a água é um complexo definido por várias substâncias. A designação de qualidade depende da concentração e da presença ou ausência destas substâncias que definem se a água serve ou não para determinado fim (ELLIS et al., 1948).

Assim, depois de analisado o significado da importância dos vários indicadores (oxigénio dissolvido, ortofosfatos, etc.) procuram-se os limites correspondentes.

Para este trabalho baseamo-nos nos limites apresentados pelo G.E.Q.A. (1979) para a vida aquática e também nos limites adoptados pela Comunidade Europeia (MANCE, 1986).

No trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, os valores máximos das variáveis analisadas, com excepção do cobre dissolvido, não excederam, nunca, aqueles limites.

Na prática, a aplicação destes limites nem sempre é útil. É, pois, importante, considerar toda a informação sob a forma de um só valor, um índice.

Existem, actualmente, vários tipos de índices químicos para avaliação da qualidade da água, uns mais complexos do que outros, dos quais salientamos o MUNICH METHOD de HAMM (1969) que utiliza a temperatura e oxigénio dissolvido como parâmetros básicos, os índices de PRATI et al. (1971) e de BOLTOM et al. (1978) que utilizam nove parâmetros, e o LISEC METHOD de BECKERS e STEEGMANS (1979).

Com base neste último índice elaborou-se o quadro 32 que representa o estado da água na zona e no período estudados.

Verifica-se, assim, que as águas eram de excelente qualidade na maioria das estações de amostragem (classe I). Apenas na ribeira de Castanheira (estação nº 18) e na parte terminal da albufeira do Alto-Rabagão se detectou uma poluição muito ligeira (classe II). Este facto, como foi dito, não nos parece importante, uma vez que os valores indicativos de classe II são muito baixos e apenas são atingidos em condições extremas - no Inverno de 1985, altura em que os caudais foram muito elevados podendo, por isso, a lixiviação ter influenciado a qualidade da água, e no Verão do mesmo ano em que se verificou um extenso período de aridez o que, sem dúvida, teria causado uma concentração anormal de algumas substâncias.

É ainda importante referir o facto de que, embora o LISEC METHOD faça chamada a quatro variáveis apenas, verificou-se existir um forte paralelismo com os resultados obtidos por DIAS e MOURA (1987).

Verificou-se, assim, que, em termos de qualidade química da água, as actividades humanas não exercem uma influência marcante, sendo as águas de boa qualidade.

Para a avaliação da qualidade biológica da água baseamo-nos no cálculo do índice de diversidade e regularidade (SHANNON e WEAVER, 1949) e do índice biótico (De PAUW e VANHOOREN, 1983).

A utilização de índices de diversidade tendo como objectivo estudar alterações ambientais, tem, nos últimos anos, perdido um pouco da sua importância, sendo as suas vantagens e desvantagens muito discutidas (MARGALEF, 1956;

Quadro 32 - Valores dos índices químicos, "Lisec Method", calculados para as diferentes épocas do ano e para as diferentes estações.

| Estação de amostragem | ÉPOCA DO ANO | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Inverno 85 | Primavera 85 | Verão 85 | Outono 85 | Inverno 86 | Primavera 86 | Verão 86 | Outono 86 | Média | Classe de Qualidade |
| 1 | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 6 | 4 | 4,625 | I |
| 2 | 6 | 7 | - | - | - | - | 4 | 4 | 5,250 | I |
| 3 | 4 | 5 | 4 | 6 | - | - | - | - | 4,750 | I |
| 4 | 5 | 6 | 6 | 4 | 6 | 4 | 7 | 5 | 5,375 | I |
| 5 | 4 | 5 | 5 | - | 5 | 4 | 4 | 5 | 4,570 | I |
| 6 | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 | 4 | 6 | 4 | 4,500 | I |
| 7 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 5 | 6 | 6 | 4,875 | I |
| 8 | 8 | 5 | 8 | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5,625 | I |
| 9 | 7 | 5 | 6 | 4 | 6 | 4 | 6 | 4 | 5,250 | I |
| 10 | 6 | 7 | 4 | 4 | - | - | - | - | 5,250 | I |
| 11A | 6 | 4 | 5 | 5 | 4 | 5 | 4 | 9 | 5,250 | I |
| 11B | - | - | - | - | - | - | 5 | 4 | 4,500 | I |
| 12 | 4 | 4 | 6 | 5 | 4 | 4 | 8 | 4 | 4,875 | I |
| 13 | 4 | 4 | 5 | 4 | - | - | - | - | 4,250 | I |
| 14 | 5 | 4 | 5 | 4 | - | - | 4 | 4 | 4,333 | I |
| 15 | 5 | 5 | 6 | 5 | - | - | - | - | 5,250 | I |
| 16 | 6 | 5 | - | - | - | - | - | - | 5,500 | I |
| 17 | 4 | 4 | 6 | 5 | 5 | 4 | 8 | 5 | 5,125 | I |
| 18 | 8 | 5 | 7 | 5 | - | - | - | - | 6,250 | II |
| 19 | 9 | 5 | 6 | 4 | - | - | - | - | 6,000 | II |
| 20 | 7 | 5 | - | - | - | - | 8 | 4 | 6,000 | II |
| 21 | 6 | 4 | 6 | 6 | 4 | 4 | 8 | 5 | 5,375 | I |
| 22A | 9 | 5 | 5 | 5 | 4 | 6 | 8 | 4 | 5,750 | I |
| 22B | - | - | - | - | - | - | 4 | 4 | 4,000 | I |

Significado:
classe de qualidade I - água não poluída
" " " II - água ligeiramente poluída

CAIRNS et al., 1973; HARKINS e AUSTIN, 1973; HEIP e ENGELS, 1974; COOK, 1976; GODFREY, 1978; KAESLER et al., 1978; BRUNEL e CANCELA DA FONSECA, 1979; ROBINSON e SANDGREN, 1984; SHEPARD, 1984 e WASHINGTON, 1984).

Naturalmente, não cabe, no âmbito deste trabalho, discutir as vantagens e desvantagens advindas da utilização destes índices. Convém, no entanto, dizer que a maior parte das críticas que lhe são feitas derivam do facto de não atenderem à composição qualitativa da fauna, isto é, à maior ou menor sensibilidade dos diferentes grupos taxonómicos.

COOK (1976), ao comparar o índice de diversidade de SHANNON e WEAVER com índices bióticos, conclui que, como índice de poluição, os resultados por ele fornecidos são imprecisos e dúbios.

Em nossa opinião, este índice fornece, todavia, uma informação sobre a estabilidade da comunidade que pode auxiliar de forma decisiva a interpretação dos resultados.

Assim, uma comunidade estável é caracterizada por um índice de diversidade elevado. Se o equilíbrio ecológico é perturbado, alguns grupos desenvolver-se-ão muito, ao passo que outros diminuirão, diminuindo o índice de diversidade.

O índice biótico, pelo contrário, visa sobretudo apreciar o nível de qualidade biológica do local em estudo.

Para a sua determinação a comunidade de macro-invertebrados é considerada no seu todo; através da presença ou ausência de certos taxa indicadores e também do número total de taxa, calcula-se um valor que traduz a qualidade biológica da água.

Existem numerosíssimos sistemas de índices bióticos e muito se tem escrito acerca das suas vantagens e desvantagens (TITTZER, 1976; BONNAZZI e GHETTI, 1978; PERSOONE e DE PAUW, 1979; WOODWISS, 1980; ; FONTOURA, 1984a e VERNEAUX, 1984).

O índice biótico escolhido - o Índice Biótico Belga (BBI), tem sido

utilizado com êxito, não só na Bélgica, mas também em Portugal (FONTOURA, 1984b; FONTOURA e MOURA, 1984), Espanha, Argélia, Luxemburgo e Canadá, de acordo com a indicação de DE PAUW et al. (1986).

Os resultados obtidos através deste índice (figura 25) mostraram a existência de fortes perturbações nas albufeiras. Embora as flutuações tenham sido muito acentuadas, o valor médio é indicativo de águas muito poluídas nas albufeiras da Caniçada e Venda Nova. Nas restantes albufeiras (Alto-Rabagão e Alto-Cávado) os valores de índice biótico flutuam de uma forma muito mais uniforme. Na albufeira do Alto-Rabagão o valor médio é indicativo de uma poluição moderada (ponto crítico) enquanto que na do Alto-Cávado ele é indicativo de uma poluição ligeira.

Nas estações localizadas em água corrente foram detectadas perturbações ligeiras nas estações n.os 3 e 5 respectivamente no Outono de 1985 e de 1986. Pelo que já foi dito, este valor deve ser interpretado não em função da qualidade da água, mas ficará antes a dever-se a redução estival dos caudais.

Nas estações 11A e 22A, localizadas imediatamente a montante das albufeiras de Salamonde e Venda Nova, a flutuação do índice biótico foi também muito heterogénea. De facto, ele variou entre um valor indicativo de águas muito poluídas (2 na estação 22A) e águas de excelente qualidade (10 na estação 11A). Em termos de valores médios a estação nº 22A apresenta uma poluição moderada (ponto crítico) e a 11A, uma poluição ligeira.

As estações n.os 9 e 10 (a jusante da albufeira da Caniçada) apresentam, em média, uma poluição ligeira. Nestas estações a flutuação do índice biótico foi bastante uniforme e os valores extremos foram 5 e 9.

Na estação nº 1 os valores de índice biótico são quase sempre indicativos de água de boa qualidade. Há a referir os valores obtidos no Inverno de 1986 e no Outono de 1985, indicativos de poluição ligeira.

Nas restantes estações a água é de excelente qualidade.

O índice de diversidade forneceu valores muito semelhantes aos do índice biótico (figura 24). Assim, os valores mais baixos foram obtidos nas albufeiras da Caniçada, Venda Nova e Alto-Rabagão, não tendo ultrapassado, em média, o valor de 1,5.

Com valores ligeiramente mais elevados mas ainda baixos, há a considerar as estações n.os 9 (jusante da albufeira da Caniçada) e 22A (montante da Venda Nova); nesses locais, os valores médios variaram entre 2 e 2,5.

As restantes estações apresentaram uma diversidade considerável, sempre superior a 2,5.

No que diz respeito à regularidade, as diferenças ficaram muito mais diluídas, e apenas as estações 2 e 20 apresentaram valores inferiores a 0,5.

Desta forma, verificamos que existe um acordo bastante estreito entre os resultados obtidos através do cálculo do índice de diversidade e os valores de índice biótico.

No entanto, enquanto que a comunidade de macro-invertebrados, em alguns locais, traduz a presença de perturbações, por vezes consideráveis, as análises físicas e químicas da água indicam-nos que ela é de excelente qualidade. Há pois um completo desacordo entre os dois métodos de avaliação de qualidade da água.

DE PAUW e ROELS (1988) realizaram um trabalho em que correlacionaram as variáveis físicas e químicas indicadoras de qualidade química da água e o índice biótico belga (BBI). Estes autores verificaram que, embora existam correlações significativas entre algumas variáveis e o índice biótico, as relações entre os indicadores químicos e biológicos não são de tal forma simples que possam ser expressas por equações matemáticas.

Os autores concluiram que o acordo entre os resultados biológicos e físicos e químicos não é uma condição necessária pois, enquanto os indicadores químicos fornecem uma informação momentânea da qualidade da água, os indicadores biológicos têm a vantagem de integrar a qualidade da água a longo prazo. Os dois

métodos são pois complementares.

O facto de, no trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, a regularidade ter flutuado de uma forma muito homogénea sugerindo que, mesmo nos locais de baixa diversidade, a comunidade se encontra em relativo equilíbrio motivado, talvez, pela adaptação das diferentes formas às condições locais e ainda pelo facto de o índice biótico ter, nos locais considerados perturbados, atingido por vezes os valores máximos, leva-nos a pensar que as alterações observadas nas comunidades de macro-invertebrados não poderão ser atribuídas à qualidade da água.

Em nossa opinião, elas ficarão a dever-se às alterações sofridas pelo macro-habitat, que explica o desacordo verificado entre os indicadores químicos e biológicos.

Neste aspecto, será talvez de excluir a estação nº 1 (Rio Gerês). Com efeito, nesse local foram observados vários efluentes de origem doméstica que, embora não detectados pelos indicadores químicos, tiveram como consequência um empobrecimento da comunidade de macro-invertebrados, nomeadamente uma redução de PLECOPTERA e TRICHOPTERA e modificação na estrutura trófica. Assim, parece-nos lógico afirmar que os esgotos domésticos de Caldas do Gerês exercem uma influência negativa sobre a qualidade da água (média do índice biótico 9 em vez de 10) e que essa influência, muito ligeira, é compensada pelo bom poder auto depurador do curso de água.

### 5.2.2 - NÍVEL TRÓFICO DAS ALBUFEIRAS

Vimos anteriormente que os lagos são, em geral, classificados com base na sua estrutura trófica.

Sob o ponto de vista faunístico, diversos autores apresentaram já vários sistemas. Neste aspecto, é de salientar BRINKHURST (1974) que no seu livro sobre bentos de lagos dedica todo um capítulo à tipologia, enumerando 18 sistemas

diferentes.

Estes sistemas, como bem acentua PRAT (1986) foram definidos para lagos ou albufeiras muito concretos, pelo que só serão válidos para essas regiões geográficas e, embora baseados num princípio semelhante, a sua padronização é impossível.

Por outro lado, a utilização, nestes sistemas, de níveis muito profundos de identificação, geralmente a espécie, torna ainda mais problemática a sua aplicação.

Embora muitos organismos, dos quais salientamos CRUSTACEA (Pontoporeia), MOLLUSCA (Pisidium), DIPTERA (Chaoborus) e EPHEMEROPTERA (Hexagenia), tenham já sido utilizados com este propósito, a sua utilização restringe-se aos grandes lagos americanos.

Nos lagos europeus tem sido dada uma atenção muito especial a Dipteros da família CHIRONOMIDAE e OLIGOCHAETA. Isto porque, por um lado, a sua ecologia é bem conhecida (JONASSON, 1972 e FRANK, 1983), e por outro lado o caracter cosmopolita dos dois grupos atrás mencionados permite a sua ampla utilização.

Neste aspecto, são de salientar os trabalhos realizados na Suiça por LANG (1987), que utiliza as comunidades de OLIGOCHAETA, e de SAETHER (1979), que sintetizou a maioria dos sistemas descritos por BRINKHURST (1974) num sistema único possível de padronização baseado nas comunidades de CHIRONOMIDAE e para cuja aplicação apresentou uma chave de identificação. Na vizinha Espanha, são, também de salientar os trabalhos de PRAT (1978 e 1986) que utiliza predominantemente CHIRONOMIDAE.

Outros autores, como LANDNER (1976) num relatório da Organização Mundial de Saúde (O.M.S.), apresentam formas mais simples de calcular o grau de eutrofização como seja a utilização do índice de diversidade.

Como se pode ver por esta pequena introdução, a aplicação de qualquer destes sistemas a albufeiras portuguesas e no âmbito deste trabalho surge muito

problemática, pois por um lado não há resultados que possamos utilizar como referência, e por outro lado haveria absoluta necessidade de recorrer a especialistas de sistemática dos diferentes grupos para obter uma identificação cujo aprofundamento seria a espécie.

Assim, e de acordo com os objectivos do trabalho, tentamos fornecer uma ideia aproximada do grau de eutrofização das albufeiras da bacia hidrográfica do rio Cávado com base na relação TUBIFICIDAE - CHIRONOMIDAE que, naturalmente, aumentará proporcionalmente à eutrofia.

Os resultados obtidos encontram-se registados no quadro 33.

Quadro 33 - Relação TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE obtida nas albufeiras da bacia hidrográfica do rio Cávado considerando o conjunto de amostras obtidas com rede de mão e substratos artificiais.

| | ALTO-CÁVADO | CANIÇADA | VENDA NOVA | ALTO-RABAGÃO | TOTAL | TOTAL (SEM ALTO-CÁVADO) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| REDE DE MÃO | 0,095 | 0,366 | 0,009 | 0,173 | 0,134 | 0,189 |
| SUBSTRATOS ARTIFICIAIS | - | 0,452 | * | 0,600 | - | 0,472 |

* Ausência total de TUBIFICIDAE.

Neste quadro é de salientar o baixo valor da citada relação que, sem dúvida nenhuma, é indicativo de albufeiras oligotróficas. Este facto confirma os resultados das análises físicas e químicas, os quais indicam estarmos perante águas oligotróficas.

O facto de, com substratos artificiais, se obter um valor mais elevado, também nos parece natural, uma vez que as colheitas com rede de mão colhem preferencialmente a fauna da zona litoral que, devido às flutuações de nível, como bem acentua PRAT (1986) é mais instável e de menor importância sob o ponto

de vista de tipologia.

Repare-se ainda no facto de, na albufeira da Venda Nova, a família TUBIFICIDAE estar praticamente ausente. Verificou-se mesmo a sua total ausência em amostras obtidas com substratos artificiais.

Este aspecto, juntamente com indícios anteriores, sugere-nos que a contaminação do sedimento de que se alimentam os TUBIFICIDAE será responsável pela sua ausência.

### 5.2.3 - INFLUÊNCIA DA EXPLORAÇÃO MINEIRA DA BORRALHA

Nos parágrafos precedentes verificámos que, na albufeira da Venda Nova, a comunidade de macro-invertebrados apresentou uma estrutura diferente das restantes, quer no que diz respeito a grupos constituintes quer ao aspecto trófico, que se traduziu, naturalmente, por baixos valores dos índices de diversidade e biótico.

Uma vez que referimos a presença de contaminação como hipótese explicativa, tentamos confirmar tal ideia.

A albufeira da Venda Nova está localizada entre as serras do Gerês e da Cabreira, portanto numa zona montanhosa em que as possibilidades de contaminação surgem, apenas, de esgotos domésticos isolados, poluição provocada por agricultura ou pela exploração mineira da Borralha, única actividade industrial presente na região.

Os resultados das análises fisico-químicas indicam-nos que as duas primeiras causas não serão responsáveis pelas diferenças estruturais verificadas na fauna de invertebrados não só nesta albufeira como em quase toda a zona estudada. Com efeito, a densidade populacional é muito baixa, e a influência dos esgotos domésticos, a fazer-se sentir, iria provocar um aumento dos teores de $CBO_5$ e $N\text{-}NH_4^+$, que não se verificam. A agricultura que, nesta região, é de subsistência, seria, por sua vez, responsável por um aumento de compostos azotados e

fosfatos provenientes da fertilização, o que também não é o caso.

Restou-nos, por isso, a hipótese de a contaminação ser provocada pela exploração mineira da Borralha, cujas águas, provenientes da lavagem do minério (volfrâmio) e ricas em cobre, são descarregadas na ribeira da Borralha, afluente da margem esquerda da albufeira da Venda Nova.

Com efeito, a influência desta exploração mineira foi já estudada nas comunidades zooplanctónicas (MONTEIRO, 1982), nas fitoplanctónicas (OLIVEIRA, 1982) e, em condições experimentais, nas piscícolas (MENEZES, 1981), tendo-se verificado que, de um modo geral, essas comunidades eram severamente reduzidas pela presença de cobre.

VALE (1982) estudou a distribuição deste elemento, não só nesta albufeira (Venda Nova) como nas adjacentes, tendo concluído que a contaminação era um facto e a sua influência muito restrita ao local em que a albufeira recebe o efluente.

A influência dos metais pesados, nomeadamente o cobre, sobre as comunidades de macro-invertebrados não é ainda bem conhecida. SKIDMORE e FIRTH (1984) estudaram laboratorialmente a resistência ao cobre de Moluscos e verificaram que, conforme a espécie, a sensibilidade era muito diferente.

WENTSEL et al. (1977a e b) demonstraram a existência de uma relação entre a concentração de metais pesados e a abundância e crescimento de CHIRONOMIDAE. Também ANDERSON et al. (1980) provaram laboratorialmente que Tanytarsus dissimilis (CHIRONOMIDAE) é mais sensível que outros insectos tais como PLECOPTERA, EPHEMEROPTERA e TRICHOPTERA.

Por outro lado, WINNER et al. (1980) dizem que os macro-invertebrados reagem de forma gradual e previsível à poluição causada por metais pesados. Segundo estes autores, em locais muito poluídos e em que o substrato é constituído por "cascalho" ou "blocos", os macro-invertebrados são eliminados à excepção de TUBIFICIDAE e CHIRONOMIDAE. Assim, EPHEMEROPTERA e TRICHOPTERA são fortemente

afectados enquanto que HYDRACARINA parece não sofrer qualquer influência.

Ainda segundo WINNER et al. (1980) a percentagem de CHIRONOMIDAE, embora admitindo que a sensibilidade varia de espécie para espécie, pode ser um bom índice para avaliar a poluição causada por metais pesados.

Estes resultados são de certo modo confirmados por CORTES et al. (1986) que no rio Tinhela (Portugal) verificaram também que EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA e sobretudo TRICHOPTERA nomeadamente Rhyacophyla e Hydropsiche eram afectadas pelo cobre.

Através da comparação dos resultados por nós obtidos nas albuferias estudadas, torna-se evidente que a ausência de PLECOPTERA, EPHEMEROPTERA e TRICHOPTERA na albufeira da Venda Nova não pode ser atribuída ao cobre, o que, sem dúvida, dificulta ainda mais o estudo da sua influência sobre os macro-invertebrados.

Além disso, é sabido que o estudo do cobre no meio aquático não é fácil. Segundo o "GROUPE DE TRAVAIL" CECPI (FAO) (1977), é necessário realizar análises muito completas e rigorosas pois este metal pesado é adsorvido pelo sedimento havendo combinação com a matéria orgânica solúvel e ligação com substâncias húmicas. Também como foi já referido por VALE (1982) a acção tóxica é aumentada na Venda Nova devido à baixa dureza e alcalinidade.

Os resultados das análises químicas por nós obtidos demonstram que a contaminação é um facto. O valor máximo (0,26mg/l), que ultrapassa largamente o limite máximo desejável (GEQA, 1979) é, no entanto, muito inferior ao referido por MENEZES (1981) que foi de 0,5mg/l. Esta disparidade de resultados não é de estranhar, uma vez que as minas já há alguns anos que não se encontram em laboração.

Tal como VALE (1982), também verificámos que, salvo nas imediações do efluente, as concentrações de cobre dissolvido são já muito menores nas restantes estações de amostragem.

As comunidades de macro-invertebrados apresentaram uma diversidade muito baixa e o índice biótico foi também reduzido. No entanto, e como já foi referido, não podemos atribuir com certeza estas quebras à influência do cobre. Um dos motivos, e de acordo com KOVALAC (1981), é que a diversidade nem sempre pode ser usada para avaliação e previsão deste tipo de impactes sendo necessário recorrer à análise da comunidade.

Neste aspecto, verificámos uma diferença considerável na estrutura trófica destas comunidades, relativamente a outras albufeiras, nomeadamente no que diz respeito a Limnívoros que, contrariamente ao que seria de esperar, são muito pouco abundantes. É de salientar o facto de TUBIFICIDAE estar, por vezes, completamente ausente.

Uma hipótese explicativa poderá residir no facto de o cobre adsorvido pelo sedimento ter provocado, práticamente, a eliminação deste grupo funcional.

A percentagem de CHIRONOMIDAE, referida por WINNER et al. (1980) como índice de contaminação por metais pesados foi, também, nesta albufeira, muito inferior (25,7%) comparativamente à registada na Caniçada, onde, embora com características semelhantes, essa percentagem atingiu os 43,2%.

Podemos assim afirmar que a influência do cobre alterou a estrutura das comunidades de macro-invertebrados da albufeira da Venda Nova tendo-se traduzido, sobretudo, por uma quebra acentuada de Limnívoros, nomeadamente TUBIFICIDAE e CHIRONOMIDAE.

### 5.2.4 - IMPACTE AMBIENTAL PROVOCADO POR TRUTICULTURAS

O impacte ambiental provocado pelas truticulturas manifesta-se fundamentalmente, no que diz respeito às características físicas e química da água, por um aumento de concentração de ortofosfatos e azoto amoniacal.

Este aumento confirma os resultados obtidos por outros autores noutros países (quadro 34) (Swedish Council for Planning and Coordination of Research,

1983; BEVERIDGE, 1984).

As restantes variáveis não apresentam variações consideráveis, o que também parece ocorrer noutros países. Repare-se que apenas no Crystal Lake (Arkansas, U.S.A.) se detectou um aumento de nitratos e nitritos.

Na albufeira da Caniçada, embora numa só campanha de amostragem, o azoto amoniacal apresentou valores extremamente altos.

Segundo WEDEMEYER et al. (1976) os peixes podem tolerar altas concentrações de $NH_4^+$. No entanto, a altos valores de pH forma-se $NH_3$ que é altamente tóxico. Esta reacção é não só dependente do pH, mas também da temperatura e concentração de oxigénio.

A susceptibilidade ao $NH_3$ é muito variável; o máximo tolerável, de forma permanente, parece ser de 0,02mg/l $NH_3$, embora alguns truticultores recomendem 0,005mg/l.

Sendo assim, na albufeira da Caniçada estes valores só no ponto C1 e numa das colheitas realizadas, se consideram limitativos. Eles atingiram, à superfície, a concentração de 0,185mg/l.

Nas truticulturas convencionais aquele ponto crítico foi ultrapassado no rio Urão em que, a jusante da truticultura se obteve uma concentração de azoto amoniacal correspondente a 0,03mg/l $NH_3$. Com efeito, neste rio, as elevadas temperaturas registadas e os valores de pH mais altos do que nos outros locais aumentam a toxicidade do azoto amoniacal.

De notar que o aumento de N-$NH_4$ na albufeira da Caniçada foi notório no ponto $C_1$, a montante da unidade. Em trabalhos realizados na mesma albufeira, GALHANO et al. (1983) verificaram também ser este o ponto mais contaminado.

Quer-nos parecer que esta contaminação pode ser atribuída à truticultura. Os fortes ventos que por vezes se fazem sentir neste local originarão certamente correntes de jusante para montante o que poderá explicar as alterações sofridas no ponto C1, pelo menos à superfície.

Quadro 34 - Resumo de resultados de estudos sobre impacte ambiental de truticulturas (segundo BEVERIDGE, 1984). Completado com os resultados obtidos no presente trabalho.

| LOCAL | IMPACTE | SEM ALTERAÇÕES | AUTOR |
|---|---|---|---|
| Polónia | Aumenta: C, P e N-total | PO4; NH4; NO3 | PENCZAK & al. (1982) |
| Noruega | Aumenta: P-total No sedimento: P e N-total, CBO5 Diminui: Potencial Redox | NH4; NO3; NO2 | ENELL (1982) |
| U.S.A. Bull Shoals (Arkansas) | Aumenta: NH4; P--total; Protozoa; aumentam peixes autóctones; matéria fecal. Diminui: transparência | O2; temperatura; NO3; NO2; turbidez; CO2; pH; alcalinidade; condutividade; Cianófitas; Rotíferos. | HAYS (1982) |
| U.S.A. Crystal Lake (Arkansas) | Aumenta: P-PO4; NO3;NO2; turbidez; fitoplancton; zooplancton; Oligochaeta; peixes. Diminui: Culicidae | temperatura; O2; pH; NH4 | KILAMBI & al. (1976) |
| Portugal (albufeira da Caniçada) | Aumenta: P-PO4; NH4; aumentam Predadores Natrix natrix e peixes autóctones; alterações nas comunidades de invertebrados (aumento de Tubificidae) | O2; temperatura; pH, CBO5; dureza; NO3; NO2; Si | FONTOURA (presente trabalho) |
| Portugal (truticulturas convencionais) | Aumenta: P-PO4; NH4; CBO5 | O2; temperatura; dureza; pH; NO3; NO2 | FONTOURA (presente trabalho) |

Os restantes valores de parâmetros fisico-químicos não são, para já, preocupantes. Esta fraca alteração poderá ser atribuída ao poder auto-depurador dos cursos de água em que estão localizadas as truticulturas convencionais. Na albufeira da Caniçada, por outro lado, os baixos teores poderão ser atribuídos ao facto de se tratar de uma unidade experimental com uma carga de peixe relativamente pequena.

No que diz respeito à estrutura das comunidades de macro-invertebrados, verificou-se que ela é extremamente semelhante a montante e jusante das truticulturas convencionais. O índice biótico é indicador de águas de boa qualidade em todos os locais. A diversidade e regularidade apresentam valores muito ligeiramente inferiores a jusante das explorações.

Na albufeira da Caniçada o índice biótico é baixo em todos os pontos de amostragem. Repare-se, no entanto, que apenas no ponto C3 ele iguala o valor obtido anteriormente para a albufeira, o que pode ser indicativo de um aumento de eutrofia neste local. Do mesmo modo, a estabilidade, traduzida pela diversidade e regularidade é ligeiramente inferior no ponto C1.

De qualquer forma, as alterações detectadas são, na sua maioria, tão ligeiras e irregulares que não nos permitem afirmar se as truticulturas estudadas exercem uma influência marcante sobre o meio ambiente.

Pelo contrário, a estrutura trófica das comunidades de macro-invertebrados e a relação TUBUFICIDAE-CHIRONOMIDAE, apresentam modificações consideráveis.

Assim, verifica-se um aumento de Limnívoros e Colectores e uma ligeira diminuição de Fragmentadores a jusante das truticulturas convencionais. Predadores e Raspadores mantêm-se em proporções equivalentes.

Na albufeira da Caniçada em que, como vimos, a ausência de Colectores é um acontecimento natural, a comunidade apresenta-se, sob o ponto de vista trófico, estruturada de forma substancialmente diferente no ponto C .

3

Assim, do ponto C1 para C2, verificou-se um aumento de Limnívoros e o desaparecimento de Fragmentadores e Raspadores cuja presença era já, naquele ponto, muitíssimo reduzida. No ponto C3 é de notar o considerável aumento de Predadores e nomeadamente de Fragmentadores.

Este aumento de Fragmentadores deverá ser devido a uma maior quantidade de matéria orgânica alóctone que pensamos ser originária de detritos da trutícultura.

Esta alteração é confirmada pela razão TUBIFICIDAE-CHIRONOMIDAE que aumenta progressivamente do ponto C1 para C3 cerca de 5 vezes.

De realçar que, embora não tendo sido objecto de estudos detalhados, notou-se uma maior abundância na fauna piscícola autóctone junto às jaulas, devido à presença, aí, de resíduos alimentares, que atrai essa população selvagem. Também, com alguma regularidade, foram observados predadores da espécie Natrix natrix, réptil ofídio.

### 5.2.5 - IMPACTE AMBIENTAL PROVOCADO POR EMPREENDIMENTOS HIDROELÉCTRICOS

Nos últimos anos tem-se perdido um importante património natural devido ao facto de a maioria dos grandes rios se encontrarem regulados ou com empreendimentos hidroeléctricos (PETTS e MANN, 1987). O Volga na União Soviética e o Tennessee nos Estados Unidos da América, que já não são mais que uma sucessão de albufeiras, constituem bons exemplos desta afirmação. Com efeito, os organismos tipicamente representativos dos meios lóticos ficam restritos a pequenos canais de ligação. No rio Colorado (U.S.A.) há uma importante fauna endémica em risco de desaparecer precisamente devido a obras de regulação. Por outro lado, em muitos rios, nomeadamente da África e da América, a pesca artesanal constitui um factor de desenvolvimento socio-económico que de maneira nenhuma pode ser posto em causa pela regulação.

Este estado de coisas, segundo PETTS e MANN (1987), levou a que, nos últimos anos, surgisse uma grande preocupação sobre os impactes causados, quer por empreendimentos hidroeléctricos quer por outras obras de regulação que motivou a UNESCO e o Conselho da Europa a incentivar os estudos de avaliação de impacte ambiental.

Os estudos realizados neste sentido e até ao momento são já numerosos, sendo de salientar, entre outros, os trabalhos de WARD (1976); CHAMPEAU et al. (1982); WARD e STANFORD (1983, 1984a e b); PETTS et al. (1985); AMOROS et al. (1987); BONETTO et al. (1987); DOEG et al. (1987); MUNN e BRUSVEN (1987) e GARCIA DE JALON et al. (1988).

A grande maioria destes estudos refere-se aos efeitos verificados, apenas, a jusante das barragens e, como bem acentuam WARD e STANFORD (1984a) o conhecimento dos efeitos das obras de regulação é ainda insuficiente apesar do esforço já desenvolvido.

Os efeitos conhecidos, causados pelos empreendimentos hidroeléctricos, foram enumerados por WARD e STANFORD (1984a). De seguida passaremos a analisá-los.

As alterações de caudal e paralelamente da velocidade da corrente constituem, para a maioria dos autores, o factor de impacte mais importante (HAWKES, 1976). Segundo WARD (1976) podemos encontrar, conforme os casos, quatro tipos de alterações: redução, aumento, flutuações bruscas e a curto prazo e caudal constante (figura 2). Estas alterações exercem uma acção importante sobre outros factores ecológicos que terão, naturalmente, reflexos sobre a fauna de macro-invertebrados.

Segundo GARCIA DE JALON et al. (1988) as alterações de caudal implicam um decréscimo na densidade e biomassa de macro-invertebrados, provocando ainda diferenças consideráveis na estrutura das comunidades.

Assim, de acordo com BONN (1978), TRICHOPTERA é o grupo faunístico mais afectado: Rhyacophila prefere correntes fortes, Polycentropus, correntes mais fracas, enquanto Hydropsyche se mostra indiferente. CLERGUES-GAZEAU e GAZAGNES (1986) verificaram que, além de TRICHOPTERA, também PLECOPTERA e EPHEMEROPTERA e SIMULIIDAE (DIPTERA) são menos abundantes quando há redução de caudal. CHIRONOMIDAE (DIPTERA) resiste bastante bem a estas alterações. Ainda segundo estes autores, se o caudal se mantiver constante, 81% da fauna total mantem-se.

Quando o caudal é muito aumentado, segundo SCULLION e SINTON (1983) e CELLOT e BOURNAUD (1986), há também uma redução na densidade de macro-invertebrados, pois a deriva é também incrementada. Este efeito de arrastamento foi também demonstrado por GASCHIGNARD (1984) e MOLLES (1985) quando estudaram o efeito das cheias.

Como consequência das alterações de caudal e velocidade de corrente surgem, naturalmente, alterações nos fenómenos de erosão e sedimentação, que implicam desequilíbrios hidro-dinâmicos e consequentemente alterações na morfologia dos rios.

Como bem acentuam BOURNAUD e COGERINO (1986), nos cursos de água há três tipos de fenómenos que se sucedem longitudialmente: erosão, transporte e sedimentação. É evidente que as barragens impedem o transporte, e com as alterações da velocidade da corrente provocam, artificialmente, novas zonas de sedimentação e erosão.

Assim, nas zonas de velocidade mais fraca, há maior deposição de sedimentos finos que provoca uma maior homogeneidade de substrato (PEIRY, 1987; BOON, 1988; PETTS, 1988).

Por outro lado e segundo CULP et al. (1983), o transporte dos sedimentos finos, quando a corrente é aumentada, desencadeia mecanismos de deriva que chegam a provocar uma redução na densidade dos organismos bentónicos da ordem dos 50%.

A qualidade da água, segundo LEMLY (1982), pode ser modificada devido à sedimentação que provoca aumento no teor de nitratos e fosfatos e uma diminuição de pH. Estas alterações teriam como consequência o favorecimento do crescimento de bactérias (Sphaerotilus) que, implantando-se juntamente com os sedimentos finos nos mecanismos respiratórios dos macro-invertebrados, lhes provocaria a morte. Este autor refere ainda a hipótese, não confirmada de se poderem desenvolver bactérias patogénicas.

É importante referir que, de acordo com CHESSMAN et al. (1987); DAVEY et al. (1987) e DOEG et al. (1987), o principal impacte observado durante a fase de construção de barragens é precisamente o aumento de sedimentação provocado pelo revolvimento de material terrestre.

A instabilidade e homogeneidade do substrato com destruição de habitats rochosos que FREEMAN e WALLACE (1984) provaram ser importantes, nomeadamente para Hydropsyche (TRICHOPTERA) e SIMULIIDAE (DIPTERA), provocam naturalmente uma diminuição de diversidade faunística (PETTS et al., 1985).

Segundo GASCHIGNARD e HAMDI (1984), a granulimetria do sedimento é um factor ecológico de extrema importância para a distribuição dos invertebrados bentónicos; no entanto, o seu estudo é difícil pois está relacionado com outros (velocidade de corrente, profundidade, matéria orgânica, etc.). Por isso, há necessidade de continuar a desenvolver estudos experimentais no sentido de se conhecer melhor o seu efeito sobre estas comunidades.

Um terceiro impacte causado pelos empreendimentos hidroeléctricos, bem estudado, refere-se à alteração do regime térmico.

Geralmente, as características térmicas dos rios a jusante das barragens podem ser alteradas devido a três factores: hidrologia, clima e insolação.

No entanto, a maioria dos autores está de acordo no que diz respeito às alterações térmicas provocadas pelas descargas de água, e que geralmente se traduzem por um aumento de temperatura no Inverno e um arrefecimento no Verão

(LEHMKUHL, 1972; RADDUM, 1985; WARD, 1985; COWX et al., 1987; RØRSLETT, 1988; WEBB e WALLING, 1988; ). As alterações mais dramáticas verificam-se, por isso, a jusante de albufeiras profundas e estratificadas.

WARD e STANFORD (1982) apresentam uma síntese da influência das alterações de temperatura nos macro-invertebrados, que se fazem sentir nomeadamente nos ciclos de vida (incubação de ovos, emergência e voltinismo). Quando há aumento de temperatura os ciclos de vida podem ser acelerados, com o eventual inconveniente de a emergência surgir num momento em que as condições do meio são adversas para os insectos adultos.

As alterações de temperatura provocam também alterações no metabolismo, com implicações no crescimento e qualidade do alimento. O comportamento é também alterado. Assim, por exemplo, em ODONATA, modifica-se a frequência dos ataques sobre as presas, e é influenciada a construção de invólucros em TRICHOPTERA e CHIRONOMIDAE (DIPTERA).

A nível da comunidade, embora haja poucos dados disponíveis, pensa-se que a jusante das barragens a diversidade diminui. No entanto, se as variações de temperatura forem diárias, pode verificar-se uma maior diversidade devido à existência simultânea de formas adaptadas a águas quentes e frias.

WARD e STANFORD (1984a) referem ainda a redução, a jusante de barragens, dos sólidos em suspensão devido à barreira criada, e também alterações na composição química da água.

Segundo aqueles autores, em virtude da criação de albufeiras, os fenómenos físicos, químicos e biológicos são alterados, nomeadamente os respeitantes aos ciclos do azoto e fósforo. Esta influência é evidentemente muito dependente da profundidade e tipologia das albufeiras e da forma como opera a barragem (descargas do epi ou hipolimion).

No que se refere aos efeitos surgidos pela implantação das albufeiras, CHAMPEAU et al. (1982) indicam a extinção de extensas zonas de facies lótico,

acentuando que a flutuação de nível é uma das principais causas prejudiciais que aí se verificam. Estas alterações de nível eliminam quase completamente os macrófitos, nomeadamente nos locais de maior declive em que a luminosidade se torna limitativa, sendo as comunidades de macro-invertebrados também alteradas. Geralmente nos lagos de barragem os grupos faunísticos mais típicos são OLIGOCHAETA e DIPTERA (CHIRONOMIDAE), que resistem às flutuações de nível. Nos lagos em que o nível é constante podem encontrar-se EPHEMEROPTERA, ODONATA, MOLLUSCA e AMPHIPODA.

Segundo aqueles autores, a abundância de macro-invertebrados é mais função do nível trófico do que da profundidade. Nos lagos de barragem, devido ao aumento de temperatura por represamento, podem surgir também anomalias nos ciclos de vida de algumas espécies tais como Baetis alpinus.

Na bibliografia disponível não se encontraram referências a possíveis impactes a montante das albufeiras.

Convém ainda referir que, de acordo com WILLIAMS e HYNES (1976) e BIRD e HYNES (1981), os impactes das barragens podem ser difíceis de eliminar uma vez que, dos quatro factores mais importantes de recolonização pelo menos dois são alterados; a migração para montante e, nomeadamente, a deriva, podendo ficar inalterados a migração a partir do substrato e as pontes aéreas.

No trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado não foram detectados problemas de qualidade de água possíveis de serem associados ao funcionamento dos diversos empreendimentos hidroeléctricos. O aumento de temperatura nos lagos de barragem devido ao represamento, constitui a única alteração visível nas variáveis físicas e químicas estudadas, exceptuando, evidentemente, as alterações de velocidade de corrente que, essas sim, foram bem marcadas.

Este aumento de temperatura nas albufeiras que foi, em média, aproximadamente da ordem dos 3 °C, parecendo por isso bastante importante, perde um pouco o seu significado uma vez que o regime térmico se mantém, mesmo assim, dentro de

valores normais (<28°C) para um rio de carácter mediterrânico e ainda porque o ciclo anual não sofre com isso profundas variações. Por este motivo pensamos que este factor não exerceu uma influência marcante nas comunidades de macro-invertebrados.

Por outro lado, a morfologia dos cursos de água foi profundamente alterada devido às alterações de caudal e velocidade de corrente. Assim, dos cerca de 100km estudados (70 do rio Cávado e 30 do rio Rabagão) aproximadamente 26km foram transformados em sistemas semi-lênticos.

Também nos trechos a jusante das barragens foram observadas alterações de vulto. Nos 2,5km que separam a baragem da Venda Nova da cauda da albufeira de Salamonde, devido ao facto de não serem respeitados os caudais ecológicos, não há água corrente. O mesmo cenário pode ser observado entre a barragem de Salamonde e a albufeira da Caniçada (1,2km). A jusante da barragem da Caniçada, num trecho de cerca de 6km, o caudal é extremamente reduzido apresentando durante praticamente todo o período estudado um caracter lêntico.

De notar que a jusante da barragem do Alto-Cávado e da do Alto-Rabagão, o curso principal dos rios mantém um caudal bastante regular, isto porque, segundo nos quer parecer, os caudais ecológicos são respeitados nesta última barragem. Na barragem do Alto-Cávado, pelo contrário, o caudal principal do rio é praticamente nulo; no entanto, no mesmo local, o Cávado recebe as águas da ribeira de Pitões que lhe engrossam o caudal, pelo menos nos meses de maior pluviosidade, não permitindo que aquele facto seja perceptível.

Foram ainda observadas alterações no caudal dos cursos de água nos locais situados imediatamente e montante das albufeiras de Salamonde e Venda Nova. Nestes locais verificou-se que, conforme o estado de enchimento das referidas albufeiras, o trecho do rio se comportava, alternadamente como um sistema semi-lêntico (albufeira cheia) ou lótico (albufeira a cota inferior). Deve, no entanto, dizer-se que este tipo de alteração é muito localizado.

Deste modo, pode afirmar-se que cerca de 36% do curso principal dos dois rios estudados sofreu profundas alterações de caudal que puderam ser perfeitamente quantificados pelas medidas da velocidade da corrente. Assim, nas albufeiras, a velocidade da corrente foi, naturalmente, sempre nula.

Nas estações a jusante das barragens obtiveram-se situações diversas. Na estação nº 9 (jusante da Caniçada) a velocidade da corrente foi também sempre nula, à excepção do Inverno de 1985 em que o valor obtido indica uma velocidade de corrente muito fraca. Pelo contrário, as estações n.os 5 e 21 (jusante do Alto Cávado e Alto-Rabagão, respectivamente) apresentaram um ciclo de variação semelhante às estações não perturbadas com valores extremos compreendidos entre 0 e 0,77m/s (para a estação nº 5) e entre 0 e 1,2m/s (para a nº 21).

Nas estações imediatamente a montante de albufeiras também se verificaram grandes amplitudes de variação de velocidade de corrente que, no entanto, atribuimos ao estado de enchimento das albufeiras, pois os valores nulos não foram concordantes com a pluviosidade. Repare-se que na estação 11A (montante da Venda Nova) se obteve um valor nulo na primavera de 1986, altura em que as estações não perturbadas apresentaram valores elevados. Na estação 22A (montante de Salamonde) o desajuste registou-se no Outono de 1986.

De notar que nestas barragens as cotas máximas raramente são atingidas, facto pelo qual o problema de descargas de cheia não pode ser considerado de primeira importância. Com efeito, apenas no inverno de 1985 se observaram descargas deste tipo com especial relevo para a barragem da Caniçada.

Evidentemente que todas as alterações consideradas exerceram uma influência bem marcada sobre os macro-habitats, nomeadamente sobre a granulimetria do substrato e a vegetação aquática.

Assim, nas albufeiras, o substrato dominante é saibroso e a vegetação aquática ausente, com excepção do Alto-Cávado, em que há uma abundância média de vegetação, e do Alto-Rabagão em que ela é rara. Este facto não é estranho às

flutuações de nível que não existem ou são pouco marcadas nestas albufeiras, e muito acentuadas na Venda Nova e Caniçada.

Em todas as estações situadas a jusante de barragens o substrato dominante era constiuído por calhaus, o que é perfeitamente normal, em virtude de os sedimentos mais finos depositarem na albufeira. Na estação nº 9, porém, este tipo de granulimetria era praticamente único, talvez devido ao arrastamento provocado pelas descargas de cheia de 1985. Também por este motivo, nessa estação de amostragem a vegetação aquática era rara, enquanto que nas estações 5 e 21, com caudais mais regulares, ela era muito abundante.

Naturalmente que nas estações localizadas a montante das albufeiras, em que há uma redução acentuada na velocidade de corrente, constituindo por isso zonas de sedimentação por excelência, o substrato dominante era constituído por areia (areia e blocos na estação 22A) e a vegetação era ausente (22A) ou rara (11A). Na estação 22A esta situação é agravada pelo lançamento das águas turbinadas pela central de Vila Nova, que provocam grande turbulência e uma corrente de sentido vertical ao eixo principal do rio Cávado.

Nas estações de amostragem que consideramos não perturbadas, o substrato é muito mais heterogéneo e a vegetação aquática apresenta, em geral, uma abundância média.

As comunidades de macro-invertebrados reflectiram, naturalmente, as modificações sofridas pelos macro-habitats e as alterações nas características hidrológicas induzidas pela implantação dos empreendimentos hidroeléctricos.

Assim, e no que diz respeito ao número de taxa, verificou-se que, nas albufeiras ele foi sempre em média inferior a 10, enquanto que nos meios francamente lóticos e não perturbados esse número rondou os 30 taxa. Estes valores foram obtidos através da amostragem realizada com substratos artificiais que permitiram uma melhor comparação entre as albufeiras e meios lóticos, no entanto os valores obtidos com rede de mão fornecem uma informação semelhante.

Nas albufeiras do Alto-Rabagão, Caniçada e Venda Nova, a média do número de taxa variou entre 6 e 12,5 enquanto que no Alto-Cávado esse valor foi de 20. Nos meios lóticos não perturbados obteve-se um valor médio mínimo de 17,5 (estação nº3) e máximo de 33 (estação nº 17).

Ainda com rede de mão obtiveram-se valores intermédios nas estações a montante das albufeiras - 11 para a estação 22A e 18 para a 11A.

A jusante das albufeiras verificaram-se situações contraditórias. Assim, na estação situada a jusante da Caniçada (9) a fauna foi mais pobre (18 taxa), enquanto que nas estações a jusante do Alto-Cávado e Alto-Rabagão (5 e 21) se verificou um enriquecimento (36 taxa).

No que diz respeito ao número de indivíduos verificou-se que o impacte foi menos evidente já que apenas se detectaram ligeiras quebras nas albufeiras, visíveis através da comparação com os meios francamente lóticos realizada com substratos artificiais (logarítmo do número de indivíduos $<1,6$ para as albufeiras e $\simeq 2,5$ para esses meios).

A redução do número de indivíduos e número de taxa observada nos locais sujeitos a impacte foi bem ilustrada pelo índice de diversidade que mostrou que, com efeito, as albufeiras apresentam uma diversidade muito mais reduzida do que os meios lóticos não perturbados ($<1,5$ nas albufeiras e entre 2,8 e 3,4 nos meios lóticos, com rede de mão; e $<2$ e $\simeq 3,5$, respectivamente nas albufeiras e nos meios lóticos, com substratos artificiais).

Nas estações de amostragem quer a montante quer a jusante das albufeiras, a diversidade é semelhante aos meios lóticos não perturbados com quebras ligeiras nas estações n.os 9 (jusante da Caniçada) com valor médio de diversidade = 2,6, e 22A (montante de Salamonde), na qual $ID_{(\bar{x})}=2$).

O facto de a regularidade apresentar uma variação muito mais homogénea sugere-nos que, embora mais pobre nos locais sujeitos a impacte, a comunidade de

macro-invertebrados se encontra relativamente estável.

A estrutura das comunidades sofre alterações consideráveis devido aos empreendimentos hidroeléctricos, que se traduzem por uma substituição de formas reófilas por limnófilas, de acordo com a variação verificada na velocidade de corrente.

De um modo geral podemos afirmar que há uma redução (eliminação, nas albufeiras com variação de nível) dos três grupos faunísticos mais sensíveis a perturbações ambientais, a saber, PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA.

Assim, e reportando-nos ao quadro 12 verificamos que as estações não perturbadas são caracterizadas pelos taxa que constituem os conjuntos I e II em que salientamos LEUCTRIDAE, Protonemura e Nemoura (PLECOPTERA): HYDROPTILIDAE, SERICOSTOMATIDAE e PHILOPOTAMIDAE, LIMNEPHILIDAE e HYDROPSYCHIDAE (TRICHOPTERA); Ephemerella, Baetis, Habrophlebia e Siphlonurus (EPHEMEROPTERA); SIMULIIDAE e CHIRONOMIDAE (DIPTERA) e ELMIDAE e HYDRAENIDAE (COLEOPTERA).

Nas estações a jusante das barragens não há a salientar grandes diferenças estruturais na estação nº 21 (jusante do Alto-Rabagão) cujos taxa característicos são os acima indicados. Na estação nº 5 (jusante do Alto-Cávado), devido ao carácter mais acentuadamente lêntico registado em algumas épocas do ano, muitos daqueles taxa perdem a sua importância estrutural passando a salientar-se Centroptilum, Cloeon e Caenis (EPHEMEROPTERA); Platycnemis (ODONATA); HYDRACARINA, e TUBIFICIDAE (OLIGOCHAETA) (conjunto III). Na estação nº9 (jusante da Caniçada) em que o impacte é mais drástico salientam-se apenas como taxa representativos Micronecta (HEMIPTERA) e NAIDIDAE (OLIGOCHAETA) (conjunto IV). Este mesmo conjunto de taxa caracteriza as estações localizadas nas albufeiras e ainda a estação nº 22A (a montante de Salamonde), também sujeitas a perturbações acentuadas.

Na estação 11A (montante da Venda Nova) a comunidade típica é mais semelhante à da estação nº5.

As modificações da velocidade de corrente traduziram-se ainda por alterações na estrutura trófica das comunidades. Assim, e à medida que o meio se tornava mais lêntico, verificou-se uma redução na abundância relativa de Fragmentadores e Colectores e um aumento de Predadores e Limnívoros.

Em suma, podemos dizer que o impacte causado pelos empreendimentos hidroeléctricos da bacia hidrográfica do rio Cávado não se desvia daquilo que foi descrito por outros autores e, à excepção de alterações graves no regime térmico e qualidade da água que não se detectaram, enquadra-se perfeitamente nas previsões de WARD (1976) e CHAMPEAU et al. (1982).

Com o objectivo de quantificar o impacte sofrido pelas comunidades de macro-invertebrados utilizou-se, neste trabalho, o índice biótico.

Lembremos que VERNEAUX et al. (1982) apresentaram um novo índice, o índice de Qualidade Biológica Global, cujo objectivo não era unicamente o de detectar a poluição, mas também a aptidão do local para o desenvolvimento da vida aquática, confundindo causas naturais ou provocadas.

Também DAMIANI (1988) estudou o impacte provocado por obras de canalização em cursos de água nos organismos bentónicos tendo feito uso dos índices bióticos, neste caso o "Extended Biotic Index".

O Índice Biótico Belga, que temos utilizado em Portugal, tinha já dado mostras de traduzir as perturbações ambientais que não a qualidade da água com uma certa precisão. Foi o que aconteceu no rio Ave, em que se detectaram perturbações nas comunidades bentónicas devido a aumentos bruscos de caudal (FONTOURA, não publicado) e ainda no rio Lima em que, através do índice biótico, foi possível quantificar o efeito de uma exploração de areia (FONTOURA, 1988b).

Pelo que se disse anteriormente quer-nos parecer que também para avaliar este tipo de impacte, o índice Biótico Belga constitui um instrumento de trabalho extraordinariamente útil.

Verificamos assim (figura 25) que as estações de amostragem não sujei-

tas a qualquer perturbação ou cuja qualidade do meio foi melhorada, apresentaram, ao longo de todo o estudo, um índice biótico de 10.

Nas albufeiras em que se utilizou já o índice biótico corrigido (parágrafo 5.1.3.3) a situação foi a seguinte:

Na albufeira do Alto-Cávado, em que as variações de nível não foram importantes, o valor do índice (IB=9), indica que o impacte foi quase nulo. Ficará, quanto a nós, exclusivamente a dever-se ao facto de se tratar de um ecossistema semi-lêntico.

Nas albufeiras da Venda Nova e Caniçada, com índices bióticos de 4 (substratos artificiais), o impacte é muito acentuado. Estas albufeiras apresentaram variações de nível muito marcadas.

Na albufeira do Alto-Rabagão, em que as variações de nível são mais reduzidas, o impacte é também mais ligeiro (índice biótico 8).

Na estação nº 9, a jusante da Caniçada, o impacte foi também da ordem dos 3 pontos já que o índice biótico médio foi 7.

Nas estações a montante das albufeiras 22A e 11A, o valor médio do índice biótico foi respectivamente de 5 e 8. Repare-se que, através do estudo sazonal da flutuação do índice biótico, é possível, nestas últimas estações, conhecer as épocas do ano em que o impacte foi mais acentuado.

Para que melhor se compreendam os impactes sofridos pelas comunidades bentónicas do trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado elaborou-se uma esquema interpretativo (figura 65).

O facto de existirem dois tipos distintos de cenários, confirma a afirmação de WARD (1976); segundo este autor, cada empreendimento constitui uma entidade com características próprias cujos efeitos devem ser considerados individualmente.

## 5.3 - A MICRO-DISTRIBUIÇÃO DOS MACRO-INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

O impacte sofrido pelas comunidades de macro-invertebrados devido aos empreendimentos hidroeléctricos é em grande parte motivado pelas alterações verificadas no habitat natural. Os resultados obtidos e já discutidos sugeriram que as modificações na velocidade de corrente e na natureza do substrato constituiram os factores mais importantes responsáveis pela diferente composição das comunidades obtida nos diferentes locais.

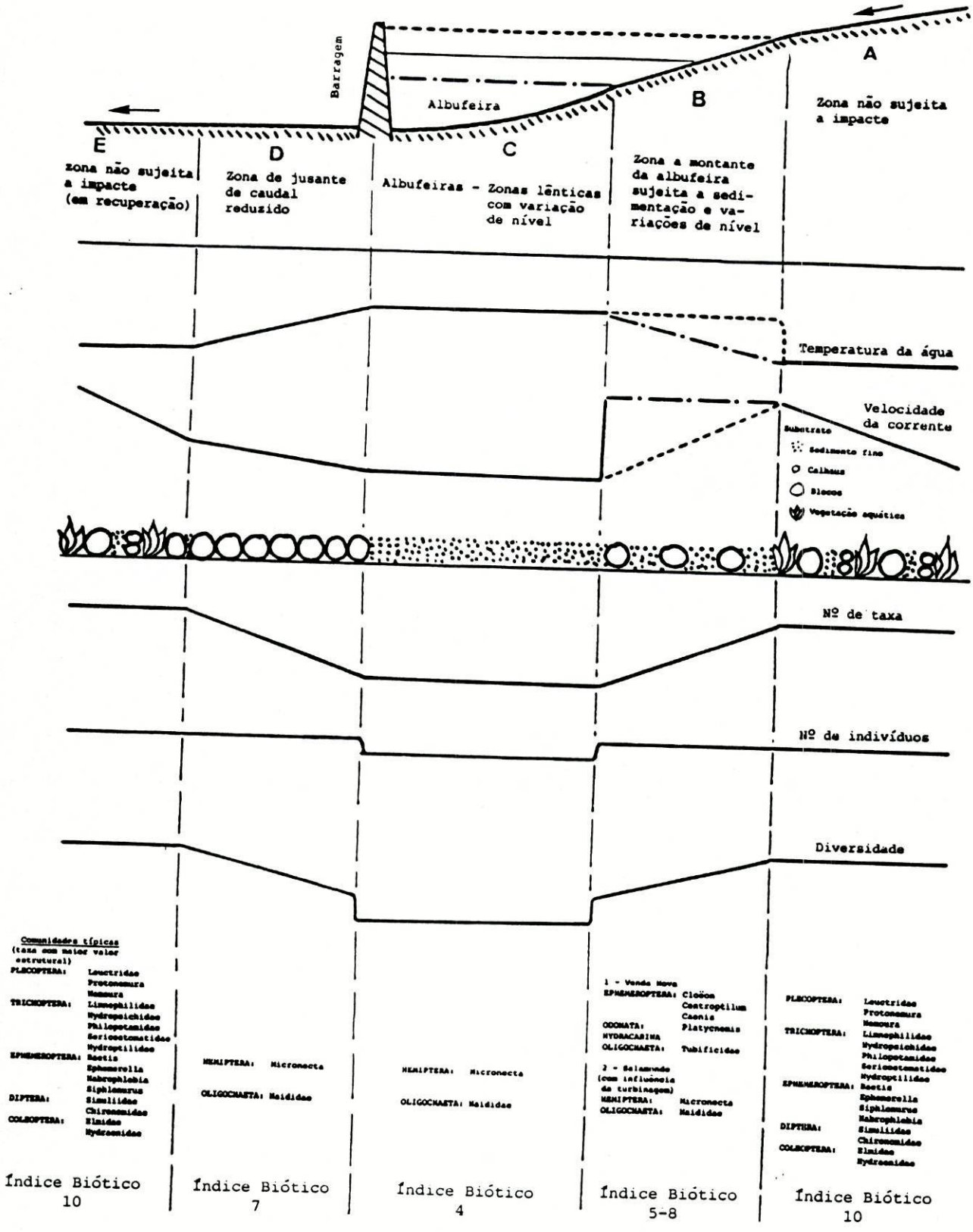
Assim, fazer uma discussão, de forma mais detalhada, da influência destes dois factores, torna-se indispensável.

### 5.3.1 - INFLUÊNCIA DA NATUREZA DO SUBSTRATO

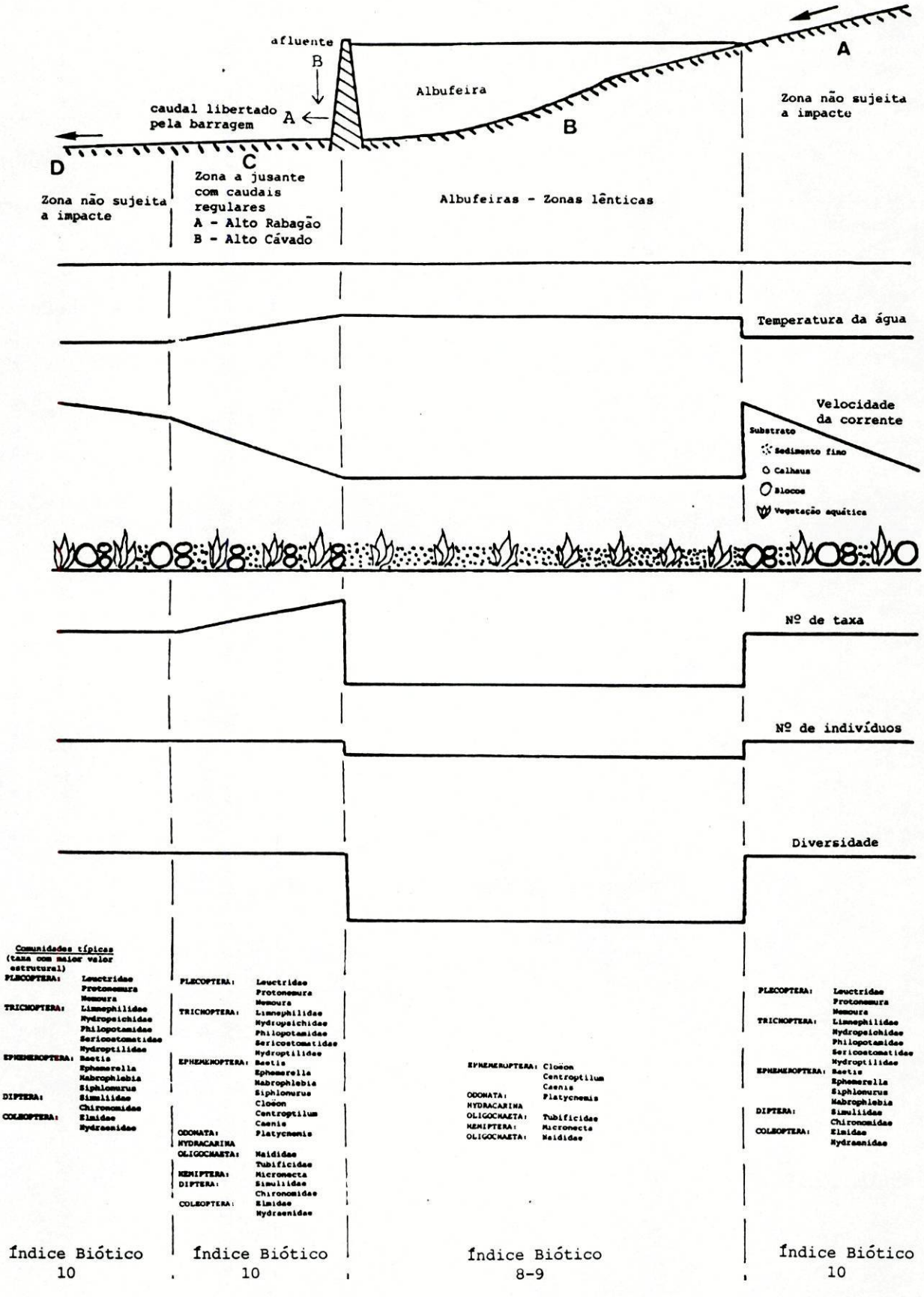
A micro-distribuição das comunidades de macro-invertebrados em diferentes tipos de substratos tem sido objecto de numerosos estudos. Assim, GERRISH e BRISTOW (1979), VINCENT et al. (1982) e ROOKE (1986a e b) salientaram-se no estudo da colonização de macrófitos por macro-invertebrados bentónicos. TOLKAMP (1980), ERMAN e ERMAN (1984), REICE (1984) e WAGNER (1984), entre outros, realizaram trabalhos com o objectivo de estudar o comportamento dos macro-invertebrados, nomeadamente em face a diferentes granulimetrias de substrato mineral. HAWKES (1976), RABENI e MINSHALL (1977) e BOURNEAUD e COGERINO (1986), por sua vez, tentaram estabelecer as inter-relações de diferentes factores do micro-habitat com influência na micro-distribuição destes organismos.

A metodologia utilizada nestes trabalhos tem sido muito diversificada. As experiências foram conduzidas quer em substratos artificiais (ERMAN e ERMAN, 1984; ROOKE, 1986a) quer em substratos naturais (BOURNEAUD e COGERINO, 1986).

No estudo por nós realizado no rio Cávado, com o objectivo de pesquisar a influência do substrato, as comunidades de macro-invertebrados foram amostradas nos substratos naturais (blocos, cascalho, areia, limo e vegetação) com um amostrador de delimitação de área ("Surber") pois foi nossa preocupação restringir, o




Cenário 1 - barragens da Caniçada e Venda Nova.




Cenário 2 - barragens do Alto-Cávado e Alto-Rabagão.

Figura 65 - Esquema interpretativo do impacte causado por empreendimentos hidroeléctricos.

mais possível, o efeito de "mosaico" geralmente formado pelos diferentes micro-habitats. Como termo de comparação realizaram-se, ainda, colheitas com substratos artificiais, todos de constituição idêntica, e colocados nos mesmos locais em que foram obtidas as amostras com o "Surber".

A análise do número de taxa pertencentes aos grandes grupos faunísticos evidenciou desde logo que os substratos minerais de granulimetria maior (blocos e cascalho) apresentaram uma maior riqueza do que os de areia. Assim, PLECOPTERA, TRICHOPTERA, EPHEMEROPTERA e COLEOPTERA constituem os grupos faunísticos melhor representados nesses substratos. Apenas OLIGOCHAETA apresenta uma maior preferência por granulimetrias menores (areia).

No que diz respeito aos substratos orgânicos, estudaram-se dois constituídos por vegetação (Rannunçulus sp. e Potamogeoton sp.) e ainda um tipo de substrato muito fino, fundamentalmente constituído por detritos orgânicos (limo).

O substrato vegetal era preferencialmente colonizado por ODONATA e EPHEMEROPTERA. TRICHOPTERA, PLECOPTERA e COLEOPTERA encontraram-se bem representados neste tipo de substratos, mas apenas em Rannunculus sp.

Em limo, sem dúvida o substrato mais pobre, apenas se encontraram bem representados OLIGOCHAETA e DIPTERA.

Nas amostras obtidas com substratos artificiais a distribuição dos macro-invertebrados foi muito mais homogénea. De facto, quase todos os grandes grupos faunísticos se encontravam sempre bem representados, tendo-se exceptuado os casos pontuais de PLECOPTERA, ausentes nos substratos artificiais colocados sobre Potamogeoton sp., ODONATA, ausente em blocos, e COLEOPTERA, ausente em blocos, cascalho e Rannunculus sp.

Estes resultados sugerem que, com efeito, o tipo de substrato exerce uma influência bem marcada na micro-distribuição dos macro-invertebrados aquáticos.

O que acabou de se dizer torna-se ainda mais evidente quando se faz a

análise da abundância relativa dos grandes grupos faunísticos.

No que diz respeito ao número de indivíduos e ao número de taxa, e em termos globais, pode ainda dizer-se que limo, Potamogeoton sp. e areia, são substratos mais pobres, relativamente aos restantes. Este aspecto é bem ilustrado pela diversidade. Repare-se, no entanto, que a comunidade presente em qualquer tipo de substrato se encontra bem adaptada, pois a regularidade não mostrou diferenças significativas.

A importância da vegetação para os macro-invertebrados está já bem demonstrada. VINCENT et al. (1982) verificaram que, no rio St. Laurent (Canadá), cerca de 90% da macrofauna se encontrava associada a macrófitos. BELTMAN (1984) e RABE e GIBSON (1984) confirmam esta importância quando demonstraram que a remoção da vegetação provocou a diminuição das populações de ODONATA, EPHEMEROPTERA, COLEOPTERA e HIRUDINEA.

Parece também bem demonstrado que a colonização se processa de forma diferente em diferentes espécies de macrófitos.

LODGE (1985) e LODGE e KELLY (1985) verificaram que esta associação é bem evidente em GASTEROPODA.

Tal como nos resultados por nós obtidos, também GERRISH e BRISTOW (1979), SCHEFFER et al. (1984), ROOKE (1986a e b), verificaram que Potamogeoton sp. é colonizado por uma fauna mais pobre do que outras espécies vegetais, nomeadamente Rannunculus sp.

Embora as relações entre os macrófitos e macro-invertebrados não sejam bem claras (SCHEFFER et al., 1984), ROOKE (1986a e b) aponta a morfologia das folhas como sendo responsável pela criação de abrigos e melhor captação de alimentos, a microestrutura e exsudações orgânicas como contribuindo para as diferentes preferências.

Segundo WATSON (1987), os macrófitos modificam os parâmetros hidráulicos, nomeadamente a rugosidade, não sendo, portanto de excluir que as diferentes

preferências sejam devidas às diferentes características hidrológicas. De notar que ROOKE (1986b) não põe de parte a influência que neste caso pode ter a velocidade da corrente.

No que diz respeito à preferência pelos organismos por substratos minerais, os resultados não têm sido concordantes. Assim, enquanto WISE e MOLLES (1979) e KHALAF e TACHET (1980) obtiveram, em experiências realizadas com substratos artificiais, melhores taxas de colonização em substratos de granulimetrias menores, ERMAN e ERMAN (1984) e DE PAUW et al. (1986) com substratos artificiais, e ORTH e MAUGHAM (1983) e WAGNER (1984), em substratos naturais, obtiveram melhores resultados em granulimetrias maiores. Este último autor estudou a emergência de insectos adultos em substratos arenosos e substratos mais heterogéneos, tendo verificado que ela era duas vezes inferior na areia. A maior emergência de PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA em substratos heterogéneos foi bem evidente, tendo constituído excepção apenas Habrophlebia (EPHEMEROPTERA) e Leuctra (PLECOPTERA). Estes resultados sugerem também uma maior preferência por maiores granulimetrias.

A influência dos detritos orgânicos finos tem sido também objecto de estudo. Segundo RABENI e MINSHALL (1977) e CULP et al. (1983), a sedimentação será responsável por um empobrecimento da macro-fauna. Também REICE (1984b) concluiu que o substrato mineral é preferido pelos macro-invertebrados em detrimento de substratos orgânicos.

A maioria dos autores está de acordo com o facto de o tipo de substrato ser extremamente importante do ponto de vista dos recursos alimentares. DVORAK e BEST (1982) e ROOKE (1986a) demonstraram a importância de macrófitos como fonte de alimento quer directamente, quer indirectamente. McMURTRY et al. (1983) verificaram que a escolha de substratos constituídos por sedimentos finos por parte de TUBIFICIDAE está relacionada com o conteúdo em bactérias aeróbias heterotróficas. MILLER (1985), por sua vez, pensa que o facto de muitos organismos evitarem

certos locais está relacionado com a procura de abrigos de forma a evitarem a predação.

RICHARD e MOREAU (1982) mostraram que os Fragmentadores, naturalmente, preferem substratos em que os fragmentos orgânicos, como folhas de árvores, estejam presentes.

A análise da estrutura trófica das comunidades por nós estudadas mostrou que, com substratos artificiais, não havia diferenças consideráveis. No entanto, nos substratos naturais, verificou-se que em "areia" e "limo" havia também uma grande predominância de Limnívoros. Em Potamogeoton sp. apenas se notou uma ligeira diminuição de Fragmentadores e Colectores relativamente a blocos, cascalho e Rannunculus sp., substratos em que a estrutura trófica das comunidades foi muito semelhante entre si.

Estes resultados parecem confirmar a importância do tipo de substrato nas relações tróficas dos macro-invertebrados, e servem de suporte à ideia de RABENI E MINSHALL (1977), segundo a qual a colonização por parte dos insectos aquáticos é função dos detritos orgânicos. No entanto, as características desses substratos, tais como a granulimetria, determinam a distribuição destes detritos.

Os estudos mais recentes apontam para a influência conjunta de várias variáveis. CUMMINS e LAUFF (1969) com base em resultados obtidos quer no campo quer no laboratório, concluiram que a velocidade da corrente, a granulimetria, as substâncias alimentares e outras variáveis físico-químicas influenciam a distribuição dos macro-invertebrados. Segundo estes autores, a velocidade da corrente, a temperatura e as características físico-químicas serão responsáveis pela macro-distribuição dos macro-invertebrados, enquanto que a granulimetria e o sedimento terão uma maior importância na micro-distribuição. Os trabalhos de TOLKAMP (1980) E CLAASSEN (1987) confirmam, de certa forma, esta maneira de pensar.

Sendo assim, parece preferível, tal como fizeram JENKINS et al. (1984) e BOURNAUD e COGERINO (1986), definir três tipos fundamentais de micro-habitats -

material erodido, material sedimentado e vegetação - aos quais se associam comunidades de macro-invertebrados distintas.

O estudo da estrutura das comunidades por nós realizado confirmou nitidamente esta definição de meios. Repare-se que, quer nos substratos naturais, quer nos artificiais, obtiveram-se, de forma mais ou menos evidente, dois conjuntos de substratos - um constituído por areia, limo e Potamogeoton sp. que corresponderá aos meios de sedimentação, e um outro correspondente a meios de erosão, constituído por blocos, cascalho e Rannunculus sp.

A estes meios associam-se diferentes comunidades (representadas nos quadros 24 e 25) que se assemelham bastante às comunidades típicas de diferentes substratos indicadas por HAWKES (1976), e que confirmam a maior preferência pelos meios de erosão por parte de PLECOPTERA e TRICHOPTERA.

Note-se que, no caso por nós estudado, a vegetação não constitui um meio perfeitamente diferenciado, embora apresentasse alguns taxa muito específicos. Com efeito, enquanto que a comunidade presente em Potamogeoton sp. se identificou com os meios de sedimentação, a de Ranunculus sp. foi mais semelhante à dos meios de erosão, o que nos sugere que as características hidrológicas, nomeadamente a velocidade de corrente, desempenham também um papel importante.

Com base em todos os resultados obtidos, quer com substratos naturais, quer com substratos artificiais, que não mostraram ser selectivos aos principais grupos colonizadores, podemos afirmar que a estrutura do substrato exerce uma influência acentuada na micro-distribuição das comunidades de macro-invertebrados bentónicos, mas resultante da actuação integrada de outras variáveis, tais como a velocidade de corrente, facto para o qual CUMMINS e LAUFF (1969) já haviam chamado a atenção (figura 66), e cujas inter-relações são difíceis de estabelecer.

Desta forma é possível compreender o impacte ambiental causado pelos empreendimentos hidroeléctricos. De facto, o funcionamento desses empreendimentos

causa alterações nas características hidrológicas, que por sua vez modificam os substratos naturais tendo como consequência modificações faunísticas importantes.

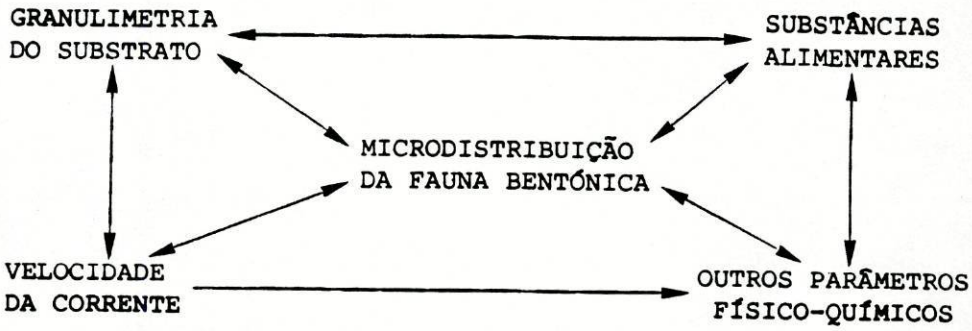



Figura 66 - Relações entre os parâmetros ambientais e a micro-distribuição dos macro-invertebrados bentónicos (modificado de CUMMINS e LAUFF, 1969).

Repare-se ainda que, tal como CROSA e RAMUSINO (1988) haviam sugerido, o índice biótico reflecte estas modificações. No nosso estudo, verificamos que em substratos artificiais os valores do índice biótico são praticamente idênticos em todos os locais; nos substratos naturais, pelo contrário, houve quebras, embora ligeiras, em areia, limo e Potamogeoton sp.. Cremos, por isso que este valor de índice biótico pode ser utilizado como medida de qualidade do meio, traduzindo, evidentemente, o grau de impacte ambiental.

### 5.3.2 - INFLUÊNCIA DA VELOCIDADE DA CORRENTE

A caracterização física e química da água nos canais de condução de água para o Posto Aquícola do Torno (Amarante) evidenciou, de uma forma clara, que a velocidade da corrente constuituía o único factor com variabilidade considerável e responsável pela variação de outros parâmetros tais como o caudal, e, nomeadamente, a espessura da sub-camada laminar.

Este facto reveste-se de grande importância pois, cumprida esta permissa, foi possível atribuir as eventuais alterações nas comunidades de macro-invertebrados à influência da velocidade da corrente.

Com efeito, verificou-se que, à medida que a velocidade de corrente aumentava, aumentavam, também, os números de taxa e de indivíduos, bem como, ainda que muito ligeiramente, o índice biótico. A diversidade e regularidade apresentaram um comportamento antagónico.

Os resultados obtidos por LOGAN E BROOCKER (1983), que apontaram para uma maior diversidade nos meios lóticos, parecem contradizer aquilo que se obteve no estudo por nós realizado. No entanto, convém notar que o nosso trabalho foi realizado numa zona montanhosa em que as gamas de velocidade de corrente eram bastante elevadas. É portanto de admitir que a fauna colonizadora seria predominantemente constituída por formas reófilas que possuiriam os adequados mecanismos de adaptação. Repare-se que PRIDMORE e ROPER (1985), ao comparar a comunidade de rápidos e torrentes, não detectaram diferenças consideráveis no que diz respeito ao número de taxa e de indivíduos.

As diferentes adaptações dos organismos aquáticos, que lhes permite resistirem à velocidade da corrente, desempenham, naturalmente, um papel muito importante.

HARROD (1965) já tinha verificado que, para SIMULIIDAE, havia necessidade de uma velocidade de corrente considerável, cuja acção provoca a abertura dos apêndices cefálicos de modo a possibilitar a captação de partículas alimentares.

STATZNER e HOLM (1982), provaram experimentalmente que a forma do corpo achatada, como acontece por exemplo em Ecdyonurus e Ancylus, conferia aos animais uma maior resistência a velocidades de corrente elevadas. Segundo estes autores, contrariamente ao que HYNES (1970) sugeria, a forma como as diversas forças actuam em torno do corpo dos organismos aquáticos, é muito mais complexa do que o efeito da sub-camada laminar considerado isoladamente.

Para KOEHL (1984), que estudou a acção mecânica da água em organismos

marinhos, as principais adaptações dizem respeito à morfologia (corpo achatado, flexível e de tamanho reduzido), à fisiologia (épocas de reprodução e crescimento coincidentes com períodos de menor força mecânica) e ao comportamento (agregação).

Embora os estudos em organismos dulciaquícolas se encontrem numa fase menos adiantada, estamos em crer que os mecanismos adaptativos serão análogos, como aliás o indicam os trabalhos de STATZNER e HOLM (1982) e nomeadamente GHETTI e RAVANETTI (1983), que sugerem que o aumento da velocidade de corrente induz uma capacidade de auto-regulação da deriva em populações de PLECOPTERA e EPHEMEROPTERA.

Sendo assim, era de admitir que a maior riqueza faunística se verificaria em locais de velocidades de corrents mais elevadas. As quebras verificadas em quase todos os parâmetros na gama de velocidades mais elevadas (2,8m/s) sugere que, aí, nem mesmo às formas bem adaptadas é possível um desenvolvimento normal. Com efeito, em ecossistemas naturais, esta gama de velocidade de corrente é muito pouco comum, à excepção de períodos de cheia e, como já foi referido, poderá ser responsável pelo desencadear de outros processos tais como a deriva.

O facto de a regularidade e a diversidade apresentarem um comportamento contrário aos restantes parâmetros confirma esta hipótese. Com efeito, ORTH e MAUGHAN (1983) indicaram que é em locais de velocidade de corrente intermédia (cerca de 0,6m/s) que se encontra uma diversidade mais elevada. Estes autores notaram também que a turbulência, exercia um papel determinante e, segundo eles, a diversidade seria mais elevada em locais de turbulência intermédia (número de FROUDE: 0,4 a 0,6).

A importância da turbulência e da espessura da sub-camada laminar na micro-distribuição de macro-invertebrados bentónicos tinha sido já realçada em 1959 por AMBÜHL.

Repare-se que foram precisamente estes parâmetros, juntamente com a

velocidade da corrente, que apresentaram correlações mais elevadas com a totalidade dos parâmetros estruturais da comunidade.

A importância de outros parâmetros físicos, tais como a densidade e a viscosidade da água, na distribuição dos macro-invertebrados, tem sido salientada por diversos autores tais como HAWKES (1976). Para HIGLER e MOL (1984) a importância dos parâmetros hidráulicos é tal que permite mesmo estabelecer uma classificação dos cursos de água em que eles constituem a base. MINSHALL et al. (1983, 1985) realçaram a sua importância para a caracterização de macro e micro-habitats, e o estudo da sua evolução ao longo dos cursos de água constitui um óptimo contributo para a teoria do R.C.C. ("River Continuum Concept").

Sendo assim, seria de esperar que a estrutura das comunidades de macro-invertebrados apresentasse diferenças em função da velocidade da corrente, principal responsável pela variabilidade da turbulência e espessura da sub-camada laminar, como, aliás, já haviam sugerido, entre outros, AMBÜHL (1959), CIBOROWSKI e CLIFFORD (1984), GIBON e STATZNER (1985) e CELLOT e BOURNAUD (1987).

O estudo da estrutura das comunidades de macro-invertebrados, realizado por análise em componentes principais, mostrou que, com efeito, essas diferenças são um facto.

Assim, foram obtidos quatro conjuntos de grupos taxonómicos relacionados com as diferentes estações, com gamas de velocidades de corrente distintas (quadro 30).

Embora já quase tudo tenha sido dito acerca da constituição desses conjuntos, repare-se, uma vez mais, na preferência de PLECOPTERA por correntes elevadas, ao passo que TRICHOPTERA, COLEOPTERA e DIPTERA preferem correntes intermédias.

Repare-se ainda que há um aumento de formas reófilas directamente relacionado com a velocidade da corrente.

Naturalmente que, tratando-se de um sistema muito homogéneo em que,

como se disse, quase todas as gamas de velocidade de corrente foram elevadas, a estrutura trófica das comunidades de macro-invertebrados não revelou diferenças consideráveis.

Em suma, podemos pois afirmar que, com efeito, a velocidade da corrente exerce uma influência importante na micro-distribuição das comunidades de macro-invertebrados.

No entanto, como já foi afirmado no parágrafo anterior, e como sugeriram AMBÜHL (1959), CUMMINS e LAUFF (1969) e WILLIAMS (1986), esta micro-distribuição é regulada pela inter-relação de muitos factores, alguns deles influenciados pela velocidade da corrente, como é o caso da granulimetria do substrato, da quantidade de alimento disponível e do teor de oxigénio dissolvido, etc. Segundo ZIMMERMANN (1961), a velocidade da corrente desempenha um papel importante a nível de:

- Capacidade de movimentos e reprodução.
- Especialização na forma de obter alimento.
- Disponibilidade de oxigénio dissolvido.
- Preferência pelo tipo de substrato.
- Inter-relações com outras propriedades físicas da água.

Por isso é necessária a máxima cautela na apreciação deste tipo de resultados, cuja interpretação no meio natural deverá ser feita em função da integração de todos estes factores.

É ainda importante realçar, como bem acentua WILLIAMS (1986) que, por este motivo, os resultados, quando obtidos experimentalmente, só muito dificilmente podem ser extrapolados para situações reais.

Neste aspecto, o facto de esta experiência ter sido realizada em condições que podemos considerar semi-naturais apresenta-se quanto a nós muito vantajosa. De qualquer forma, parece-nos que as devidas cautelas deverão ser

consideradas, até porque a própria inclusão de substratos artificiais deverá ter criado micro-habitats de características muito especiais que, com os meios disponíveis, não tivemos oportunidade de quantificar.

Mesmo tendo em conta todas estas condicionantes, parece-nos lógico realçar a importância desta experiência no sentido de ser possibilitada uma maior compreensão do impacte provocado pelos empreendimentos hidroeléctricos sobre a velocidade da corrente e, indirectamente, sobre as comunidades de macro-invertebrados.

## 5.4 - COMUNIDADES DE REFERÊNCIA. CLASSIFICAÇÃO BIOTIPOLÓGICA DOS MEIOS LÓTICOS

Ao longo deste trabalho já quase tudo foi dito no que diz respeito à classificação biotipológica dos cursos de água. Como vimos em parágrafos anteriores, foi possível conhecer as estruturas das comunidades de macro-invertebrados nas diferentes estações de amostragem da bacia hidrográfica do rio Cávado, quer em locais inalterados, quer em função do impacte provocado por empreendimentos hidroeléctricos que se manifestou, nomeadamente, na natureza do substrato e velocidade de corrente. Este aspecto é de grande importância pois, como já referira STEFFAN (1965), para se elaborar um sistema de classificação biotipológica é necessário interpretar as alterações do biótopo e relacioná-las com as comunidades e ainda incluir essas comunidades perturbadas no sistema idealizado.

Sendo assim, parece-nos lícito afirmar que as estações de amostragem com características marcadamente lóticas (ritron) apresentarão uma comunidade constituída pelos taxa que englobamos nos conjuntos I e II do quadro 12. O conjunto III caracterizará as estações de amostragem que se encontram em transição para um facies mais lêntico. Sem entrar em grandes especulações pensamos que esta classificação poderá ser um pouco mais aprofundada e mesmo relacionada com o impacte ambiental. Desta forma passamos a ter:

- Zonas de Epi-Ritron - conjunto I
- Zonas de Meta-Ritron - conjunto II
- Zonas de Hipo-Ritron, Epi-Potamon e Ritron sujeito a ligeiro stress - - conjunto III
- Zonas lênticas e zonas sujeitas a grande stress - conjunto IV

Esta classificação acaba por se enquadrar bastante bem na classificação de macro-habitats representada na figura 62, o que confirma a ideia muito generalizada de correlação entre as características morfológicas e hidrológicas e a constituição das comunidades, base de toda a biotipologia. Lembre-se que CASTELLA et al. 1984, no rio Ródano, obtiveram, desta forma, uma classificação muito precisa.

Assim, e reportando-nos à figura 62, as comunidades representadas pelos conjuntos I e II estão de certa forma associadas aos grupos C e D. Os grupos A e B, por sua vez, associam-se aos taxa do conjunto III.

Em Portugal não há muitos trabalhos realizados, na mesma região geográfica, cujos resultados possam ser comparados com estes. Por isso, fizemos um comparação com a informação por nós obtida no rio Lima, (em zona de Potamon) (FONTOURA, 1988), no rio Estorãos, afluente do Lima (Meta-Ritron) (FONTOURA, 1985, não publicado) e no rio Febros (Meta-Ritron), localizado já nos limites da zona geográfica em causa (FONTOURA, 1986a). Também se tentou fazer uma comparação com resultados obtidos na vizinha Espanha. Para isso, socorremo-nos do trabalho de GARCIA DE JALON e DEL TANAGO (1982) realizado nos rios da Serra de Guadarrama, a norte de Madrid, portanto em zona geográfica com muitas características comuns.

HAWKES (1975) apresenta uma lista de famílias típicas de zonas de Ritron e Potamon para serem usadas à escala mundial, o que lhe confere uma importância considerável e que, obviamente, também foi utilizada.

Os resultados desta comparação encontram-se no quadro 35.

Parece, pois, bem claro, que em Potamon os taxa dos conjuntos III e IV aumentam nitidamente ao passo que em Ritron predominam os taxa dos conjuntos I e II.

Repare-se que, nos rios da Serra de Guadarrama, as diferentes subdivisões de Ritron apresentam um gradiente traduzido pela diminuição de taxa do conjunto I. No entanto, em Potamon, as percentagens dos taxa comuns aos da bacia do rio Cávado não são concordantes, por elevadas, para os conjuntos I e II, com a classificação que aqui propomos. Uma vez que não conhecemos estes rios não nos é possível adiantar um comentário profundo para esta situação. Talvez a situação geográfica tenha a sua influência, pois, no rio Lima, que praticamente podemos considerar um Hipo-Potamon inalterado a classificação proposta parece poder ser aplicada.

Este facto não será, pois, impeditivo da possibilidade de utilizar as comunidades de macro-invertebrados, nomeadamente as dos conjuntos I e II, como referência, pelo menos para os rios de NW de Portugal, cuja importância se refletirá, sem dúvida, na previsão de impacte quer no espaço quer no tempo nos diferentes cursos de água dessa região, com evidentes benefícios para a sua gestão.

De qualquer forma e como acentua STEFFAN (1965), as comunidades dulciaquícolas possuem um alto grau de dinamismo e, por isso, os resultados obtidos deverão sempre ser interpretados com o devido cuidado sendo necessário continuar os programas de investigação neste campo no sentido de eliminar as causas de erro.

Finalmente, pensamos ser de grande importância fazer uma referência ao nível de identificação utilizado quer nesta classificação biotipológica quer noutros aspectos discutidos anteriormente.

Todos os resultados por nós obtidos foram baseados nos níveis de iden-

Quadro 35 - Percentagem de taxa mais abundantes em diferentes rios, comuns aos conjuntos determinados para a bacia do rio Cávado.

|‾‾‾‾| - conjunto I + II e III + IV

| Outros rios \ Conjuntos de taxa da bacia do rio Cávado | I | | II | III | | IV |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lima (Potamon) | 35 | 57 | 22 | 30 | 43 | 13 |
| Estorãos (Meta-Ritron) | 50 | 83 | 33 | 13 | 16 | 3 |
| Ave (Meta-Ritron) | 44 | 76 | 32 | 20 | 24 | 4 |
| Febros (Meta-Ritron) | 50 | 77 | 27 | 18 | 23 | 5 |
| Rios da Serra de Guadarrama (Espanha) | | | | | | |
| Epi-Ritron | 67 | 92 | 25 | 8 | 8 | 0 |
| Meta-Ritron | 42 | 92 | 50 | 8 | 8 | 0 |
| Hipo-Ritron | 42 | 75 | 33 | 25 | 25 | 0 |
| Potamon | 57 | 86 | 29 | 14 | 14 | 0 |
| Rios à escala mundial (HAWKES, 1975) | | | | | | |
| Ritron | 75 | 94 | 19 | 6 | 6 | 0 |
| Potamon | 25 | 50 | 25 | 33 | 50 | 17 |

tificação indicados por DE PAUW e VANHOOREN (1983), que nunca fazem chamada da espécie. Este aspecto tem merecido inúmeras críticas, nomeadamente a nível de discussões surgidas em reuniões científicas, havendo vários autores que afirmam que só se poderão obter bons resultados com identificação da espécie. Os resultados por nós obtidos parecem contrariar esta afirmação. Com efeito, com os níveis de identificação propostos é possível tirar conclusões válidas sobre o comportamento das comunidades em face a diferentes tipos de impacte. HUGHES (1978), ao estudar os factores que influenciam o índice de diversidade no "River Cynon", Grã-Bretanha, chegou precisammente à mesma conclusão.

Assim, e sem querermos pôr em causa a maior precisão dos resultados obtidos caso se procedesse à identificação até à espécie, pensámos que os benefícios daí advindos não compensariam o maior dispêndio de tempo e a maior capacidade técnica necessários, sabendo nós que a rapidez de acção é uma das maiores condicionantes da gestão dos recursos naturais como, aliás, se encontra expresso na estratégia Mundial de Conservação (I.U.C.N., 1980).

## 6 - CONCLUSÕES GERAIS

Com este trabalho pensamos ter contribuído para o aumento do conhecimento sobre a ecologia das comunidades de macro-invertebrados e nomeadamente para a compreensão dos efeitos de algumas actividades humanas sobre os ecossistemas dulciaquícolas.

Em síntese, os resultados obtidos sugerem-nos algumas conclusões, no que diz respeito à caracterização ecológica da área estudada bem como à qualidade da água, ao impacte ambiental provocado por empreeendimentos hidroeléctricos, à biotipologia e finalmente à gestão dos recursos hídricos.

1. No que diz respeito à caracterização ecológica da área estudada, podemos dizer que:

- O trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado apresenta um carácter mediterrânico-montanhoso, caracterizado por flutuações sazonais bem marcadas das variáveis físicas e químicas da água, nomeadamente a temperatura e oxigénio dissolvido, bem como de algumas características hidrológicas (caudal e velocidade da corrente).

- O rio Rabagão, afluente do Cávado, apresenta uma composição físico-química ligeiramente diferente da deste, e que se traduz por um menor teor em oxigénio dissolvido, em silicatos e dureza total. Estas diferenças pareceram ficar a dever-se não só à natureza geológica da rocha-mãe, mas principalmente ao menor declive, que terá tido como consequência uma menor oxigenação e lixiviação.

- No trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado, as comunidades de macro-invertebrados são bastante ricas (115 taxa) e dominadas por CHIRONOMIDAE e SIMULIIDAE (DIPTERA), Baetis e Ephemerella (EPHEMEROPTERA) e NAIDIDAE (OLI-

GOCHAETA).

- A zona estudada é, simultaneamente, rica em material orgânico alóctone e autóctone, uma vez que a estrutura trófica das comunidades é dominada por Limnívoros e Fragmentadores (36 e 21% respectivemente), embora Raspadores e Colectores apresentem também abundâncias relativas importantes (21 e 14% respectivamente).

- As comunidades de macro-invertebrados apresentam um comportamento sazonal intimamente relacionado com as características hidrológicas, que se traduziu por uma maior riqueza quer em número de taxa quer de indivíduos no ano de 1985 (de Inverno mais pluvioso mas com estiagem mais marcada) relativamente a 1986.

- Foi ainda possível concluir que no Outono-Inverno a fauna de macro-invertebrados é dominada por formas reófilas das quais se salientam, pelo seu valor estrutural, PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA (Baetis, Ephemerella, Epeorus, Ecdyonurus, Ephemera, Siphlonurus e Paraleptophlebia). Na Primavera-Verão são as formas limnófilas que dominam, nomeadamente COLEOPTERA, HEMIPTERA, ODONATA e EPHEMEROPTERA (Habrophlebia, Centroptilum, Cloeon, Caenis e Thraulus). Estas alterações da fauna refletem-se na estrutura trófica e traduzem-se por um aumento de Fragmentadores em períodos de maior caudal, devido à maior quantidade de material alóctone (Outono e Inverno) e de Raspadores, mais dependentes de perifiton, na Primavera-Verão.

- A distribuição longitudinal dos macro-invertebrados revelou um empobrecimento acentuado do número de taxa, nomeadamente de PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA e uma diminuição do índice de diversidade nas albufeiras (excepto na do Alto-Cávado em que o empobrecimento foi muito ligeiro). O número de indiví-

duos e a regularidade apresentam, também, nesses mesmos locais, quebras pouco acentuadas.

Nas estações a montante e a jusante de empreendimentos hidroeléctricos, em que os caudais são irregulares, foram também visíveis empobrecimentos ligeiros.

- Ao longo do trecho estudado a estrutura trófica das comunidades é muito homogénea, apenas se constatando um aumento gradual de Limnívoros, de montante para jusante. Este grupo funcional é também muito abundante nas albufeiras, o que contrasta com a ausência de Colectores.

- A análise em componentes principais permitiu concluir que a estrutura das comunidades é diferente nas albufeiras, onde os taxa com valor estrutural são COLEOPTERA e HEMIPTERA. Nemoura (PLECOPTERA), LIMNEPHILIDAE (TRICHOPTERA) e EPHEMEROPTERA aparecem com valor estrutural exclusivamente na do Alto-Cávado. Nas estações de facies lótico foi possível evidenciar quatro conjuntos de grupos taxonómicos (I a IV) (quadro 12). Estes conjuntos formam um gradiente relacionado com a velocidade de corrente. A diminuição de velocidade de corrente foi, naturalmente, acompanhada pela redução de formas reófilas nomeadamente PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA.

- A comparação entre as amostras obtidas com substratos artificiais e com rede de mão não mostrou diferenças consideráveis. No entanto, este estudo evidenciou que, para a obtenção do índice biótico em albufeiras, o esforço de amostragem tradicionalmente usado (3 substratos artificiais ou 1 rede de mão isto é, cinco minutos de esforço de amostragem) era manifestamente insuficiente. Nestes casos é aconselhável a utilização de 12 substratos artificiais ou 3 redes de mão (15 minutos de esforço de amostragem) para a obtenção de uma

amostra.

- A experiência realizada no rio Cávado permitiu concluir que em meios homogéneos (substratos artificiais) a fauna colhida nas diferentes amostras foi mais semelhante entre si do que a que foi obtida relativamente aos substratos naturais sobre os quais os primeiros foram colocados, no que diz respeito ao número de taxa, índice biótico e estrutura trófica.

- No que diz respeito à estrutura das comunidades, número de indivíduos e índice de diversidade, foi possível distinguir dois tipos de meios, quer nos substratos naturais quer nos artificiais:

  - Meios de erosão (blocos, cascalho e macrófitos - Rannunculus sp.).
  - Meios de sedimentação (areia, limo e macrófitos - Potamogeoton sp.).

- A fauna dos meios de erosão relativamente aos meios de sedimentação foi a mais diversificada e em que TRICHOPTERA e COLEOPTERA foram os taxa de maior valor estrutural, o que implicou uma maior abundância relativa de Fragmentadores e Colectores naqueles meios.

- Note-se que foi ainda possível concluir que alguns taxa, tais como TRICHOPTERA (HYDROPTILIDAE e ECNOMIDAE), EPHEMEROPTERA (Baetis e Habrophlebia), ODONATA (Gomphus) etc. são muito dependentes da presença de macrófitos.

  Também neste caso o índice biótico retratou a diferença dos dois tipos de meios, sendo os seus valores ligeiramente inferiores nos meios de sedimentação.

- Os efeitos da alteração da velocidade da corrente, estudados experimentalmente

no Posto Aquícola do Torno (Amarante), permitiram concluir que aquele parâmetro, responsável por modificações de caudal, espessura da sub-camada laminar e turbulência (nº de Froude), está directamente relacionado com a composição das comunidades de macro-invertebrados. Assim, à medida que ele aumenta, há também um aumento do número de taxa, de indivíduos e índice biótico, com excepção de correntes violentas (2,8m/s). A diversidade e regularidade apresentam um comportamento inverso, que parece relacionado com a capacidade da adaptação de organismos a correntes elevadas.

- O estudo da estrutura das comunidades de macro-invertebrados revelou a existência de quatro conjuntos intimamente relacionados com a velocidade de corrente que permitiram concluir que PLECOPTERA prefere correntes elevadas, enquanto que TRICHOPTERA, COLEOPTERA e DIPTERA preferem correntes intermédias.

2. No que diz respeito à qualidade da água, os resultados obtidos sugerem que:

- A composição físico-química das águas da zona estudada permitiu classififcá-las como sendo de boa qualidade (classes I e II de BECKERS e STEEGMANS, 1979).

- As características físicas e químicas da água das albufeiras, que relativamente às restantes estações de amostragem apresentam um ligeiro aumento de temperatura e pH, e um menor teor em oxigénio dissolvido, permitiram classificá-las como oligotróficas.

  A oligotrofia das albufeiras foi confirmada pelo baixo valor da relação TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE e ainda pelos reduzidos valores de diversidade.

- A exploração mineira do Couto da Borralha constitui um dos poucos focos poluidores detectados. Provoca um aumento de teor em cobre dissolvido ($Cu^{2+}$) que

chegou a atingir, durante o período estudado, 0,26mg/l. No entanto, o seu efeito circunscreve-se às imediações do efluente (ribª da Borralha). Na cauda da albufeira da Venda Nova e a jusante dela, os teores máximos não ultrapassam os 0,075mg/l.

- O aumento do teor em cobre dissolvido parece ser o responsável pela quase completa ausência de TUBIFICIDAE (OLIGOCHAETA) na albufeira da Venda Nova e por uma menor abundância relativa de CHIRONOMIDAE (DIPTERA) (25,7% na Venda Nova comparativamente com a da Caniçada, onde essa abundância foi de 43,2%). Naturalmente que a estrutura trófica da comunidade de macro-invertebrados se ressente deste facto, e apresenta uma menor abundância relativa de Limnívoros.

- Este estudo mostrou que, nos locais estudados, as truticulturas provocam um enriquecimento orgânico responsável por alterações nas comunidades bentónicas. Este efeito, na situação actual, foi restrito à vizinhança das respectivas explorações.

As truticulturas convencionais dos rios Urão e Coura deterioram ligeiramente a qualidade da água. O poder auto-depurador desses cursos de água parece ser o responsável pela minimização dos efeitos.

A truticultura em jaulas flutuantes, da albufeira da Caniçada, provocou uma ligeira eutrofização no lago de barragem em que está localizada.

O enriquecimento orgânico foi provocado pelo aumento do teor em azoto amoniacal (N-NH4) e ortofosfatos solúveis (P-PO4), traduzindo-se ainda por um aumento de CBO5.

Os efeitos das truticulturas sobre as comunidades de macro-invertebrados são bem evidentes, em especial relativamente à sua estrutura trófica (aumento de Limnívoros) e ao aumento da razão TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE.

De momento, quer as alterações da composição física e química da água,

quer das comunidades de macro-invertebrados, provocadas pelas truticulturas, não parecem ser graves. No caso da albufeira da Caniçada, podem mesmo ser benéficas, se controladas. No entanto, é de realçar a falta de resultados em épocas críticas, como o período de estiagem, em que os efeitos poderão ser acentuados.

- A poluição doméstica apenas se fez sentir, e de forma muito ligeira, no rio do Gerês (estação nº1). Com efeito, nesta estação de amostragem, embora a composição física e química da água seja indicadora de boa qualidade, o que atesta o bom poder auto-depurador desse curso de água, as comunidades de macro-invertebrados foram mais pobres. Este aspecto fez-se sentir na redução dos grupos mais sensíveis - PLECOPTERA, TRICHOPTERA e EPHEMEROPTERA - e também na estrutra trófica da comunidade, que diferiu substancialmente da das restantes estações de amostragem, sendo mais rica em Limnívoros. O índice biótico traduziu essas perturbações ligeiras nomeadamente no Outono de 1985 (índice biótico = 8) e Inverno de 1986 (índice biótico = 7).

- O valor da diversidade e, nomeadamente, do índice biótico reflectem, na maioria das estações de amostragem, a boa qualidade da água. Nas estações em que não houve conformidade entre os índices químico e biótico, pode afirmar-se que este último traduziu perfeitamente o impacte causado nas comunidades de macro-invertebrados pelos empreendimentos hidroeléctricos.

3. No que diz respeito ao impacte ambiental provocado por empreendimentos hidroeléctricos, realçamos o seguinte:

- O impacte ambiental dos empreendimentos hidroeléctricos não se fez sentir sobre as características físicas e químicas da água, à excepção do aumento de

temperatura detectado nas albufeiras, devido ao represamento.

- Pelo contrário, a morfologia dos cursos de água foi muito alterada. Estimou-se que este efeito tenha influenciado cerca de 36% da sua extensão total. As alterações foram traduzidas pela transformação de um ecossistema lótico em semi-lêntico de forma permanente, nas albufeiras (26%), ou de forma intermitente (10%), imediatamente a jusante e montante daquelas massas de água.

- Nas albufeiras houve ainda a considerar as flutuações do nível da água que implicaram uma redução na abundância de macrófitos, e que foram muito marcadas na Venda Nova e Caniçada.

- Através deste estudo foi possível compreender o comportamento das comunidades de macro-invertebrados relativamente a este tipo de impacte: verificou-se uma redução do número de taxa, de indivíduos, na diversidade e no índice biótico e alterações na composição das comunidades em locais sujeitos a impacte.

Assim, nas estações de amostragem não sujeitas a impacte, as comunidades de macro-invertebrados eram caracterizadas pelos taxa que compõem os conjuntos I e II ou seja: PLECOPTERA (LEUCTRIDAE, Nemoura e Protonemura), TRICHOPTERA (HYDROPTILIDAE), EPHEMEROPTERA (Ephemella, Baetis, Habrophlebia, e Siphlonurus), DIPTERA (SIMULIIDAE e CHIRONOMIDAE), COLEOPTERA (ELMIDAE e HYDRAENIDAE).

Nas estações a jusante da empreendimentos hidroeléctricos há a considerar dois casos distintos:

- As estações a jusante das barragens do Alto-Cávado (5) e da do Alto-Rabagão (21) que aparentemente não foram prejudicadas, nas quais, além dos taxa dos conjuntos I e II, apareceram ainda taxa do conjunto III, nomeadamente

EPHEMEROPTERA (Centroptilum, Cloeon e Caenis), ODONATA (Platycnemis), HYDRACARINA e OLIGOCHAETA (TUBIFICIDAE).

- A estação a jusante da Caniçada (nº 9), sujeita a um forte impacte, foi caracterizada pelos taxa do conjunto IV - HEMIPTERA (Micronecta) e OLIGOCHAETA (NAIDIDAE).

As estações localizadas a montante das albufeiras sofreram também um impacte que foi mais evidente naquela situada a montante de Salamonde (nº 22A), cuja fauna característica foi semelhante à da estação nº9. Na estação nº 11A (montante da Venda Nova) a fauna característica assemelha-se ao conjunto III.

- Naturalmente que as alterações na composição da comunidade de macro-invertebrados se reflectiram na estrutura trófica, tendo-se traduzido por uma diminuição de Fragmentadores e Colectores nos locais de facies mais marcadamente lêntico, que foram aqueles em que o impacte foi mais acentuado.

- Todas estas alterações nas comunidades de macro-invertebrados foram semelhantes às apontadas por outros autores e foi possível quantificá-las através do cálculo do índice biótico.

Assim, detectámos um impacte acentuado nas albufeiras da Caniçada e Venda Nova (índice biótico com o valor de quatro); um impacte ligeiro na albufeira do Alto-Rabagão (IB=8), a jusante da Caniçada (IB=7) e a montante da Venda Nova (IB=8); um impacte moderado (IB=5) a montante de Salamonde; nos locais não perturbados, o índice biótico variou sempre entre nove e dez.

Tal como noutros estudos, também na bacia do Cávado se pode concluir que o impacte causado por cada empreendimento hidroeléctrico está relacionado com as suas próprias características, já que os resultados obtidos para o

Alto-Cávado e Alto-Rabagão foram diferentes dos obtidos para a Caniçada e Venda Nova.

- Assim, em termos mais gerais, foi possível atribuir o impacte dos empreendimentos hidroeléctricos a alterações provocadas conjuntamente na velocidade de corrente e natureza do substrato, nomeadamente na granulimetria. Com efeito, o substrato tornou-se mais homogéneo a jusante e montante das albufeiras, apresentando uma maior dominância de calhaus e sedimentos finos respectivamente. Estas alterações no substrato foram ainda responsáveis pela abundância de vegetação aquática.

4. No que diz respeito à biotipologia dos meios lóticos, os resultados obtidos durante o período de estudo sugerem que:

- Com base na classificação biotipológica estabelecida, detectou-se uma certa conformidade entre a classificação das estações de amostragem baseada nas características mesológicas e a classificação em que as comunidades de macroinvertebrados constituiram o elemento base.

Assim, o conjunto I caracterizou as estações de epi-ritron, as estações de meta-ritron foram caracterizadas pelos conjuntos I e II, e o conjunto III caracterizou as estações de hipo-ritron (quadro 12).

As zonas de transição hipo-ritron, epi-potamon e as zonas de ritron perturbadas foram caracterizadas pelo conjunto III, enquanto que as zonas de facies lêntico e as zonas de ritron muito perturbadas foram caracterizadas pelo conjunto IV.

Estes resultados atestam em favor da classificação proposta por PERSOONE (1979) que parece ser bastante consistente mas que deverá ser, ainda, usada com o máximo cuidado.

5. Finalmente no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos em Portugal em termos globais, podem ainda tirar-se algumas conclusões:

- A possibilidade de utilização dos taxa dos conjuntos I e II como comunidades de referência de locais não perturbados, pelo menos no NW de Portugal.

- A possibilidade de utilização do cálculo do índice biótico Belga (BBI) para avaliar impactes ambientais, quer se trate de problemas causados por poluição química quer de outra natureza.

- A possibilidade de utilizar a teoria do R.C.C.("River Continuum Concept") como base para a compreensão da ecologia dos cursos de água. Esta utilização, no entanto, deve ser sujeita a um maior estudo de investigação, nomeadamente no que diz respeito à sua aplicabilidade a rios regulados, para o que a teoria do S.D.C. ("Serial Discontinuity Concept") constitui um grande incremento, sem o qual não será possível ultrapassar os condicionalismos que actualmente enfrenta.

## 7 - RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA ACÇÕES FUTURAS

Em face às conclusões obtidas, achamos por bem apresentar algumas recomendações e sugestões para que se possam minimizar os efeitos nefastos de algumas actividades humanas e ainda para que seja possível realizar um melhor aproveitamento das águas da bacia hidrográfica do rio Cávado e dos recursos hídricos em geral.

Assim:

- Embora a poluição doméstica não seja acentuada, é necessário reduzir a sua carga e, em termos futuros, prevenir o seu previsivel aumento. Para isso, sugere-se que, a curto prazo, sejam instaladas pequenas fossas sépticas e se realizem campanhas de educação sanitária dirigidas às populações como foi já recomendado pelo Ministério da Administração Interna (1976) para o Vale do rio Sousa. A médio prazo recomenda-se a realização de estudos mais aprofundados no sentido de avaliar a necessidade de implantação de estações de tratamento de água.

- A poluição provocada pelas minas da Borralha constitui um problema grave que urge resolver mesmo tendo em conta que ultimamente os teores em cobre tenham diminuido devido à irregularidade de exploração. A resolução deste problema deverá ser procurada junto a equipas de especialistas, necessariamente multidisciplinares, entretanto, sugerimos que a central de Vila Nova e o sistema de bombagem de água para a albufeira do Alto-Rabagão sejam operados com extremo cuidado. O modo de operação deve basear-se num apertado controle dos teores em cobre na água de forma a evitar que a contaminação se propague.

- Para evitar os eventuais problemas causados por truticulturas aconselhamos a elaboração de projectos de vigilância e recuperação de qualidade da água. Estes projectos deverão, quanto a nós, englobar uma componente de investi-

gação com o objectivo de procurar a melhor opção para reduzir a acumulação de nutrientes no meio (quadro 36), e, também, uma componente de ordem política que, com base na análise dos resultados de programas regulares de vigilância de qualidade de água, poderá regular a atribuição de alvarás de licenciamento e coagir os proprietários de pisciculturas a efectuar os necessários tratamentos de efluentes.

- Para minimizar os efeitos negativos dos empreendimentos hidroeléctricos, várias acções podem ser levadas a cabo. De entre elas salienta-se, pela sua importância, a manutenção dos caudais ecológicos. Segundo PETTS, 1987 eles são imprescindíveis; por isso recomenda-se que seja reforçada a legislação no sentido da sua manutenção. De notar que na bacia hidrográfica do rio Cávado nem sempre estes caudais são respeitados.

O modo de operação dos próprios empreendimentos pode contribuir para a redução dos efeitos, controlando a elevação brusca de caudais, a sedimentação, a qualidade da água, etc. Segundo IRVINE e JOWETT (1987) este tipo de controle é mais fácil nos sistemas de represamento múltiplo como é o caso do sistema que acabamos de estudar. Estes mesmos autores apontam, como solução para controlar as alterações de temperatura provocadas pelas descargas hipolimnéticas (efeito que não teve influência marcante nas barragens do Cávado e Rabagão), a construção de saídas de água a vários níveis. Esta solução, embora muito dispendiosa, pode ser útil se considerada ainda na fase de projecto de futuros empreendimentos.

As alterações sofridas pelo substrato poderão ser contrabalançadas através de acções simples e pouco dispendiosas como seja a introdução de blocos e calhaus no leito para aumentar a heterogeneidade (BROOKES, 1987). Com efeito, SHIELDS (1983) apresenta algumas sugestões e comenta a eficácia de diferentes estruturas (deflectores, peitoris e rochas colocadas ao acaso) cujos principais efeitos são os de aumentar a diversidade de habitats e de modificar pontualmente

Quadro 36 - Estimativa para reduzir a acumulação de Fósforo (P) (BEVERIDGE, 1984).

| | | | |
|---|---|---|---|
| Redução de resíduos que se acumulam na água | Passagem do alimento em crivos | caro | ± 2% |
| | Melhoramento do fabrico do alimento | caro | |
| Redução de perdas de alimento | Melhoramento do método de fornecimento do alimento | caro | |
| | Melhoramento da localização das jaulas | barato | ± 10% |
| | Regulação da quantidade de alimento fornecido | barato | |
| Redução das perdas totais de P | Redução do conteúdo de P no alimento | caro | ± 30% |
| | Uso de dietas de alta digestão | barato | ± 30% |
| Redução do aporte de P durante a cultura | Bombagem de detritos do fundo | caro | ? |
| | Remoção dos peixes mortos | barato | ± 10% |
| | Captura do peixe que foge das jaulas | barato | ± 1,5% |
| | Utilização de resíduos (para cultura extensiva) | ? | ? |

a velocidade de corrente. Evidentemente que a eventual colocação destas estruturas na bacia hidrográfica do rio Cávado necessitaria de um estudo de planificação prévia. Este sistema seria, quanto a nós, particularmente benéfico para as comunidades de macro-invertebrados e piscícolas, nomeadamente nos locais situados a montante e jusante de albufeiras.

Um outro problema motivado pelos empreendimentos hidroeléctricos, bem visível nos locais estudados, são as grandes variações de nível nas albufeiras que implicam o desaparecimento de macrófitos.

Segundo JOHNSTONE (1987), para haver macrófitos, a variação de nível não pode exceder 5 metros. Para MARK (1987), as soluções são quase inexistentes, podendo actuar-se ao nível de alteração da topografia, o que é extremamente caro, e ao nível da forma de operar a barragem. É também aconselhável um estudo aprofundado dos tempos de imersão e emersão, pois pode haver espécies resistentes cuja introdução poderia ser possível.

Para HELAWELL (1988), em alguns tipos de margens a construção de ressaltos pode permitir a colonização.

Pela nossa parte, e como medida experimental de fomento da fauna, sugerimos a colocação de ilhas artificiais flutuantes, nas quais se tentaria promover a fixação de macrófitos.

Naturalmente que todas as acções que temos vindo a sugerir deverão, obrigatoriamente, inserir-se num plano de ordenamento, em que os usos da água se encontrem perfeitamente definidos. Todavia, para a elaboração de qualquer plano de ordenamento é necessário recorrer a uma grande quantidade de informação multisectorial em que o papel dos hidrobiologistas é fundamental (VERNIERS e MICHA, 1982; ROSENBERG et al., 1986). No entanto, é necessário, como bem acentuam CAIRNS (1985) e TER KEURS e MEELIS (1986), que aos investigadores científicos seja concedido um papel mais importante a nível de decisão.

Para a bacia hidrográfica do rio Cávado, caso se encare um projecto de

ordenamento nos moldes referidos, propomos que, além dos actuais usos em que se inclui a produção de energia hidroeléctrica, se considerem outras utilizações, nomeadamente a conservação da natureza e recreio.

Com efeito, no nosso país, a utilização de água para fins não consumistas tem sido muito negligenciada, devendo notar-se, como bem acentua PETTS (1987), que o "não uso" traz também grandes benefícios tais como a manutenção da diversidade genética, da paisagem, as possibilidades de progresso científico, etc., que, no entanto, são de difícil quantificação.

STOKES (1987) ilustra a maior necessidade de água para recreio, cujo valor social não se pode pôr em causa, com o exemplo vindo do País de Gales onde o "Lake District" atraiu num só ano 80 000 visitantes. É evidente que esta grande afluência de visitantes também implica custos que passam pela criação de infra-estruturas (construção de centros de recepção, escolas de iniciação a desportos náuticos tais como a vela e canoagem, reservas de pesca, etc.) para que não haja maior destruição. Nestas tarefas e ainda na informação e educação dos visitantes o papel das autoridades locais é fundamental.

Em nossa opinião, este tipo de utilização da água na bacia do Cávado é perfeitamente justificada pelo facto de 6 das 8 albufeiras existentes serem, já, protegidas ou de utilização condicionada (quadro 2). Além disso, parte da bacia encontra-se incluída no Parque Nacional da Peneda-Gerês, de excepcional valor natural, sendo por isso já motivo de atracção de visitantes. A criação deste foco de atracção seria, sem dúvida, um óptimo contributo para alcançar os objectivos propostos por aquele Parque.

Em termos futuros, pensamos que o trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Cávado poderá contribuir para uma melhor gestão dos recursos hídricos, nomeadamente na avaliação de impactes ambientais causados por empreendimentos hidroeléctricos. Não queremos, no entanto, deixar de salientar, como se depreende pelas sugestões que temos vindo a apresentar, a necessidade de um maior

esforço de investigação científica sobre os recursos hídricos e de um maior esforço de educação e informação das populações e agentes de desenvolvimento que utilizam estes recursos.

Neste aspecto, não poderíamos terminar sem manifestar o interesse com que veríamos a instituição em Portugal de cursos de água protegidos na sua totalidade.

Com efeito, a regulação dos rios e outras obras hidráulicas têm avançado a um ritmo muito acelerado não restando praticamente nenhum curso de água em que os processos evolutivos se desenrolem de uma forma equilibrada e próxima do estado natural. Após uma prospecção realizada no Norte de Portugal por uma equipa do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" da qual fizemos parte, sugerimos a protecção da bacia hidrográfica do rio Âncora.

## 8 - SUMMARY

The main objective of this work was the study of the impact of hydroelectric plants on the benthic macroinvertebrate communities.

A better knowledge of the ecology of those communities and of the water quality of the studied area were also carried out.

The studied area was located on the Cávado river basin in the northern Portugal, a mountainous region. Eight reservoirs had been implanted in this river basin.

During 1985 and 1986, samples of benthic macroinvertebrates were seasonally taken by hand net and artificial substrates. At the same time physical and chemical characterizations of the sampling stations were also carried out.

The effect of current speed and substrate composition had been assessed separately.

According with the results obtained in this work the following conclusions can be drawn of:

1. Concerning the ecological characterization of the studied area:

The upper stretch of the Cávado river basin has a mediterranean--mountainous regimen with well defined seasonal fluctuations of chemical and physical water variables, namely dissolved oxygen, temperature, current speed and flow.

The river Cávado presents a slightly different physical and chemical water composition in relation to its tributary, the river Rabagão which has lower dissolved oxygen concentration, lower silicates and lower total hardness too. These differences seemed to be due not only to the geological nature of the bedrock but also to the lesser slope which as consequence will had had lower water oxygenation and lower leaching.

In this stretch the benthic macroinvertebrate communities are very rich (115 taxa) and they are dominated by CHIRONOMIDAE and SIMULIIDAE (DIPTERA), Baetis and Ephemerella (EPHEMEROPTERA) and NAIDIDAE (OLIGOCHAETA).

The studied area is simultaneously rich in autochthonous and allochthonous organic materials since the trophic structure of the communities is dominated by shredders and "substrate feeders" (21% and 36% respectively) although scrappers and collectors show relatively important abundances too.

During 1985 (with a rainier Winter and with a more dryness Summer) and related to 1986, the macroinvertebrate communities show a more seasonal pattern which is clearly expressed by an higher richness, either in number of taxa or in number of specimens.

It was also concluded that, during Autumn-Winter, the macroinvertebrate fauna is dominated by fast water forms of which, by its structural value, it can be pointed out PLECOPTERA, TRICHOPTERA and EPHEMEROPTERA (Baetis, Ephemerella, Epeorus, Ecdyonurus, Ephemera, Siphlonurus and Paraleptophlebia). During Spring--Summer the slow water forms are the dominants, namely COLEOPTERA, HEMIPTERA, ODONATA and EPHEMEROPTERA (Habrophlebia, Centroptilum, Cloeon, Caenis and Thraulus). These modifications of the forms are shown in the trophic structure and are expressed during higher flow periods by an increase of the shredders. due to a greater quantity of allochthonous material (Autumn and Winter) and of scrappers which are more dependent of the periphyton during Spring-Summer.

The longitudinal distribution of the macroinvertebrates shows a pronounced impoverishement of the number of taxa, namely of PLECOPTERA, TRICHOPTERA and EPHEMEROPTERA, and a decrease of the diversity index in the reservoirs (with the exception of that one of the Alto-Cávado in which the impoverishement was very slight). In these same places the number of specimens and the evennes also show slight decreases.

In the field stations upstream and downstream the power plants where

the flow is irregular they were also observed slight impoverishements. The trophic structure of the communities along the studied stretch is very homogeneous. From upstream to downstream it was only observed a gradient increase of the "substrate feeders". This functional group is also very abundant in the reservoirs which withstands with the absence of the collectors.

The principal component analysis make possible to conclude that in the reservoirs the taxa with the structural value are COLEOPTERA and also HEMIPTERA. Nemoura (PLECOPTERA), LIMNEPHILIDAE (TRICHOPTERA) and EPHEMEROPTERA appear with structural value only in the "Alto-Cávado" reservoir. In the field stations with lotic facies it was possible to show clearly four sets of taxonomic groups (I to IV; Table 12). These sets creat a gradient related with the current speed. The decrease of the current speed was naturally followed by the reduction of the fast water forms namely PLECOPTERA, TRICHOPTERA and EPHEMEROPTERA.

The comparison among the samples obtained with artificial substrates and with hand net did not show remarkable differences. This study showed clearly that for the obtainment of the biotic index in reservoirs the sampling effort traditionally used (three artificial substrates or one hand net = 5') was manifestly insufficient. In these cases it is advisable to utilize twelve artificial substrates or three hand nets (= 15').

The trial carried out in river Cávado permited to conclude that in homogeneous environments (artificial substrates) the fauna collected in the different samples were more alike among them than the one that was obtained relatively to the natural substrates.

Concerning the structure of the communities, number of specimens and diversity index, it was possible to distinguish either in the natural or in the artificial substrates two types of environments:

- erosion environments (blocks, gravel and macrophytes - Rannunculus sp.)

- sedimentation environments (sand, mud and macrophytes - Potamogeoton sp.)

The fauna of the erosion environments in relation with the sedimentation environments was the most diversified and in which TRICHOPTERA and COLEOPTERA were the taxa of higher structural value, which in those environments implied a greater relative abundance of shredders and collectors.

It can be noticed that it was also possible to conclude that several taxa such as TRICHOPTERA (HYDROPTILIDAE and ECNOMIDAE), EPHEMEROPTERA (Baetis and Habrophlebia), ODONATA (Gomphus) were very dependent of the presence of macrophytes.

Also in this case the biotic index showed the difference of the two environments being these values slightly lower in the sedimentation environments.

The effects of the modification of the current speed experimentally studied in the brook of Ramalhoso (Amarante) allowed to conclude that this parameter, responsable for modifications in the flow, thickness of the laminar sublayer and turbulence (Froude number), it is directly related with the composition of the macroinvertebrate communities. Though, as the current speed increases, with the exception made for high speed currents, there is also an increase of the number of taxa, specimens and of the biotic index. The diversity and evennes show an inverse pattern which seems to be related to the capacity of adaptation of the organisms to high speed currents.

The structural study of the macroinvertebrate communities showed the existence of four sets intimately related with the speed of current which permited to conclude that PLECOPTERA prefers high speed currents, while TRICHOPTERA, COLEOPTERA and DIPTERA prefer intermediate speed currents.

2. Concerning the water quality.

The physical and chemical compositions of the water in the studied area permited to classify it as being of good quality (classes I and II of BECKERS and

STEEGMANS, 1979).

The physical and chemical characteristics of the water of the reservoirs which, in relation to the remaining sampling sites, show a slight increase of temperature, pH and lower dissolved oxygen concentration, permited to classify it as oligotrophic.

The reservoir oligotrophie was confirmed by the low value of the relationship TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE and further by the reduced value of diversity.

The mining exploitation of Couto da Borralha constitutes one of the few detectable polluter focus. It causes an increase in the dissolved cupper concentration (Cu2+) which during the survey period came to reach 0.26 mg/l. Nevertheless, its effect confines to the vicinity of the effluent (brook of Borralha). At the rear of Venda Nova reservoir and downstream the maximum concentration was not higher than 0.075 mg/l.

The increase of dissolved cupper seems to be the responsable for the almost complete absence of TUBIFICIDAE (OLIGOCHAETA) in the Venda Nova reservoir and for a lower relative abundance of CHIRONOMIDAE (DIPTERA) (25.7% in Venda Nova when compared with that one of Caniçada, where that abundance was of 42.2%). Obviously that the trophic structure of the macroinvertebrate community reflects the effect of this fact and shows a lower relative abundance of "substrate feeders".

This study shown that in the studied sites the fishfarms induced an organic enrichment responsable for the alterations in the benthic communities. In the actual situation this effect was restricted to the neighbourhood of the respective exploitations.

The conventional fishfarms located in rivers Urão and Coura slightly deteriorated the water quality. The self-depuration capacity of these running waters seems to be responsable for the minimization of the effects.

The trout culture in net cages in Caniçada reservoir gave rise to a

slight eutrophysation.

The organic enrichment was due to an increase of the ammoniacal nitrogen concentration (N-NH4), of the soluble orthophosphates (P-PO4) and of the BOD.

The effects of the fishfarms over the macroinvertebrate communities are well obvious mainly in relation with its trophic structure (increase of the "substrate feeders") and increase of the ratio TUBIFICIDAE/CHIRONOMIDAE .

At the moment, either the physical and chemical alteration of the water or the alteration of the macroinvertebrate communities due to fishfarms, seem not to be very serious. In the case of the Caniçada reservoir, if controled, these alterations can be even benefic. Nevertheless it must be pointed out the lack of results during critical periods, as the dryness period, in which these effects will may be accentuated.

The domestic pollution was only slightly detectable in the river of Gerês (field station nº 1). In effect, in this field station, although the physical and chemical water composition was indicator of good quality, the macroinvertebrate communities were poorer which proves the good self-depuration capacity of that river. This leads to the decrease of the more sensitive groups such as PLECOPTERA, TRICHOPTERA and EPHEMEROPTERA and to modifications in the trophic structure of the community being richer in "substrate feeders". The biotic index shown clearly these slight disturbances namely in Autumn of 1985 (Biotic index=8) and in Winter of 1986 (Biotic index=7).

In the great majority of the field stations, the value of diversity and namely the biotic index, reflected the good water quality. In the field stations where there was no conformity between the chemical and biotic indexes, it can be said that the latter shown perfectly the impact caused by the hydroelectric power plants on the macroinvertebrate communities.

3. Concerning the environmental impact caused by hydroelectric power plants.

The environmental impact of the hydroelectric power plants had no repercussions over the physical and chemical characteristics of the water in the reservoirs with the exception of an increase of the water temperature due to impoundment.

On the contrary, the morphology of the running waters was very modified. It was estimated that this effect had influenciated around 36% of its total extension. In the reservoirs these modifications were expressed immediately upstream and downstream those water bodies by the alteration of a lotic to a lentic ecosystem of permanent form (26%) or of intermitent form (10%).

In the reservoirs there were also to consider water level fluctuations namelly in Venda Nova and Caniçada which implied a decrease in the macrophytes abundancy.

With this study it was possible to understand the pattern of the macroinvertebrate communities relatively to this type of impact. It was found a decrease of the number of taxa, of the number of specimens, of the diversity and of the biotic index and alterations in the composition of the local communities subjected to impact.

Thus, in the field stations not subjected to impact, the macroinvertebrate communities were characterized by taxa that gather the sets I and II: that means PLECOPTERA (LEUCTRIDAE, Nemoura and Protonemura), TRICHOPTERA (HYDROPTILIDAE), EPHEMEROPTERA (Ephemerella, Baetis, Habrophlebia, Siphlonurus), DIPTERA (SIMULIIDAE and CHIRONOMIDAE), COLEOPTERA (ELMIDAE and HYDRAENIDAE).

In the field stations downstream the hydroelectric power plants there is to consider two distinct cases:

- The downstream field stations of Alto-Cávado (5) and Alto-Rabagão (21) reservoirs that apparently were not impaired and in which, besides the taxa of the sets I and II, taxa of the set III had already shown up namely EPHEMEROPTERA (Centroptilum, Cloeon e Caenis), ODONATA (Platycnemis), HYDRACARINA and OLIGO-

CHAETA (TUBIFICIDAE).

- In downstream field station of Caniçada (nº 9) subjected to a pronounced impact, it was characterized by taxa of the group IV HEMIPTERA (Micronecta) and OLIGOCHAETA (NAIDIDAE).

The field stations located upstream the reservoirs also suffered an impact that was more evident in that one located upstream Salamonde (nº 22A), in which the characteristic fauna was similar to that one found in station nº 9. In the station nº 11A (upstream of Venda Nova) the characteristic fauna is similar to set III.

Naturally that the modifications in the composition of the macroinvertebrate community was reflected in the trophic structure which in places of facies more markedly lentic, which were those wherein the impact was more negative was manifested by a decrease of shredders and collectors.

All these modifications in the macroinvertebrate communities were similar to those indicated by other authors and it was possible to quantify them through the determination of the biotic index.

Thus, we detected a pronounced impact in Venda Nova and Caniçada reservoirs (biotic index equal to 4); a slight impact in the Alto-Rabagão reservoir (BI=8), upstream Caniçada reservoir (BI=7) and downstream Venda Nova reservoir (BI=8); a moderate impact (BI=7) downstream Salamonde; in the places not disturbed the biotic index varied always between nine and ten.

Similarly to other studies, in the Cávado bassin it can also be concluded that the impact caused by each hydroelectric power plant is related to their own characteristics since the results obtained for Alto-Cávado and Alto-Rabagão were different from those obtained in Caniçada and Venda Nova.

Thus in more general terms, it was possible to attribute the impact of the hydroelectric power plants to alterations conjuntly due to the speed current and nature of the substrate, namely particle size. In fact upstream

and downstream the reservoirs the substrate became more homogeneous and shown a greater dominance of pebbles and fine sediments. These alterations in the substrate were also responsable for the abundance of aquatic vegetation.

4 - Concerning the biotypology of the lotic sampling field stations studied.

In this work it was clearly possible to establish a biotypological classification. It was decteted a certain conformity between the classification of the sampling field stations based in the habitat characteristics and the classification wherein the macroinvertebrate communities constituted the key element. The composition of the sets of taxonomical groups that characterized the different sampling field stations are shown in Table 12.

Thus, the set I characterized the field stations of epi-rithron, the field stations of meta-rithron were characterized by the sets I and II, and the set III characterized the sampling field stations of hypo-rithron.

The transition zones hypo-rithron, epi-rithron and the zone of disturbed rithron were characterized by the set III, whilst the zone of lentic facies and the very disturbed zones of rithron were characterized by set IV.

These results are in agreement with the classification proposed by PERSOONE (1979) that seems to be enough consistent but which will be still used with the maximum caution.

5 - Concerning the management of the hydric resources in Portugal.

In global terms some other conclusions can already be drawn with special interest for the management of the hydric resources of the portuguese rivers such as:

The possibility of utilization, at least in the northwest of Portugal of taxa of the sets I and II as reference communities of undisturbed places.

The possibility of utilizing the determination of the Belgian Biotic Index (BBI) to evaluate environmental impacts, either by chemical pollution or due to other pollution sources such as physical stress.

The possibility of utilizing the theory of the R.C.C. (River Continuum Concept) as basis for the comprehension of the ecology of the running waters. However the utilization of the theory must be subjected to an higher degree of research in order to investigate its applicability to regulated rivers to which the theory of the S. D. C. (Serial Discontinuity Concept) constitutes a great increment, without which it will not be possible to overcome the conditionalisms that currently that theory confronts.

## 9 - BIBLIOGRAFIA


ALDER, H. L. e ROESSLER, E. B., 1972 - Introduction to Probability and Statistics. (5ª Ed.). W.H. Freeman e Co. San Francisco.

AMBÜHL, V. H., 1959 - Die Bedentung der Stromung als Okologisher Faktor. Revue Suisse d'Hydrologie, 21: 133-264.

AMOROS, C.; RICHARDOT-COULET, M. e PAUTOU, G., 1982 - "Les ensembles fonctionnels": des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). Revue de Géographie de Lyon, 1: 50-62.

AMOROS, C; ROUX, A. L.; REYGROBELLET, J. L.; BRAVARD, J. P. e PAUTOU, G., 1987 - A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystemes. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 17-36.

ANDERSON, R. L.; WALBRIDGE, C. T. e FIANDT, J. T., 1980 - Survival and growth of Tanytarsus dissimilis (Chironomidae) exposed to copper, cadmium, zinc and lead. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 9: 329-335.

ARMITAGE, P.D., 1979 - A folding artificial substratum samplers for use in standing water. Hydrobiologia, 66 (3): 245- 248.

ARTHUR, J. W.; ZISCHKE, J. A. e ERICKSEN, G. L., 1982 - Effect of elevated water temperature on macroinvertebrate communities in outdoor experimental channels. Water Res., 16: 1465-1477.

BARTHÉLÉMY, O. C. D. e CHESSEL, Y. A. D., 1986 - Approche graphic de l'analyse en composants principales normée: utilisation en hydrobiologie. Acta Oecologica. Oecol.Gener., 7 (2): 189-203.

BEAK, T. W. GRIFFING, T. C. e APPLEBY, A. G., 1973 - Use of artificial substrate samplers to assess water pollution. Biological methods for the assessment of water quality, ASTM STP 528, American Society for testing and materials, pp. 227-241.

BECKERS, B. e STEEGMANS, R., 1979 - De kwaliteit van de oppervlaktewateren in Limburg - LISEC. Limburg Studie Centrum voor Toegepaste Ecologie. Centrum voor bosbiologisch onderzoek Bokrijk. 199pp.

BELTMAN, B., 1984 - Management of ditches. The effect of cleaning of ditches on the water coenoses. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 2022-2028.

*BERTHELEMY, C., 1966 - Recherches écologiques et biogéographique sur les Plecopteres et Coleopteres d'eau courante (Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées. Annls. Limnol., 2 (2): 227-458.

BEVERIDGE, M. C. M., 1984 - Cage and Pen Fish Farming. Carrying capacity and Environmental Impact. F.A.O. Fisheries Technical Paper, 225, 131pp.

BICK, H., 1963 - A review of Central European Methods for the Biolological Estimation of Water Pollution Levels. J. World Health Organisation, 29: 401-413.

BIRD, G.A. e HYNES, H.B.N., 1981 - Movement of Immature Aquatic Insects in a Lotic Habitat. Hydrobiologia, 77: 103-112.

BISHOP, O. N., 1975 - Statistics for Biology. The Principles of Modern Biology (2nd Ed.). 216pp. Longman Liverpool.

BOLTER, M. e MEYER, M., 1986 - Structuring of ecological data sets by methods of correlation and cluster analysis. Ecological Modelling, 32: 1-13.

BOLTON, P. W.; CURRIE, J.C.; TERVET, D. J. e WELSH, W.T., 1978 - An index to improve water quality classification. Wat. Pollut. Control, 1978: 271--284.

BONETTO, A. A.; CASTELLO, H. P. e WAIS, I. R., 1987 - Stream regulation in Argentina, including the superior Paraná and Paraguay rivers. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 129-143.

BONAZZI, G. e GHETTI, P. F., 1978 - Biological Water Assessment Methods (Parma 8-13 October, 1978). Third Technical Seminar. Background Information and Reports of the Participants. Commission of the European Communities

: 243-269.

BOON, P. J., 1978 - The pre-impoundment distribution of certain Trichoptera Larvae in the north Tyne River System (Northern England), with particular reference to current speed. Hydrobiologia, 57 (2): 167-174.

BOON, P. J., 1988 - The impact of River Regulation on Invertebrate Communities in U. K. Regulated Rivers: Research and Management, 2: 389-409.

BOTT, T. L.; BROCK, J. T.; DUNN, C. S.; NAIMAN, R.J.; OVINK, R. W. e PETERSEN, R. C., 1985 - Benthic community metabolism in four temperate stream systems: An inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. Hydrobiologia, 123: 3-45.

*BOURNAUD, M., 1980 - Quelques méthods de traitement de donné en écologie. Roneo, 104p.

BOURNAUD, M. e AMOROS, C., 1984 - Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement: quelques exemples dans un système fluvial. Bull. Ecol. 15 (1): 57-66.

BOURNAUD, M. e COGERINO, L., 1986 - Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau: approche faunistique. Annls. Limnol., 22 (3): 285--294.

BOURNAUD, M.; TACHET, H.; ROUX, A. L. e AUDA, Y., 1987(a) - The effects of seasonal and hydrological influences on the macroinvertebrates of the Rhône River, France. 1 - Methodological Aspects. Arch. Hydrobiol. 109 (2): 287-304.

BOURNAUD, M.; TACHET, H. e ROUX, A. L., 1987 (b) - The effects of seasonal and hydrological influences on the macroinvertebrates of the Rhône River, France. II-Ecological aspects. Arch. Hydrobiol., Suppl. 76, 1 (2): 25--51.

BRINKHURST, R. O., 1963 - A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. Freshwater Biological Association. Scientific Publication,

22, 52pp.

BRINKHURST, R. O., 1974 - The Benthos of Lakes. McMillan Press. London. 190pp.

BRONMARK, C. e MALMQVIST, B., 1984 - Spatial and temporal patterns of lake outlet benthos. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1986-1991.

BRONMARK, C.; HERRMANN, J.; MALMQVIST, B.; OTTO, C. e P. SJOSTROM, 1984 - Animal community structure as a function of stream size. Hidrobiologia, 112: 73-79.

BROOKES, A., 1987 - The distribution and management of channelized streams in Denmark. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 3-16.

BRUNEL, E. e CANCELA DA FONSECA, J. P., 1979 - Vie de la Société. Concept de la diversité dans les écosystèmes complexes. (Table ronde tenue à l'occasion du coloque sur les écosystèmes bocagers à Rennes en 1976). Bull. Ecol., 10 (2): 147-163.

CAIRNS, J. Jr., 1985 - Facing some awkward questions concerning rehabilitation management practices on mined lands. Wetlands and Water Management of Mined Lands, R.P. BROOKS; D.E. SAMUEL, and J.B. HILL Eds. The Pensylvania State University, University Park, P. A., 9-17.

CAIRNS, J. Jr.; DICKSON, K. L. e LANZA, G., 1973 - Rapid biological monitoring system for determining aquatic community structure in receiving systems. Biological Methods for the Assessment of Water Quality, ASTM STP, 528: 148-163.

CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, ROUX, C. e RICHOUX, P., 1984 - Macroinvertebrates as "describers" of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhône River. Hydrobiologia, 119: 219-225.

CELLOT, B. e BOURNAUD, M., 1986 - Modifications faunistiques engendrées par une faible variation de débit dans une grande rivière. Hydrobiologia, 135: 223-232.

CELLOT, B. e BOURNAUD, M., 1987 - Dynamique spatio-temporelle des déplacements de

macroinvertebrés dans une grande rivière. Structure et Fonctionnement des Écosystèmes du Haut-Rhône Français, 50. Programme Interdisciplinaire de Recherches sur l'Environment, PR2 Rhône, Université de Lyon. 22pp.

CHAMPEAU, A.; GREGOIRE, A.; LAMBERTI, E.; MILLERIOUX, E.; BRESSAC, Y.; SANTUCCI, J.; NINO, A.; TOURENO, J. N.; GALLISSIAN, A.; GIANI, N.; BRUN, G.; MATTERA, G.; MATTERA, R. & COLLOMB, P., 1982 - Les retenues hydroeléctriques du Verdon: Impact sur la rivière, consequences du marnage. Bull. Ecol. 13 (2): 203-239.

CHESSMAN, B. C.; ROBINSON, D. P. e HORTLE, K. G., 1987 - Changes in the riffle macroinvertebrate fauna of the Tanjil River, Southeastern Australia, during construction of Blue Rock dam. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 317-329.

CIBOROWSKI, J. J. H. e CLIFFORD, H. F., 1984 - Short-term colonization patterns of lotic macroinvertevrates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1626-1633.

CLABBY, K. J. e BOWMAN, J. J., 1978 - Biological Water Assessment Methods, Parma 8-13 October 1978. Thrid Technical Seminar. Background information and Reports of the participants. Commission of the European Communities: 208-239.

CLAASSEN, T. H. L., 1987 - The macroinvertebrate fauna of the littoral and bottom substrata as a tool for biotypology of Frisian waters. Hydrobiological Bulletin, 21 (2): 181-191.

CLERGUES-GAZEAU, M. e GAZAGNES, G., 1986 - Les Simuliidae (DIPTERA-Nematocera) de la Neste d'Aure (Pyrénées Centrales). I. Impact des aménagements hydroeléctriques dans la haute valée. Annals. Limnol., 22 (2): 195-203.

COMISSÃO DE COORDENAÇÃO DA REGIÃO NORTE, 1986 - Methodologies for water resources development and management in Portugal. Application to the northern region. Preliminary project plan: 1987-1991 (103 pp. Policopiado).

COMPANHIA PORTUGUESA DE ELECTRICIDADE, (C.P.E.), 1972 - Vilarinho das Furnas - aproveitamento hidroeléctrico da Companhia Portuguesa de Electricidade /C.P.E - S.A.R.L., 37pp.

CONSELHO DA EUROPA, 1968 - Carta Europeia da Água. Tradução de: COMISSÃO NACIONAL DO AMBIENTE, Lisboa, 1976:8p.

COOK, S. E.K., 1976 - Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. Environ. Pollut., 11: 269-288.

COOPER, S.D., 1984 - Prey preferences and interactions of predators from stream pools. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 1853-1857.

CORTES, R., 1981 - Estudo Eco-Hidrobiológico do rio Sordo. (Relatório preliminar). 101 pp. Instituto Universitário de Trás-os-Montes e Alto Douro - - Vila Real.

CORTES, R.; DE KOE, T. e MOLLES, M., 1986 - Comparison of the effects of organic versus mineral pollution on the macroinvertebrate communities of two rivers in northern Portugal. Proceedings of the Third European Congress of Entomology. Amsterdam, 24-29. August, 1986, 79-82.

COWX, I. G.; YOUNG, W. O. e BOOTH, J. P., 1987 - Thermal characteristics of two regulated rivers in Mid-Wales, U. K. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 85-91.

CROSA, G. e RAMUSINO, M. C., 1988 - A note on the problem of using biological surveys to assess water quality in small alpin torrents. Regulated Rivers Research and Management, 2:175-178.

CULP, J. M.; WALDE, S. J. e DAVIES, R. W., 1983 - Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1568-1574.

*CUMMINS, K. W., 1962 - An evolution of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. Americ. Midl. Nat., 67:477-503.

CUMMINS, K. W., 1973 - Trophic relations of Aquatic Insects. Ann. Rev. Entomol., 18: 183-206.

CUMMINS, K. W. e KLUG, M. J., 1979 - Feeding ecology of stream invertebrates. Ann. Rev. Ecol. Syst., 10: 147-172.

CUMMINS, K. W. e LAUFF, G. H., 1969 - The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. Hydrobiologia, 34: 145--181.

CUMMINS, K. W. e WILZBACH, M. A., 1985 - Field procedures for analysis of functional feeding groups of stream macroinvertebrates. Appalachian Environmental Laboratory. University of Maryland. Contribution, 1611, 18pp.

DAMIANI, G., 1988 - Impato delle opere di canalizzazione sull'Ambiente del fiume Aterno. Notizie C.I.S.B.A. 1: 16-20.

DANSART-JACQUES, B., 1986 - Étude de la faune bentique de la Haute-Semois et de l'impact d'une station d'épuration sur sa restauration. Dissertation présentée par l'obtention du grade de Docteur en Sciences de l'Environment. 191 pp. Facultés Universitaires Nôtre-Dâme de la Paix, Namur.

DANSART-JACQUES, B.; DEPIEREUX, E. e FEYTMANS, E., 1986 - Étude des effects d'une station d'épuration sur la qualité physico-chimique et la structure de peuplement de la faune benthique d'une rivière pollué, la Haute-Samois. Acta Oecologica Oecol. Applic., 7 (3): 261-279.

DAVEY, G. W.; DOEG, T. J. e BLYTH, J. D., 1987 - Changes in benthic sediment in the Thomson River, Southeastern Australia, during construction of the Thomson Dam. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 71-84.

DE BRABANDER, K; VANHOOREN, G.; GOOSSENS, A.; DE SCHUTTER, H.; MICHA, J. C.; JADOT, I.; TERROIR, L.; SCHMITZ, A., REIZER, C.; COSME-JACQMIN, N.; FETTER, S.; NEF, L.; WELTENS, R.; VERHEYEN, R.; VERCAUTEREN, T.; DE PAUW, N.; VANDERHAEGEN, N., 1981 - Cartes de la qualité biologique des

eaux de quelques bassins hydrographiques. Institut d'Hygiene et Epidemiologie. Bruxelles. 137pp. + 4 cartas.

DEL TANAGO, M. G. e GARCIA DE JALON, D., 1987 - Classificacion de los rios de Malaga segun las comunidades del Macrobentos. IV Congresso Español de Limnologia. Actas: 251-259.

DE PAUW, N., 1988 - Biological Assessment of surface water quality: the Belgian Experience. Paper presented at the conference "La qualità delle acque superficiali". Riva del Garda, 28-29 April, 1988, organized by the Provincia Autonoma di Trento. Itália 31 pp.

DE PAUW, N. e VANHOOREN, G., 1983 - Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia, 100: 153-168.

DE PAUW, N.; ROELS, D. e FONTOURA, A. P., 1986 - Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. Hydrobiologia, 133: 237-258.

DE PAUW, N. e ROELS, D., 1988 - Relationship between biological and chemical indicators of surface water quality. Verh. Internat. Verein Limnol., 23: 1553-1558.

DÉPIEREUX, E., 1980 - Utilisation de techniques d'analyse multivariée pour la déscription de l'information contenue dans des releves faunistiques en eau douce. Texte provisoire à l'intention de la réunion d'un groupe de travail en Ecologie. 5pp. (Policopiado). Facultés Universitaires N. D. de la Paix. Faculté des Sciences.

DÉPIEREUX, E.; FEYTMANS, E. e MICHA, J. C., 1983 - Utilization critique de l'analyse en composantes principales et du cluster analysis pour la déscription d'échantillons d'invertebrés benthiques en eau douce. Oikos, 40: 81-84.

DIAS, J. M. M. e MOURA, M. J. M. P., 1987 - Carta da qualidade dos rios da região do Norte em 1986. PGIRH/N - Projecto de gestão integrada dos

recursos hídricos da região do Norte, 159pp.

DOEG, T. J.; DAVEY, G. W. e BLYTH, J. D., 1987 - Response of the aquatic macro-invertebrate communities to dam construction on the Thomson river, Southeastern. Australia. Regulated Rivers; Research and Management, 1: 195-209.

DOLEDEC, S., 1986 - Les peuplements de macroinvertebrés benthiques du cours inférieur de l'Ardeche. Dynamique Spatio-temporelle. These pour l'obtention du diplome de Doctorat devant l'Université Claude-Bernard-Lyon I, 246pp.

DUDGEON, D., 1984 - Longitudinal and temporal changes in functional organization of macro-invertebrate communities in the Lam Tsuen River, Hong-Kong. Hydrobiologia, 111:207-217.

*DUNCAN, D, B, 1955 - Multiple range and Multiple F. tests. Biometrics, 11: 1-42.

DUSSART, B. H., 1966 - Limnologie. L'étude des eaux continentales. Géobiologie - Écologie - Aménagement. Gauthier-Villars, Paris, 676pp.

DVORAK, J. e BEST, E. P.H., 1982 - Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. Hydrobiologia, 95: 115-126.

EDINGTON, J. M. e HILDREW, A. G., 1981 - Caseless Caddis larvae of the British Isles. Freshwater Biological Association Scientific Publication, 43. 92pp.

ELECTRICIDADE DE PORTUGAL (EDP.EP), 1984 - Sistema Hidroeléctrico Cávado-Rabagão--Homem, 78pp. EDP. Orgão Central de Informação e relações Públicas.

ELLIOT, J. M. e MANN, K. H., 1979 - A key to the British freshwater leeches. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 40, 72pp.

ELLIS, M. M.; WESTFALL, B. A. e ELLIS, M. D., 1948 - Determination of water quality. Research Report, 9: 122pp. Fish and Wildlife Service. United States Department of the Interior.

ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; O'NEIL, R. V. e VAN WINKLE, W., 1984 - Resource spiraling: an operational paradigm for analysing lotic ecosystems. Dynamic of Lotic Ecossistemes: 3-27. Ed. by THOMAS D. FONTAINE e STENEM M. BARTELL.

*ENELL, M. e LOF, J., 1983 - Miljokonsekvenser av akvakultursedimentation frain jiskkasseodlingar. Report for the National Protection Board, 46pp.

ERMAN, D. L. e ERMAN, A. N., 1984 - The response of stream macro-invertebrates to substrate size and heterogeneity. Hydrobiologia, 108: 75-82.

FERREIRA, M. T. e CORTES, R., 1986 - Estudo comparativo bioecológico de dois sistemas lóticos. 1º Congresso Florestal Nacional; 345- 349.

FIDALGO, M. L. M., 1985 - Contribuição para o conhecimento da biologia de Atyaephyra desmaresti Millet. Alguns aspectos da dinâmica populacional e do balanço energético. Dissertação de doutoramento em Biologia apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 163pp.

FISHER, S. G., 1983 - Sucession in streams. Stream Ecology. Application and Testing general ecological theory: 7-27. Edited by J. R. BARNES e G. W. MINSHALL: Plenum Press, New York.

FONTOURA, A. P., 1983 - A qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Lima. I. Carta da qualidade biológica das águas da bacia. Relatório Final. 60pp. Comissão de Coordenação da Região Norte.

FONTOURA, A. P., 1984 - As comunidades de Macro-invertebrados como indicadores da qualidade biológica da água. Metodologia para a sua utilização. Trabalho de síntese para provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 138pp.

FONTOURA, A. P., 1984 (b) - Les communautés de macroinvertebrés du bassin hydrographique de la fleuve Lima comme indicateurs de la qualité biologique de l'eau. Publ. Inst. Zool. "Dr. A. Nobre", 183: 20pp.

FONTOURA, A. P., 1985 - Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais.

Avaliação biológica da qualidade da água. Comissão de Coordenação da Região Norte/Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais. 38pp.+ anexos.

FONTOURA, A. P., 1986(a) - Carta da qualidade biológica da água do rio Febros. I Congresso Internacional sobre o rio Douro (Em publicação).

FONTOURA, A. P., 1986(b) - Zoobentos. Estudo da qualidade da água da albufeira da Bemposta (factores biológicos). Relatório de contrato: 102-143. Instituto de Zoologia "Dr. A. Nobre". (Policopiado).

FONTOURA, A. P., 1988(a) - Evolução da qualidade biológica da água do rio Lima (1982-1987). Actas do Colóquio Luso Espanhol sobre Ecologia das Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos. Porto - 23 a 25 de Março (em publicação).

FONTOURA, A. P., 1988(b) - Estudos ecológicos da Bacia hidrográfica do rio Lima. Parâmetros biológicos - zoobentos: 46-60. Acções preparatórias do programa integrado de desenvolvimento regional do Alto Minho. (Relatório de Contrato - policopiado). Instituto de Zoologia "Dr. A. Nobre".

FONTOURA, A. P. e MOURA, 1984 - Some effects of cellulose and milk-food industrial effluents in biological water quality. Publ. Inst. Zool. "Dr. A. Nobre", 184: 21pp.

*FRANK, C., 1983 - Ecology, production and anaerobic metabolism of Chironomus plumosus L. larvae in shallow lake. II Anaerobic metabolism. Arch. Hydrobiol., 96 (3): 354-362.

FREEMAN, M. C. e WALLACE, B., 1984 - Production of net-spinning caddisflies (Hydropsychidae) and black flies (Simuliidae) on rock outcrop substrate in a samll Southeastern Piedmont stream. Hydrobiologia, 112: 3-15.

FURSE, M. T.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F. and ARMITAGE, P. D., 1984 - The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great-Britain and on the prediction of their

macro-invertebrates communities. Freshwater Biology, 14: 257-280.

GALHANO, M. H.; BRANCO, R. e GUIMARÃES, C., 1983 - Condições ambientais e piscicultura em jaulas flutuantes. Caracterização prévia e sua evolução. Colóquio Nacional sobre a defesa e Conservação das zonas ribeirinhas. Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa 8 a 12 de Novembro.

GARCIA, J. A., 1986 - Panorâmica de los embalses españoles desde el punto de vista de la eutrofizacion. Curso sobre Eutrofizacion de Embalses CEDEX. Madrid: 5pp.

GARCIA DE JALON, D. e DEL TANAGO, M. G., 1982 - Introduccion a una Zoosociologia del Macrobentos en los rios de la Sierra de Guadarrama. Boletim de la Estacion Central de Ecologia, 11 (21): 63-71.

GARCIA DE JALON, D.; MONTES, C.; BARCELO, E.; CASADO, C. e MENES, F., 1988 - Effects of Hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenées. Regulated River Research and Management, 2:479-491.

GASCHIGNARD, O., 1984 - Impacte d'une crue sur les macroinvertébrés benthiques d'un bras du Rhône. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 1997-2001.

GASCHIGNARD, O. e BERLY, A., 1986 - Impact of large discharge fluctuations on the macroinvertebrate populations downstream of a Dam. Third International Symposium on Regulated Streams.Edmonton, August 1985.

GASCHIGNARD, O. e HAMDI, M., 1984 - La granulimétrie du sédiment et l'évolution du benthos dans un bras vif du Rhône. Revue Française des Sciences de l'eau, 3: 279-293.

GAUFIN, A. R., 1973 - Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality. Biological methods for the assessment of water quality. ASTM STP 528, American Society for testing and materials: 96-116.

GERRISH, N. e BRISTOW. J. M., 1979 - Macroinvertebrate associations with aquatic Macrophytes and artificial substrates. I. Great Lakes Res. Internat. Assoc. Great Lakes Res., 5 (1): 69-72.

GHETTI, P. F.; BONAZZI, G. e ALFARONE, M., 1976 - Il torrente Parma: Criteri statistici per una tipizzazione biologica. Lavori della Società Italiana di Biogeografia, VI: 461-478.

GHETTI, P. F. e BONAZZI, G., 1981- Macroinvertebrati nella sorveglianza ecológica dei corsi d'acqua. Manuali di utilizazione degli indicatori biologici di qualita delle acque. Consiglio Nazionale delle Richerche AQ/1/127 ROMA.

GHETTI, P. F. e RAVANETTI, U., 1983 - Processo di trasporto dei macroinvertebrati in torrente sperimentale relativo ai popolamenti di Efemerotteri e Plecotteri. ATTI del 5º Congresso della Associazone Italiana di Oceanografia e Limnologia: 535-548. Stresa, 19-22 Maggio 1982.

GIBON, F. M. e STATZNER, B., 1985 - Longitudinal zonation of lotic insects in the Bandama River System (Ivory Coast). Hydrobiologia, 122: 61-64.

GIRÃO, A. A., 1952 - Geografia de Portugal. Portucalense Editora. Porto. 2ª ed. 510pp.

GLEISBERG, D., 1980 - Water pollution control and eutrophication. BECEWA, 56 (3): 79-88.

GODFREY, P. J.,1978 - Diversity as a measure of benthic macroinvertebrate community response to water pollution. Hydrobiologia, 57 (2): 111-122.

GOLTERMAN, H. L., 1971 - Methods for chemical analysis of freshwaters (3rd. Ed.). I.B.P. Handbook, 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford. Edinburgh: 166pp.

GONÇALVES-HENRIQUES, A., 1983 - Avaliação de políticas de recursos hídricos. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Ave. (Policopiado). laboratório Nacional de Engenharia Civil.

*GOWER, J. C., 1966 - Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. Biometrika, 53: 325-338.

GRIGELIS, A., 1984 - Ecology and importance of Oligochaeta in the biocenosis of

zoobenthos in lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. Hydrobiologia, 115: 211-214.

GROUPE DE TRAVAIL DE LA CECPI (FAO) sur la surveillance biologique, 1977 - Rapport sur l'effet de la pollution par le zinc et el cuivre sur les pêcheries de salmonidés dans un système fluvio-lacustre du centre de la Norvège. Doc. tech. CEPCI, 29:35pp.

GRUPO DE ESTUDOS DA QUALIDADE DA ÁGUA, 1979 - Critérios de Qualidade para águas superiores: 38pp. Comissão de Coordenação da Região Norte. Ministério da Administração Interna. Porto.

HAMM, A., 1969 - Die Ermittlung der Gewasserguteklassen bei. Fliebgewas-sern nach dem Gewassergutesystem und gewassergutenomogramm. DER WASSERGUTEALAS Methodik und Anwendung. Munchen Beitrage zur Abwasser - Fisherei und Flu biologie. PHLL e LIEBMANN Editors, 15: 87pp. R. OLDENBOURG, MUNCHEN UND WIEN.

HARKINS, R. D. e AUSTIN, R. E, 1973 - Reduction and evaluation of biological data. Journal of WPCF, 45 (7):1606-1611.

HARROD, J. J., 1965 - Effect of current speed on the cephalic fans of the larva of Simulium ornatum var. nitidifrons Edwards (DIPTERA: Simulidae). J. Animal Ecol.

HAWKES, H. A., 1975 - River zonation and classification. River Ecology: 312-373. Edited by B. A. WHITTON. Univ. of California Press. Berkeley and Los Angeles. 725pp.

HAWKES, H. A., 1976 - Determinants in freshwater ecosystems and man-modifiable factors inducing change in hydrobiocenoses. Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses. Proc. of the Europe Scient - Coll. Luxenbourg - 1975. Publ. for the Env. of the Europ. Communities. Perg. Press: 45-71.

HAWKES, H. A., 1979 - Invertebrates as Indicators of River Water Quality. Biolo-

gical Indicators of Water Quality, 45pp.

HEIP, C. e ENGELS, P., 1974 - Comparing species diversity and eveness indices. J. Mar. Biol. Ass. U. K., 54: 559-563.

HELAWELL, J. M., 1986 - Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publish., London and New York, 546pp.

HELAWELL, J. M., 1988 - River regulation and nature conservation. Regulated Rivers: Research and Management, 2: 425-443.

HIGLER, L. W. G. e MOL, W. M., 1984 - Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. Hydrobiological Bulletin, 18 (1): 51-57.

HILDREW, A. G., 1986 - Aquatic Insects: Patterns in life history environment and community structure. Proceedings of the 3rd. European Congress of Entomology: 35-46. Nederlandse Entomologische Vereniging. Amsterdam.

HILDREW, A. G. e TOWSEND, C. R., 1987 - Organization in Freshwater Benthic Communities. Organization of Communities. Past and present. Edited by J. H. R. GEE e P.S. GILLER: 347-371. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

HUET, M., 1952 - La pollution des eaux courantes. Bulletin du Centre Belge d'étude de documentation des eaux, 15 (1): 68-76.

HUGHES, B. D., 1978 - The influence of factor other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. Water Research, 12: 359-364.

*HYNES, H. B. N., 1963 - Imported organic matter and secondary productivity in streams. Proc. 16th Internat. Cong. Zool., 16: 324-329.

HYNES, H. B. N., 1970 - The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press, pag. 555.

HYNES, H. B. N., 1977 - A key to the adults and Nymphs of British Stoneflies

(PLECOPTERA). Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 17, 92pp.

ILLIES, J. e BOTOSANEANU, L., 1963 - Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistiques. Mitt. Internat. Verein Limnol., 12: 1-57.

IRVINE, J. R. e JOWETT, I. G., 1987 - Flow Control. Aquatic Biology and Hydro eléctric power development in New Zealand. Ed. by P. R. HENRIQUES. Oxford University Press, Melbourne, Oxford, New York: 280pp.

I.U.C.N. (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources), 1980 - World Conservation Strategy. (Estratégia Mundial de Conservação. Conservação dos Recursos Vivos para um desenvolvimento sustentável). Ed. Serviço de Estudos do Ambiente. Secretaria de Estado do Urbanismo e Ambiente.

JACCARD, P., 1908 - Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat., 44: 223-270.

JACKSON, H. W., 1970 - Artificial substrates. BI. MET. fon. 7C.1.70: 43.1-43.6.

JENKINS, R. A; WADE, K. R. e PUGH, E., 1984 - Macroinvertebrate habitat relationships in the river Teifi catchment and the significance to conservation. Freshwater Biology, 14: 23-43.

JENSEN, J. W., 1982 - A check on the Invertebrates of a Norwegian Hydroelectric Reservoir and their Bearing Upon Fish Production. Swedish Board of Fisheries. Institute of Freshwater Research. Drottningholm Report, 60: 39-50.

JOHNSTONE, I. M., 1987 - Aquatic Weed Problemes. Aquatic biology and hydroelectric power development in New Zealand. Edited by P. R. HENRIQUES. Oxford University Press. Melbourn, Oxford, New York. 280pp.

*JONASSON, P. M., 1972 - Ecology and production of the profundal benthos. Oikos, suppl. 14, 148pp.

KAESLER, R. L. e CAIRNS, J. Jr., 1972 - Cluster Analysis of data from Limnological surveys of the upper Potomac river. The American Midland Naturalist, 88 (1): 57-67.

KAESLER, R. L.; HERRICKS, E. E. e CROSSMAN, 1978 - Use of indices of diversity and hierarchical diversity in stream surveys. Biological data in water pollution assessment; Quantitative and Statistical Analysis ASTM STP, 652. American Society for Testing and Material: 92-112.

*KARLGREN, L., 1981 - Fororeningar fran fiskodling. National Swedish Environment Protection Board, P. M. 1395.

KHALAF, G. e TACHET, H., 1980 - Colonization of artificial substrata by macroinvertebrates in a stream and variations according to stone size. Freshwater Biology, 10: 475-482.

KOEHL, M. A. R., 1984 - How do Benthic organisms withstand moving water? Amer. Zool., 24:57-70.

*KOLKWITZ, R. e MARSSON, M., 1902 - Grundsatze fur die biologische Beurteilung des wassers nach seiner Flora and Fauna. Mitt. Prufungsanst. wasserversorg. Abwasserreinig, 1: 33-72.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, M., 1908 - Ecology of Plant Saprobia. Reports of the German Botanical Society, 26: 505-519.

KOLKWITZ, R. e MARSSON, M., 1909 - Ecology of Animal Saprobia. Intern. Rev. Hydrobiol. and Hydrogeography, 2: 126-152.

KOVALAK, W. P., 1981 - Assessment and Prediction of Impacts of Effluents and Communities of Benthic Stream Macroinvertebrates. Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms. ASTM STP 730, J. M. BATES e C. I. WEBER, Eds.: 255-263.

KREIS, R. D.; SMITH, R. L. e MOYER, J. E., 1971 - The use of limestone filled basket samplers for collecting reservoir macro-invertebrates. Water Research, 5: 1099-1106.

LAFONTAINE; DE BRABENDER, K.; VENHOOREN, G.; HUYGH, A.; NEF, L.; PERSOONE, G.; DE PAUW, N.; VERHEYEN, R.; MICHA, J. C.; SCHMITZ, A. e REIZER, C., 1979 - Carte de la Qualité des cours d'eau en Belgique. Ministère de la Santé Publique et de la Famille. Institut d'Hygiene et Epidemiologie. Bruxelles, 61pp.+ 1 carta.

LANDNER, L., 1976 - Eutrophication of Lakes. Causes Effects and Means for Control, with Emphasis on Lake Rehabilitation. OMS. ICP/CEP 210, 78pp.

LANG, C., 1978 - Approche multivariable de la détection biologique et chimique des pollution dans le Lac Léman (Suisse). Arch. Hidrobiol., 83 (2): 158-178.

LANG, C., 1987 - Eutrophication of Lake Neuchatel Indicated by the Oligochaete Communities. Hydrobiologia (Em publicação).

LEGENDRE, L. e LEGENDRE, P., 1984 - Ecology numérique. 2. La structure des données écologiques. Colection d'ecologie 13, MASSON, Presses de l'Université du Quebec, 2ª Ed. 335 pp.

LEHMKUHL, D. M., 1972 - Change in thermal Regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. J. Fish. Res. Bd. Canada, 29 (9): 1329-1332.

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

LIEBMANN, H. (1962) - Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie, vol. I, 2nd Edit., R. Oldenbourg, Munchen, 588pp.

LINDEGAARD, C. e JONASSON, P. M., 1979 - Abundance, population dynamics and production of zoobenthos in Lake Myvatn, Iceland. Oikos, 32: 202-227.

LODGE, D. M., 1985 - Macrophyte-gastropod associations: observations and experiments on macrophyte choice by gastropods. Freshwater biology, 15: 695-708.

LODGE, D. M. e KELLY, P., 1985 - Habitat disturbance and the stability of freshwater gastropod populations. Oecologia, 68: 111-117.

LOGAN, P. e BROOKER, M. P., 1983 - The Macroinvertebrate Faunas of Riffles and Pools. Water Research, 17 (3): 263-270.

MACAN, T. T., 1976 - A key to British water bugs (HEMIPTERA-HETEROPTERA). Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 16, 77pp (2ª Ed.)

MACAN, T. T., 1977 - A key to the British Fresh and Brackish-water gasteropods. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 13, 46pp.

MACAN, T. T., 1979 - A key to the nymphs of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 20, 80pp.

MALMQVIST, B. e BRONMARK, 1985 - Reversed trends in the benthic community structure in two confluent streams, one spring fed, the other lake-fed. Hydrobiologia, 124: 65-71.

MANCE, G., 1986 - Water quality standards in relation to the European Community. Water Pollution Control. East Midlands Branch 1986-25-33.

*MANUEL DES MÉTHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSES (sem data) - Caractéristiques Physicochimiques et Hydrobiologiques.Reseau national d'Observation du Milieu Marin (France).

MARGALEF, R., 1956 - Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. Inv. Pesq., III: 99-106.

MARGALEF, R.; PLANAS D.; ARMENGOL, J.; PRAT, N.; GUISET, A.; VIDAL, A., TOJA, J.; ESDTRADA, M., 1976 - Limnologia de los embalses españoles. Dpto. Ecologia Univ. Barcelona. Publ. de la D. G. de Obras Hidraulicas. M.O.P.U. Madrid 450pp.

MARK, A. F., 1987 - Lake level control. Aquatic Biology and Hidroelectric power Development on New Zealand. Edited by P. R. HENRIQUES. Oxford University Press. Melbourne, Oxford, New York. 280pp.

MASON, W. T., Jr.; ANDERSON, J. B.; KREIS, R. D. and JOHNSON, W. C., 1970 - Artificial substrate sampling, macroinvertebrates in a polluted reach of the Klamath river, Oregon. Journal Water Polluted Control, 2: 315--328.

McCULLOCH, D. L., 1986 - Benthic macroinvertebrate distributions in the riffle-pool communities of two east Texas streams. Hydrobiologia, 135: 61-70.

McCULLOCH, J. D. e JACKSON, D., 1985 - Composition and productivity of the benthic macro-invertebrate community of a subtropical reservoir. Int. Revue ges. Hydrobiol., 70: 221-235.

McMURTRY, M. J.; RAPPORT, D. J. e CHUA, K. E., 1983 - Substrate selection by tubificid Oligochaetes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 1639-1646.

MENEZES, J., 1981 - Relatório dos ensaios de toxicidade para peixes, realizados na albufeira da barragem da Venda Nova. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, 1: 1-17.

MICHA, J.-C. e NOISET, J.-L., 1982 - Evaluation Biologique de la Pollution des ruisseaux et rivières par les invertebrés aquatiques. Probio Revue de l'association francophone des professeurs de biologie de Belgique, 5 (1), 142pp.

MITLLER, C., 1985 - Correlates of habitat favourability for benthic macroinvertebrates of five stream sites in an Appalachian Mountain drainage basin, U.S.A. Freshwater Biology, 15: 709-733.

MILLER, P. L., 1987 - Dragonflies. Naturalist'Handbook, 7, Cambridge University Press, 84pp.

MINISTÉRIO DA ADMINISTRAÇÃO INTERNA - COMISSÃO DE PLANEAMENTO DA REGIÃO NORTE, 1976 - Contribuição para o estudo da bacia hidrográfica do rio Sousa. Estudo da poluição da água. Anexo XVII a XXII.

MINISTÉRIO DO PLANEAMENTO E ADMINISTRAÇÃO DO TERRITÓRIO, 1987 - Relatório do estudo do Ambiente e Ordenamento do Território. Edição do: Ano Europeu do

Ambiente, 213pp.

MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W.; BOTT, T. L.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. e VANNOTE, R. L., 1983 - Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. Ecological Monographs, 53 (1): 1-25.

MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W., PETERSEN, R. C.; CUSHING, C. E.; BRUNS, D. A.; SEDELL, J. R. e VANNOTE, R. L., 1985 - Developments in stream ecosystem theory. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 1045-1055.

MOLLES, M. C., Jr., 1985 - Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New México. The Southwestern Naturalist, 30 (2): 279-287.

MONTEIRO, M. T., 1982 - Influência do cobre na comunidade zooplanctónica da albufeira de Venda Nova. Bol. Inst. Nac. Pescas - Lisboa - nº7: 61-75.

MOORE, J. W., 1981 - Factors influencing the species composition, distribution and abundance of benthic invertebrates in the profundal zone of a euthrophic northern lake. Hydrobiologia, 83: 505-510.

MOREAU, G. e PLANAS, D., 1984 - Réponse, à court terme, d'un ecosystème lotique nordique à une forte réduction de débit. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 1776-1785.

MOREIRA, M. H.; CANHA, A. P.; FRANCO, O. M. e MOURA, A. M., 1988 - Qualidade biológica da água do rio Caima e do curso médio e superior do Vouga. 1ª Conferência Nacional sobre a qualidade do Ambiente, I: 206-221. Editores: BORREGO, C.; FERNANDES, I.; ROSA PIRES, A. e SAMAGAIO,A.

MUNN, M. D. e BRUSVEN. M. A., 1987 - Discontinuity of trichopetran (caddisfly) communities in regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U. S. A. Regulated Rivers, 1: 61-69.

*NISBET, M. e VERNEAUX, J., 1970 - Composantes chimiques des eaux courantes - Discussion et proposition de classes en tant que base d'interpretation des analyses chimiques. Annls. Limnol., 6 (2): 161-190.

NORONHA, F. e RIBEIRO, M. L., 1983 - Carta geológica de Portugal (na escala 1/50.000): Notícia explicativa da folha 6-A - Montalegre. Serviços geológicos de Portugal, Lisboa, 30pp.

O'CONNOR, J. P. e BRACKEN, J. J., 1978 - A comparative limnological study of two irish lakes (lough Sillan, Co. Cavan and Lough Dan, Co. Wicklow). Ir. Fish. Invest., Ser. A; nº 17: 1-24.

OLIVEIRA, M. R., 1982 - Influência do cobre na comunidade fitoplanctónica da albufeira de Venda Nova. Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas Lisboa, 7: 21 - 59.

OLSSON, T. I., 1983 - Seasonal variation in the lateral distribution of mayfly nymphs in a bored river. Holartic Ecology, 6: 333-339.

ORTH, D. J. e MAUGHAN, O. E., 1983 - Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. Hydrobiologia, 106: 157-168.

ORTIZ CASAS, J. L., 1986 - Indicadores de eutrofizion. Critérios de clasificacion de lagos y embalses segun el grado de eutrofia. Curso de Eutrofizacion de Embalses, CEDEX. Madrid. 27pp.

*PARDE, M., 1968 - Fleuves et Rivières. Coll. U2, Colin Ed. Paris, 264pp.

PECKARSKY, B. L., 1985 - Do predaceous stoneflies and siltation affect the structure of stream insect communities colonizing enclosures? Can. J. Zool., 63: 1519-1530.

PEIRY, J. L., 1987 - Channel degradation in the middle Arve river, France. (short communication). Regulated Rivers: Research and Management, 1: 183-188.

PERSOONE, G., 1979 - Proposal for a biotipological classification of watercourses in the European Communities. Comission of the European Communities. 47pp.

PERSOONE, G. e DE PAUW, N., 1979 - Systems of Biological Indicators for water Quality Assessment. Biological Aspects of Freshwater Pollution: 39-75. Edited by: O. Ravera. Published for the Commission of the European

Communities by Pergamon Press.

PETTS, G. E., 1987 - Ecological management of regulated rivers; a european perspective. Water Projects. Environmental and Social Aspects. Joint Meeting of the Royal Geographical Society and British Hydrological Society, London 9, April 1987. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 363-369.

PETTS, G. E., 1988 - Accumulation of fine sediment within substrate gravels along two regulated rivers, U. K. Regulated Rivers: Research and Management, 2: 141-153.

PETTS, G. E.; GREENWOOD, M. e PHIL, M., 1985 - Channel changes and Invertebrate faunas below Nant-y-Moch dam, River Rheidol. Wales, U. K. Hydrobiologia, 122: 65-80.

PETTS, G. E. e MANN, R. H. K., 1987 - Large Rivers and Large Water Projects. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 189-191.

PINKSTER, S. e GORIS, M., 1985 - Sampling frequency and seasonal influence in macrofauna research. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 2287-2291.

*PRAT, N., 1978 - Benthos typology of Spanish reservoirs. Verh. Int. Verein Limnol., 20: 1647-1651.

PRAT, N., 1986 - El bentos como indicador del grado de Eutrofia. Curso sobre Eutrofizacion de Embalses CEDEX. Madrid.

PRATI, L.; PAVANELLO, R. e PESARIN, F., 1971 - Assessment of surface water quality by a single index of pollution. Water Research, 5: 741-751.

PRIDMORE, R. D. e ROPER, D. S., 1985 - Comparison of the macroinvertebrate faunas of runs and riffles in three New Zealand streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 19: 238-291.

RABE, F. W. e GIBSON, F., 1984 - The effect of macrophyte removal on the distribution of selected invertebrates in a littoral environment. Journal of Freshwater Ecology, 2 (4): 359-371.

RABENI, C. F. e MINSHALL, G. W., 1977 - Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. Oikos, 29: 33-43.

RADDUM, G., 1985 - Effects of winter warm reservoir release on benthic stream invertebrates. Hydrobiologia, 122: 105-111.

RANSOM, J. D. e DORRIS, T. C., 1972 - Analyses of Benthic Community Structure in a Reservoir by use of Diversity Indices. The American Midland Naturalist, 87 (2): 437-447. Midland.

RAUL PROENÇA, 1986 - Guia de Portugal, 4º Vol. II - Minho. Fundação Calouste Gulbenkian, 2ª Ed., 1331 p.

RAUL PROENÇA, 1987 - Guia de Portugal, 5º Vol. Trás-os-Montes e Alto Douro. I - Vila Real, Chaves e Barroso. Fundação Calouste Gulbenkian, 2ª edição, 514pp.

REICE, S. R., 1984(a) - The impact of disturbance frequency on the structure of a lotic riffle community. Verh.Internat. Verein Limnol., 22: 1906-1910.

REICE, S. R., 1984(b) - Predation and substratum: factors in lotic community structure. Dynamic of Lotic Ecosystems. THOMAS D. FONTAINE and STENEM M. BARTELL, 1984: 325-345.

REYNOLDSON, T. B., 1978 - A key to British species of Freshwater Triclads. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, 23, 31pp.

RICHARD, I. e MOREAU, G., 1982 - Utilisation des feuilles de différentes espèces d'arbres (peuplier, aulne, myrique) par la faune benthique dans des eaux oligotrophes du Bouclier canadien. Hydrobiologia, 96: 77-89.

RICHARDOT-COULET, M.; AMOROS, C.; REYGROBELLET, J.-L. e ROUX, A. L., 1982 - Diagnose des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français. Application à une cartographie écologique d'un système fluvial. Eau du Québec, 15 (2): 146-153.

RICHARDOT-COULET, M.; CHESSEL, D. e BOURNAUD, M., 1986 - Typological value of the benthos of old beds of a large river. Methodological approach. Arch.

Hydrobiol., 107 (3): 363-383.

ROBINSON, J. V. e SANDGREN, C. D., 1984 - An experimental evaluation of diversity indices as environmental descriminitors. Hydrobiologia, 108: 187-196.

ROBY, K. B.; NEWBOLD, J. D. e ERMAN, D. C., 1978 - Effectiveness of an artificial substrate for sampling macroinvertebrates in small streams. Freshwater Biology, 8: 1-8.

ROHLF, F. J., 1985 - Numerical taxonomy using microcomputers. WORKSHOP sobre taxonomia numérica em microcomputadores. Fundação Calouste Gulbenkian, Sep. 11 to 17 1985 (policopiado). Department of Ecology and Evolutionary University of New York at Stony Brook.

ROHLF, F. J., 1987 - NTSYS-PC. Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis. System for the IBM-PC microcomputer (and compatibles). Applied Biostatistics Inc. New York. 35pp.

ROOKE, J. B., 1986a - Macroinvertebrates associated with macrophytes and plastic imitations in the Eramosa River, Ontario, Canada. Arch. Hydrobiol., 106: 307-325.

ROOKE, J. B., 1986b - Seasonal aspects of the invertebrate fauna of three species of plants and rock surfaces in a small stream. Hydrobiologia, 134: 81 - -87.

RØRSLETT, B., 1988 - Aquatic weed problems in a hydroelectric river: the R. Otra, Norway. Regulated rivers: Research and Management, 2: 25-37.

ROSENBERG, D. M.; DANKS, H. V. e LEHMKUHL, D. M., 1986 - Importance of Insects in Environmental Impact Assessment. Environmental Management, 10 (6): 773- -783.

ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H., 1982 - The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. Artificial Substrates, JOHN CAIRNS Editor. Ann Arbor Science. Publishers Inc. the Butterworth group., 279pp.

ROSILLON, D., 1985 - Seasonal variations in the benthos of a chalk trout stream, the River Samson, Belgium. Hydrobiologia, 126: 253-262.

ROSS, D. H. e WALLACE, B., 1982 - Factors influencing the longitudinal distribution of larval Hydropsychidae (Trichoptera) in a southern Appalachian stream system (U.S.A.). Hydrobiologia, 96: 185-199.

RUSSEL, P. P.; HORNE, A. J.; THOMAS, J. F., 1981 - Application of laboratory scale model streams toward assessing effluent impacts in freshwater lotic environments. Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms. ASTM STP 730. J. M. BATES and C. J. WEBER, Eds. 32-48.

*SAETHER, O. A., 1979 - Chironomidae communities as water quality indicators. Holarct. Ecol., 2: 65-74.

SCULLION, J. e SINTON, A., 1983 - Effect of artificial freshets on substratum composition, benthic invertebrate fauna and invertebrate drift in two impounded rivers in mid-Wales. Hydrobiologia, 107: 261-269.

SELBY, D. A.; IHNAT, J. M. e MESSER, J, J,, 1985 - Effects of sub-acute cadmiun exposure on a hardwater mountain stream microcosm. Water Research., 19 (5): 645-655.

SÉRODES, J. B.; MOREAU, G. e ALLARD, M., 1984 - Dispositif experimental pour l'étude de divers impacts sur la faune benthic d'un cours d'eau. Water Research, 18 (1): 95-101.

*SHANNON, C. E. e WEAVER, W., 1949 - The Mathematical theory of Communication. 125pp. Univ. Illinois Press. Urbana.

SHAW, D. W. e MINSHALL, G. W., 1980 - Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. Oikos, 34: 259-271.

SCHEFFER, M.; ACHTERBERG, A. A. e BELTMAN, B., 1984 - Distribution of macroinvertebrates in a ditch in relation to the vegetation. Freshwater Biology, 14: 367-370.

SHEPARD, R. B., 1984 - The logseries distribution and Mountford's similarity index as a basis for the study of stream benthic community structure. Freshwater Biology, 14: 53-71.

SHIELDS, F. D., 1983 - Design of habitat structure for open channels. Journal of Water Resources Planning and Management, 109 (4): 331-334.

SKIDMORE, J. F. e FIRTH. I. C., 1984 - Prediction of the toxicity of cooper to Australian freshater animals. Freshwater Biological Monitoring, 93-101. Edited by PASCOE, D. and EDWARDS, R. W. Advances in Water Pollution Control. A Series Conferences sponsored by IAWPRC.

SLADECEK, V., 1979 - Continental systems for the assessment of river water quality. Biological Indicators of Water Quality. 31pp. Edited by A. JARES and L. EVISON. Divison of Public Health Engineering. Civil Engineering Department. University of New Castle Upon Tyne. John Wiley and Sons. Chichester, N. York, Brisbane, Toronto.

SNEATH, P. N. A. e SOKAL, R. R., 1973 - Numerical Taxonomy. The principles and practice of numerical classification. W. H. FREEMAN and COMPANY, S. Francisco. 573pp.

*SOKAL, R.R. e MICHENER, C. D., 1958 - A statistical method for evaluating systematic relationships. Univ. Kansas Sci. Bull., 38: 1409-1438.

SOUTHWOOD, T. R. E., 1966 - Ecological Methods (with particular reference to the study of Insect populations). Methuen and Company, London. 391pp.

STANDFORD, J. A. e REED, E. B., 1974 - A basket sampling technique for quantifying riverine macrobenthos. Wat. Res. Bull., 10 (3): 470-477.

STATZNER, B. e HOLM, T. F., 1982 - Morphological Adaptations of Benthic Invertebrates to Stream Flow - An Old Question Studied by Means of a New Technique (Laser Deppler Anemometry). Oecologia (Berl), 53: 290--292.

STATZNER, B. e HIGLER, B., 1985 - Questions and Comments on the River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 1038-1044.

STATZNER, B. e HIGLER, B., 1986 - Stream hydraulics as a major determinant on benthic invertebrate zonation patterns. Freshwater Biology, 16: 127--139.

STEFFAN, A. W., 1965 - Zur statik und dinamik im Okosystem der Flissegewasser und zu den Moglichkeiten ihrer klassifizirung. BIOSOZIOLOGIE. Beiricht über das international symposium in stolzenau/weser, 1960 der International Vereinijung für Vegetationskunde. Herausgegeben von REINHOLDTUXEN. pp 65-110. Verlag Dr. Junk Den Haag.

STOKES, R. K., 1987 - Public recreation in Welsh River Catchments. Water Projects. Environmental and Social Aspects. Joint Meeting of the Royal Geographical Society and British Hydrological Society. London, 9. April, 1987. Regulated Rivers; Research and Management, 1: 355-357.

STRICKLAND, J. D. H. e PARSONS, T. R., 1972 - A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Can., 167 (2nd. Ed.). pp 311.

*SURBER, E. W., 1936 - Rainbow trout and bottom fauna production in one mile of stream. Trans. Amer. Fish. Society , 66: 193-202.

SWEDISH COUNCIL FOR PLANNING AND COORDINATION OF RESEARCH, 1983 - The Environmental Impact of Aquaculture. Report for the working group on Environmental effects to the Steering Commitee on Aquaculture, 83 (5): 1-74.

TACHET, H.; BOURNAUD, M. e RICHOUX, Ph., 1980 - Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. (Systématique élémentaire et aperçu écologique). 155pp. Université de Lyon I et Association Française de Limnologie.

TEIXEIRA, C. e GONÇALVES, F., 1980 - Introdução à Geologia de Portugal, 475pp. Instituto Nacional de Investigação Científica.

TER KEURS, W. J. e MEELIS, E., 1986 - Monitoring the biotic aspects of our environment as a policy instrument. Environment Monitoring and Assessment, 7: 161-168.

THORP, J. H. e DIGGINS, M. R., 1982 - Factors affecting depth distribution of dragonflies and other benthic insects in a thermally destabilized reservoir. Hydrobiologia, 87: 33-44.

TITTIZER, T. G., 1976 - Comparison of Biological-Ecological procedures for assessment of water quality. Comparative study of Biological-ecological Water Assessment Methods. Pratical Demonstration on the River Main. 2-6 June, 1975. Summary Repport: 403-463. Commission of the European Communities. Pergamon Press.

TOLKAMP, H. H., 1980 - Organism substrate relationships in lowland streams. Agric. Res. Rep. (Versl. landbouwk. Onderz.), 907: 211pp.

TUFFERY, G. e VERNEAUX, J., 1968 - Methode de determination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune de fond. Ministère de l'agriculture (France). Centre National d'Études techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'equipement rural "CERAFER", Section Pêche et Pisciculture, 23pp.

UNIVERSIDADE DO MINHO (sem data) - Degradação do rio Cávado (Policopiado - relatório interno).

VACCAREZZA, J. e GHETTI, P. F., 1979 - Biological Water Assessment methods. 3rd. technical Seminar. Comission of the European Communities. Environment and Consumer Protection Service.

VAILLANT, F., 1972 - Une zonation thermique des cours d'eau alpestres basée sur la répartition de quelques invertébrées. Trav. Lab. Hydrobiol., 63: 177-188.

VALE, C., 1982 - A distribuição do cobre no sistema hídrico Cávado-Rabagão. Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas -Lisboa nº7: 5-19.

*VALLENTYNE, J. R., 1978 - Introduccion a la Limnologia. Ed. Omega, Barcelona, 169pp.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. e CUSHING, C. E., 1980 - The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:370--377.

VERNEAUX, J., 1973 - Cours d'eau de Franche-Comté (massif du jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essay de biotipologie. Mémoirede Docteur en Sciences Naturelles. Université de Besançon, 257pp.

VERNEAUX, J., 1976a - Byotipologie de l'Ecosystème "eau courante". La structure biotypologique. (Note transmise par M. J. DORST). C. R. Acad. Sc. Paris, 283 (serie D-1663).

VERNEAUX, J., 1976b - Byotipologie de l'écosystème "eau courante". Les groupes socio-écologiques. (Note présentée par M. J. DORST). C. R. Acad. Sc. Paris, 283 (Serie D. 1791).

VERNEAUX, J., 1977 - Byotipologie de l'ecosystème "eau courante". Déterminisme approché de la structure byotipologique. (Note presenté par M. J. DORST). C. R. Acad. Sci. Paris, 284 (serie D-77).

VERNEAUX, J., 1984 - Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. Bull. Ecol., 15 (1): 47-55.

VERNEAUX, J.; FAESSEL, B.; MALÉSIEUX, G., 1978 - Note preliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de determination de la qualité des eaux courantes. Centre Hydrobiol. Univ. Besançon et Lab. Hidroécol. C. T. G.R.E.F., 14pp.

VERNEAUX, J. et coll., 1982 - Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). Ann. Sci. Univ. Fr. Comté Besançon, Biol. Anim., 4(3).

VERNIERS, G. e MICHA, J. C., 1982 - Le rôle de l'hydrobiologiste dans l'évaluation de l'impact des activités humaines sur les milieux aquatiques. Trib. Cabedeau, 456 (35): 117-131.

VINCENT, B.; LAFONTAINE, N. e CARON, P., 1982 - Facteurs influençant la structure des groupements de macro-invertebrés benthiques et phytophiles dans la zone littorale du Saint-Laurent (Québec). Hydrobiologia, 97: 63-73.

VODOPICH, D. S. e MOORE, C. L., 1984 - Distribution of benthic macroinvertebrates in Lake Waco, a central Texas reservoir, U.S.A. Verh. Internat. Limnol., 22: 1470-1474.

VOSHELL, J. R. e SIMMONS, G. M., Jr., 1984 - Colonization and sucession of benthic macro-invertebrates in a new reservoir. Hydrobiologia, 112: 27-39.

WAGNER, R., 1984 - Effects of an artificially changed stream bottom on emerging insects. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 2042-2047.

WARD, J. V., 1976 - Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. Instream Flow Needs Symposium, vol. II. J. F. ORSBORN and C. H. ALLMAN (eds.) Amer. Fish. Soc.: 235-253.

WARD, J. V., 1985 - Thermal characteristics of running waters. Hydrobiologia, 125: 31-46.

WARD, J. V., 1986 - Altitudinal zonation in a Rocky Montain Stream. Arch. Hydrobiol., 2: 133-199.

WARD, J. V. e STANFORD, J. A., 1982 - Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol., 27: 97-117.

WARD, J. V. e STANFORD, J. A., 1983 - The intermediate-disturbance hypothesis. An explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. Dynamic of Lotic Ecosystems. Edited by FONTAINE, T. D. e BARTELL, S. M.. Ann. Arbor Science: 347-355.

WARD, J. V. e STANFORD, J. A., 1984(a) - The regulated stream as a testing ground for ecological theory. p. 23-38. Regulated Rivers. A. LILLE HAMMER and S. SALTVEIT (eds.), Oslo University Press. Oslo. Norway.

WARD, J. V. e STANFORD, J. A., 1984(b) - The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Dynamic of Lotic Ecosystems. THOMAS D. FONTAINE and

STENEM M. BARTELL, 1984: 29-41.

WARD, J. V. e STANFORD, J. A., 1986 - The ecology of regulated streams: Past acomplishments and directions for future research. Plenary paper. 21pp. Third International Symposium on regulated streams. University of Alberta, Edmonton, Canada.

WASHINGTON, H. G., 1984 - Diversity biotic and similarity indices. Water Research., 18 (6): 653-694.

WATSON, D., 1987 - Hydraulic Effects of Aquatic Weeds in U. K. Rivers. Regulated Rivers: Research and Management, 1: 211-227.

WEBB, B. W. e WALLING, D. E., 1988 - Modification of temperature behaviour through regulation of a British river system. Regulated Rivers: Research and Management, 2: 103-116.

WEDEMEYER, G. A.; MEYER, F. P. e SMITH, I., 1976 - Disease of Fish. Book 5: Environmental Stress and Fish Diseases. Edit. by SNIESZKO, S. F. e AXELROD, H. R. T. F. H. Publications, 192pp.

WELCH, P. S., 1948 - Limnological methods. McGRAW HILL BOOK COMPANY, INC. 381pp. New York, Toronto, London.

WENTSEL, R.; McINTOSH, A.; McCAFFERTY, W. P.; ATCHINSON, G. e ANDERSON, V., 1977a - Avoidance Response of Midge Larvae (Chironomus tentans) to sediment containing Heavy Metals. Hydrobiologia, 55 (2): 171-175.

WENTZELL, R.; McINTOSH, A. e ATCHINSON, G., 1977b - Sublethal Effects of Heavy Metals Contamined Sediment on Midge Larvae (Chironomus tentans). Hydrobiologia, 56 (2): 153-156.

WHILM, J. e McCLINTOCK, N., 1978 - Dissolved oxygen concentration and diversity of benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia, 57: 163-166.

WHYTTON DA TERRA, L. S., 1967 - Relatório de Missão a França para Estudo de Problemas Relativos ao Controle da Poluição dos Cursos de Água. Estudos e Informação. D.G.S.F.A., Lisboa, 237: 1-31.

WHYTTON DA TERRA, L., 1972 - Alguns registos de efemerópteros, plecópteros e tricópteros de Portugal. Estudos e informação. D.G.O.G.F., Lisboa, 261. 47pp.

WHYTTON DA TERRA, L., 1980 - Notas sobre os Tricópteros do Rio Ave, em Vila do Conde e seu relacionamento com a qualidade da água. D. G. Ordenamento e Gestão Florestal Estudos e Informação, 287: 1-12.

WHYTON DA TERRA, L., 1981 - Lista faunística de Tricópteros de Portugal (Insecta, Trichoptera). Bol. Soc. Port. Entomologia, 12: 1-42.

WILLIAMS, D. D., 1986 - Factors influencing the microdistribution of two sympatric species of PLECOPTERA: An experimental study. Can. J. Fish. Aquat. Scie., 43.

WILLIAMS, D. D. e HYNES, H. B. N., 1976 - The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos, 27: 265-272.

WILLIAMS, D. D. e HYNES, H. B. N., 1977 - The Ecology of Temporary Streams. II. General Remarks on Temporary Streams. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 62 (1): 53-61.

WINNER, R. W.; BOESEL, M. W. e FARREL, M. P., 1980 - Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 647-655.

WISE, D. H. e MOLLES, M. C., 1979 - Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. Hydrobiologia, 65: 69-74.

WOODIWISS, F. S., 1964 - The biological system of stream classification used by the Trent river board. Chemistry and Industry, Março 14, 1964: 441--447.

WOODIWISS, F. S., 1978 - Comparative study of Biological-ecological water quality assessment methods. Second practical demonstration. Nottingham (20 Sept. to 1 Oct., 1976). Summary Report. Commission of the European

Communities. Environment and Consumer Protection Service.

WOODIWISS, F. S., 1980 - Biological monitoring of surface water quality. Summary report. Commission of the European Communities. Environment and Consumer Protection Service. 45pp.

WRIGHT, J. F.; ARMITAGE, P. D.; FURSE, M. T. e MOSS, D., 1984 - The classification of sites on British rivers using macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein Limnol., 22: 1939-1943.

WRIGHT, J. F.; HILEY, P. D.; COOLING, D. A.; CAMERON, A. C., 1984(b) - The invertebrate fauna of a small chalk stream in Berkshire, England, and the effect of intermittent flow. Arch. Hydrobiol., 99 (2): 176-199.

WRIGHT, J. F.; MOSS, D.; ARMITAGE, P. D. e FURSE, M. T., 1984(c) - A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biology, 14: 221-256.

ZIMMERMANN, A. V. P., 1961 - Experimentelle Untersuchungen über die Okologische Wirkung der Stromungsgesch - wiudigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fressenden wassers. Schweiz. Z. Hydrol., 23: 1-81.

* Assinalam-se com asterisco, as referências bibliográficas que não foram directamente consultadas.

ANEXO I - Resultados das análises físicas e químicas.

INVERNO-85

| DATA | 85.02.05 | 85.02.05 | 85.02.05 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.07 | 85.02.12 | 85.02.12 | 85.02.12 | 85.02.12 | 85.02.12 | 85.02.14 | 85.02.14 | 85.02.14 | 85.02.14 | 85.02.14 | 85.02.14 | 85.01.28 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11$_A$ | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22$_A$ |
| T (°C) | 11 | 11 | 9 | 7 | 7 | 8 | 7 | 7 | 13 | 11 | 8 | 8 | 8 | 8,5 | 8,5 | 7 | 8 | 7 | 6,5 | 7 | 9 | 9,5 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,53 | 0 | 0,16 | 0 | 0,77 | 0 | 0,50 | 0,44 | 0,04 | 0,77 | 0,61 | 0,76 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,53 | 0,83 | 0 | 0 | 0,48 | 0,71 |
| pH | 7,1 | 7,3 | 5,8 | 7,1 | 6,4 | 7,3 | 7,1 | 6,4 | 6,8 | 6,5 | 5,6 | 6,4 | 6,8 | 7,8 | 7,8 | 5,0 | 5,9 | 6,2 | 5,9 | 5,9 | 6,2 | 7,1 |
| Condutividade (µmhos/cm) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CaCO3 (mg/l) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5,5 | 3,5 | 15,5 | 3,5 | 14,0 | 5,0 | 3,5 | 3,0 | 3,5 | 11,0 | 8,0 | 3,5 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| O2 (mg/l) | 10,8 | 6,5 | 10,4 | 11,1 | 10,8 | 11,2 | 11,1 | 10,3 | 8,9 | 10,9 | 9,9 | 10,3 | 10,5 | 10,4 | 10,6 | 9,9 | 10,4 | 9,2 | 10,7 | 10,8 | 10,3 | 10,9 |
| O2 (%) | 98 | 60 | 94 | 92 | 94 | 92 | 92 | 90 | 89 | 99 | 85 | 97 | 94 | 93 | 95 | 82 | 93 | 77 | 87 | 88 | 88 | 95 |
| CBO5 (mg/l) | 1,97 | 0,66 | 1,03 | 3,38 | 2,53 | 2,53 | 2,53 | 2,16 | 2,06 | 2,81 | 2,81 | 2,06 | 2,16 | 2,06 | 1,88 | 2,91 | 1,97 | 2,06 | 2,16 | 2,16 | 1,50 | 2,62 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,023 | 0,023 | 0,022 | 0,444 | 0,007 | 0,036 | 0,023 | 0,082 | 0,033 | 0,037 | 0,036 | 0,018 | 0,012 | 0,032 | 0,023 | 0,034 | 0,137 | 0,206 | 0,031 | 0,015 | 0,034 | 0,590 |
| N-NO3 (µgat/l) | 14,80 | 11,86 | 0,55 | 7,73 | 4,87 | 8,21 | 7,34 | 13,57 | 16,49 | 53,46 | 6,44 | 4,39 | 8,94 | 10,05 | 6,00 | 5,21 | 1,05 | 0,88 | 5,07 | 9,80 | 39,48 | 27,27 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,020 | 0,080 | 0 | 0,060 | 0,020 | 0,040 | 0,060 | 0,060 | 0,060 | 0,221 | 0,172 | 0,065 | 0,108 | 0,172 | 0,193 | 0,262 | 0,109 | 0,065 | 0,153 | 0,153 | 0,087 | 0,065 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,062 | 0 | 0 | 0,031 | 0 | 0,031 | 0,062 | 1,240 | 0,558 | 0,589 | 0,093 | 0,031 | 0,031 | 0,093 | 0,124 | 0,124 | 0,031 | 1,054 | 2,170 | 0,465 | 0,155 | 2,015 |
| SiO2 (mg/l) | 0,61 | 0,20 | 0,15 | 1,70 | 1,54 | 1,83 | 1,79 | 1,84 | 2,79 | 2,80 | 1,02 | 1,22 | 1,07 | 1,05 | 0,86 | 0,63 | 1,58 | 1,70 | 0,73 | 1,48 | 1,47 | 2,89 |
| $Cu^{2+}$ (mg/l) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | + | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

PRIMAVERA-85

| DATA | 85.04.03 | 85.04.03 | 85.04.03 | 85.04.19 | 85.04.19 | 85.04.19 | 85.04.19 | 85.04.19 | 85.04.03 | 85.04.03 | 85.04.10 | 85.04.10 | 85.04.10 | 85.04.10 | 85.04.10 | 85.04.17 | 85.04.17 | 85.04.17 | 85.04.17 | 85.04.17 | 85.04.10 | 85.04.10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11$_A$ | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22$_A$ |
| T (°C) | 13,0 | 15,0 | 13,0 | 12,5 | 10,0 | 12,5 | 11,0 | 11,0 | 16,0 | 13,0 | 8,0 | 7,0 | 11,0 | 11,0 | 10,0 | 11,5 | 10,3 | 10,3 | 12,3 | 12,0 | 8,0 | 9,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,51 | 0,00 | 0,51 | 0,00 | 0,35 | 0,00 | 0,33 | 0,20 | 0,00 | 0,63 | 0,33 | 0,27 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,26 | 0,59 | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,91 |
| pH | 7,0 | 6,8 | 7,0 | 6,5 | 6,8 | 6,7 | 7,0 | 7,1 | 6,8 | 6,8 | 5,5/6,0 | 6,5/7,0 | 6,5/6,8 | 7,6 | 8,3/7,8 | 6,0 | 6,4 | 6,5/6,7 | 6,8 | 6,8/6,9 | 7,3/7,7 | 7,9/8,0 |
| Condutividade (µmhos/cm) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| CaCO3 (mg/l) | 5,3 | 5,0 | 6,0 | 4,5 | 3,0 | 3,5 | 3,5 | 3,5 | 7,3 | 10,0 | 4,5 | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 4,5 | 5,0 | 5,0 | 4,5 | 4,0 | 5,3 | 3,5 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| O2 (mg/l) | 11,1 | 11,7 | 10,7 | 10,8 | 9,8 | 10,0 | 10,5 | 9,9 | 10,8 | 12,1 | 12,3 | 11,7 | 11,0 | 11,1 | 11,4 | 11,1 | 11,2 | 10,0 | 10,8 | 11,2 | 12,4 | 12,0 |
| O2 (%) | 105 | 115 | 102 | 102 | 88 | 94 | 95 | 90 | 110 | 113 | 104 | 96 | 101 | 101 | 102 | 100 | 100 | 94 | 102 | 104 | 105 | 103 |
| CBO5 (mg/l) | 1,70 | 2,15 | 1,71 | 5,53 | 1,78 | 1,50 | 0,94 | 1,41 | 1,88 | 2,80 | 1,41 | 2,16 | 2,53 | 2,06 | 1,97 | 1,41 | 0,75 | 0,28 | 0,19 | 0,75 | 1,88 | 1,97 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,001 | 0,003 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,002 | 0,001 |
| N-NO3 (µgat/l) | 7,39 | 7,26 | 0,00 | 3,70 | 0,68 | 4,17 | 5,91 | 7,63 | 12,65 | 21,52 | 2,09 | 1,55 | 3,88 | 3,54 | 5,36 | 1,76 | 0,18 | 0,01 | 1,25 | 3,80 | 11,55 | 5,12 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,073 | 0,055 | 0,073 | 0,055 | 0,091 | 0,000 | 0,000 | 0,019 | 0,019 | 0,076 | 0,015 | 0,096 | 0,128 | 0,106 | 0,021 | 0,085 | 0,085 | 0,076 | 0,038 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,248 | 0,341 | 0,188 | 0,093 | 0,031 | 0,031 | 0,093 | 0,031 | 0,248 | 0,496 | 0,031 | 0,000 | 0,000 | 0,031 | 0,062 | 0,062 | 0,031 | 0,093 | 0,062 | 0,062 | 0,000 | 0,248 |
| SiO2 (mg/l) | 0,43 | 0,14 | 0,10 | 0,32 | 0,15 | 0,30 | 0,27 | 0,23 | 0,22 | 0,27 | 1,32 | 1,51 | 1,18 | 1,05 | 1,04 | 0,49 | 1,58 | 1,84 | 0,68 | 0,69 | 1,37 | 1,99 |
| $Cu^{2+}$ (mg/l) | - | 0,000 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,000 | 0,000 | 0,260 | 0,000 | - | - | 0,000 | 0,200 | 0,000 | 0,000 |

VERÃO -85

| DATA | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.17 | 85.07.17 | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.09 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.11 | 85.07.17 | 85.07.17 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 A | 12 | 13 | 14 | 15 | 17 | 18 | 19 | 21 | 22 A |
| T (°C) | 19,0 | 23,0 | 17,0 | 23,0 | 13,0 | 23,0 | 18,0 | 14,0 | 25,0 | 16,0 | 23,0 | 17,0 | 23,0 | 23,0 | 23,0 | 15,0 | 20,0 | 25,0 | 20,5 | 19,0 |
| Velocidade de corrente (m/s) | 0,18 | 0,00 | 0,17 | 0,00 | 0,03 | 0,00 | 0,25 | 0,45 | 0,00 | 0,37 | 0,00 | 0,15 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,27 | 0,00 | 0,11 | 0,00 |
| pH | 6,9 | 7,0 | 7,7 | 7,3 | 6,3 | 6,8 | 7,5 | 6,4 | 6,8 | 6,6 | 6,6 | 7,6 | 8,0 | 8,0 | 8,3 | 5,9 | 6,3 | 6,6 | 6,6 | 6,8 |
| Condutividade (µmhos/cm) | 12 | 18 | 35 | 13 | 42 | 40 | 48 | 56 | 15 | 26 | 23 | 20 | 55 | 55 | 70 | 40 | 41 | 25 | 24 | 80 |
| CaCO3 (mg/l) | 10 | 5 | 1 | 4 | 7 | 5 | 6 | 5 | 6 | 2 | 7 | 14 | 5 | 5 | 8 | 5 | 3 | 3 | 9 | 8 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 14 | 13 | 10 | 13 | * | 12 | 14 | 13 | 10 | 6 | 10 | 14 | 11 | 11 | 9 | * | 13 | 10 | 17 | 12 |
| O2 (mg/l) | 9,2 | 9,2 | 9,0 | 8,4 | 7,8 | 8,2 | 8,6 | 8,9 | 10,0 | 10,8 | 8,6 | 6,8 | 8,3 | 8,3 | 8,0 | 8,2 | 8,1 | 8,7 | 8,5 | 9,2 |
| O2 (%) | 100 | 105 | 94 | 98 | 74 | 97 | 94 | 92 | 120 | 108 | 102 | 72 | 97 | 97 | 94 | 82 | 95 | 106 | 95 | 100 |
| CBO5 (mg/l) | 0,86 | 1,92 | 2,11 | 2,53 | 0,19 | 1,44 | 1,34 | 2,50 | 1,15 | 0,00 | 2,11 | 2,98 | 1,32 | 1,82 | 4,41 | 0,58 | 1,34 | 2,69 | 3,65 | 0,58 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,000 | 0,467 | 0,007 | 0,010 | 0,001 | 0,005 | 0,000 | 0,005 | 0,000 | 0,018 | 0,008 | 0,002 | 0,006 | 0,006 | * | 0,000 | 0,000 | 0,003 | 0,011 | 0,000 |
| N-NO3 (µgat/l) | 15,57 | 7,42 | 6,33 | 2,53 | 19,92 | 2,92 | 11,63 | 12,48 | 25,77 | 7,25 | 3,87 | 2,99 | 2,48 | 2,48 | 8,08 | 1,64 | 0,61 | 0,05 | 13,39 | 4,57 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,187 | 0,150 | 0,019 | 0,262 | 0,058 | 0,280 | 0,411 | 0,150 | 0,083 | 0,021 | 0,093 | 0,131 | 0,168 | 0,168 | 0,150 | 0,058 | 0,075 | 0,056 | 0,146 | 0,000 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,093 | 0,062 | 0,031 | 0,899 | 0,031 | 0,155 | 0,310 | 2,325 | 0,062 | 0,000 | 0,093 | 0,124 | 0,155 | 0,155 | 0,093 | 0,062 | 1,395 | 0,496 | 0,093 | 0,062 |
| SiO2 (mg/l) | 3,17 | 0,43 | 0,22 | 1,76 | 2,86 | 1,79 | 2,10 | 2,23 | 1,43 | 0,30 | 0,34 | 0,32 | 0,25 | 0,25 | 0,24 | 2,44 | 2,33 | 0,55 | 0,90 | 2,43 |
| $Cu^{2+}$ (mg/l) | - | 0,020 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,040 | - | 0,090 | - | - | 0,030 | 0,010 | 0,040 |

OUTONO-85

| DATA | 85.10.02 | 85.10.02 | 85.10.02 | 85.11.20 | 85.11.20 | 85.11.20 | 85.11.20 | 85.11.20 | 85.10.02 | 85.10.02 | 85.10.22 | 85.10.22 | 85.10.22 | 85.10.22 | 85.10.22 | 85.10.30 | 85.10.30 | 85.10.30 | 85.10.22 | 85.11.20 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 A | 12 | 13 | 14 | 15 | 17 | 18 | 19 | 21 | 22 A |
| T (°C) | 18,0 | 22,0 | 15,0 | 7,0 | | 7,0 | 4,0 | 4,0 | 18,0 | 17,0 | 14,0 | 10,0 | 15,0 | 15,0 | 15,0 | 10,0 | 8,0 | 18,0 | 8,0 | 10,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,07 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | 0,00 | 0,70 | 0,29 | 0,00 | 0,24 | 0,00 | 0,06 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,26 |
| pH | 7,2 | 7,8 | 6,5 | 6,7 | R | 7,0 | 6,9 | 7,2 | 7,6 | 7,1 | 8,0 | 7,4 | 7,8 | 7,8 | 7,9 | 7,7 | 8,8 | 7,9 | 7,7 | 7,3 |
| Condutividade (µmhos/cm) | 30 | 33 | 48 | 26 | I | 20 | 12 | 17 | 18 | 50 | 48 | 26 | 39 | 39 | 35 | 16 | 89 | 49 | 35 | 16 |
| CaCO3 (mg/l) | 10 | 7 | 5 | - | | - | - | - | 10 | 3 | 5 | 7 | 5 | 5 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 95 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 20 | 8 | 8 | 7 | O | 6 | 7 | 7 | 15 | 13 | 20 | 11 | 10 | 10 | 7 | 14 | 12 | 13 | 24 | 9 |
| O2 (mg/l) | 9,3 | 8,9 | 7,0 | 10,5 | S | 10,5 | 12,2 | 11,9 | 9,6 | 10,5 | 8,5 | 9,6 | 9,2 | 9,2 | 8,4 | 9,8 | 10,7 | 8,8 | 9,8 | 11,7 |
| O2 (%) | 99 | 105 | 70 | 92 | | 92 | 93 | 90 | 102 | 108 | 84 | 87 | 92 | 92 | 85 | 87 | 90 | 95 | 84 | 104 |
| CBO5 (mg/l) | 1,15 | 0,58 | 0,00 | 1,73 | E | 1,82 | 2,30 | 2,11 | 0,58 | 0,58 | 1,25 | 0,29 | 0,38 | 0,38 | 0,58 | 1,54 | 1,44 | 1,44 | 1,15 | 2,09 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,011 | C | 0,000 | 0,015 | 0,000 | 0,015 | 0,000 | 0,000 | 0,026 | 0,013 | 0,013 | 0,012 | 0,011 | 0,003 | 0,051 | 0,001 | 0,000 |
| N-NO3 (µgat/l) | 36,69 | 8,89 | 10,13 | 8,39 | | 9,65 | 17,79 | 14,99 | 36,52 | 10,66 | 4,03 | 5,19 | 0,55 | 0,65 | 3,10 | 3,32 | 0,36 | 11,95 | 54,78 | 15,12 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,110 | 0,073 | 0,037 | 0,204 | O | 0,222 | 0,333 | 0,056 | 0,222 | 0,073 | 0,018 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,036 | 0,018 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,019 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,000 | 0,031 | 0,000 | 0,000 | | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,031 | 0,031 | 0,031 | 0,031 | 0,000 | 0,031 | 0,031 | 0,000 | 0,155 | 0,093 |
| SiO2 (mg/l) | 4,58 | 3,78 | 2,96 | 2,29 | | 2,33 | 2,61 | 2,61 | 3,26 | 1,15 | 0,38 | 0,29 | 0,31 | 0,31 | 0,27 | 0,34 | 0,46 | 0,06 | 1,23 | 3,11 |
| $Cu^{2+}$ (mg/l) | - | 0,045 | - | - | | - | - | - | - | - | - | - | 0,058 | - | 0,080 | - | - | 0,071 | 0,076 | 0,000 |

ANEXO I (continuação)

INVERNO-86

| DATA | 86.03.05 | 86.03.19 | 86.03.19 | 86.03.19 | 86.03.19 | 86.03.19 | 86.03.05 | 86.03.05 | 86.03.05 | 86.03.19 | 86.03.19 | 86.03.05 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11 A | 12 | 17 | 21 | 22 A |
| T (°C) | 11,0 | 8,0 | 8,0 | 9,0 | 8,0 | 7,0 | 14,0 | 10,0 | 8,0 | 9,0 | 10,0 | 9,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,67 | 0,00 | 0,18 | 0,00 | 0,31 | 0,61 | 0,00 | 0,10 | 0,26 | 0,74 | 0,52 | 0,63 |
| pH | 8,6 | 8,6 | 8,4 | 8,3 | 8,4 | 7,5 | 8,9 | 8,7 | 8,2 | 8,4 | 8,0 | 8,4 |
| Condutividade (µmhos/cm) | 53 | 102 | 70 | 80 | 80 | 50 | 53 | 66 | 51 | 83 | 56 | 50 |
| CaCO3 (mg/l) | 5 | 23 | 45 | 15 | 20 | 20 | 4 | 4 | 3 | 10 | 10 | 4 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 10 | 9 | 7 | 8 | 9 | 8 | 10 | 10 | 7 | 10 | 10 | 8 |
| O2 (mg/l) | 11,2 | 12,7 | 10,5 | 11,7 | 11,6 | 11,8 | 10,8 | 11,3 | 11,9 | 11,2 | 11,4 | 11,6 |
| O2 (%) | 103 | 107 | 89 | 102 | 98 | 97 | 106 | 101 | 100 | 97 | 102 | 100 |
| CBO5 (mg/l) | 2,325 | 3,584 | 2,33 | 3,404 | 2,061 | 2,150 | 2,720 | 2,732 | 2,652 | 3,315 | 1,792 | 2,341 |
| N-NH4 (mg/l) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| N-NO3 (µgat/l) | 12,63 | 8,46 | 6,53 | 7,20 | 11,74 | 8,27 | 19,0 | 11,26 | 4,62 | 3,34 | 29,20 | 10,62 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,037 | 0,040 | 0,020 | 0,000 | 0,139 | 0,000 | 0,037 | 0,018 | 0,037 | 0,000 | 0,000 | 0,037 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,000 | 0,155 | 0,000 | 0 | 0 | 0 | 0,775 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SiO2 (mg/l) | 3,40 | 0,16 | 0,11 | 0,12 | 0,19 | 0,15 | 1,81 | 1,46 | 1,48 | 0,17 | 0,21 | 3,38 |

PRIMAVERA - 86

| DATA | 86.04.23 | 86.05.21 | 86.05.21 | 86.05.21 | 86.04.23 | 86.04.21 | 86.04.23 | 86.04.23 | 86.04.23 | 86.05.21 | 86.04.23 | 86.04.23 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11 A | 12 | 17 | 21 | 22 A |
| T (°C) | 8,0 | 17,0 | 14,0 | 18,0 | 13,0 | 12,5 | 13,0 | 6,0 | 5,5 | 15,0 | 20,0 | 8,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,79 | 0,00 | 0,12 | 0,00 | 0,79 | 0,25 | 0,00 | 0,00 | 0,62 | 0,57 | 0,00 | 0,58 |
| pH | 8,2 | 8,2 | 7,7 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 8,2 | 8,7 | 8,2 | 7,6 | 7,2 | 7,6 |
| Condutividade (µmhos/cm) | 57 | 57 | 50 | 33 | 55 | 36 | 30 | 76 | 111 | 58 | 34 | 24 |
| CaCO3 (mg/l) | 3 | 5 | 8 | 8 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 8 | 5 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 9 | 7 | 12 | 6 | 7 | 7 | 9 | 7 | 10 | 8 | 13 | 8 |
| O2 (mg/l) | 12,9 | 8,9 | 9,5 | 8,8 | 9,0 | 8,4 | 11,0 | 12,0 | 12,0 | 9,5 | 9,1 | 12,1 |
| O2 (%) | 108 | 93 | 93 | 95 | 86 | 80 | 105 | 95 | 93 | 95 | 100 | 102 |
| CBO5 (mg/l) | 3,935 | 1,135 | 0,646 | 1,790 | 0,644 | 0,634 | 2,558 | 3,149 | 2,558 | 0,065 | 2,275 | 3,050 |
| N-NH4 (mg/l) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| N-NO3 (µgat/l) | 4,62 | 1,76 | 6,44 | 2,66 | 6,44 | 6,00 | 13,75 | 2,32 | 0,84 | 0,78 | 16,00 | 4,02 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,019 | 0,157 | 0,000 | 0,118 | 0,235 | 0,137 | 0,000 | 0,056 | 0,019 | 0,059 | 0,098 | 0,243 |
| P-PO4 (mg/l) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,155 |
| SiO2 (mg/l) | 2,38 | 1,50 | 1,55 | 1,55 | 1,79 | 1,81 | 2,91 | 1,21 | 1,52 | 1,57 | 1,74 | 2,37 |

VERÃO - 86

| DATA | 86.07.10 | 86.07.10 | 86.07.30 | 86.07.30 | 86.07.30 | 86.07.30 | 86.07.30 | 86.07.10 | 86.07.17 | 86.07.17 | 86.07.17 | 86.07.10 | 86.07.17 | 86.07.17 | 86.07.17 | 86.07.10 | 86.07.10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11A | 11B | 12 | 14 | 17 | 20 | 21 | 22A | 22B |
| T (°C) | 20,0 | 25,0 | 28,0 | 14,0 | 27,0 | 26,0 | 21,0 | 24,0 | 23,0 | 23,0 | 16,0 | 27,0 | 21,0 | 27,0 | 17,0 | 18,0 | 19,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,46 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,15 | 0,28 | 0,00 | 0,42 | 0,42 | 0,03 | 0,00 | 0,01 | 0,00 | 0,31 | 0,07 | 0,52 |
| pH | - | - | - | - | - | - | - | 7,8 | 8,0 | 8,0 | 7,3 | 8,2 | 7,7 | 8,1 | 7,7 | 7,5 | 7,5 |
| Condutividade (µmhos/cm) | 45 | 30 | 30 | 70 | 40 | 35 | 35 | 45 | 30 | 30 | 20 | 30 | 30 | 20 | 48 | 28 | 30 |
| CaCO3 (mg/l) | 7 | 5 | 5 | 6 | 6 | 5 | 5 | 5 | 11 | 6 | 6 | 5 | 6 | 10 | 10 | 70 | 5 |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 16 | 12 | 13 | 10 | 14 | 13 | 10 | 14 | 16 | 10 | 10 | 12 | 11 | 16 | 19 | 13 | 14 |
| O2 (mg/l) | 9,2 | 9,1 | 10,6 | 11,1 | 10,9 | 10,9 | 10,1 | 10,5 | 8,2 | 8,5 | 8,1 | 8,2 | 8,6 | 7,5 | 7,6 | 9,3 | 9,2 |
| O2 (%) | 101 | 109 | 135 | 107 | 128 | 130 | 112 | 125 | 100 | 100 | 83 | 103 | 97 | 95 | 79 | 98 | 100 |
| CBO5 (mg/l) | 1,29 | 0,92 | 2,40 | 0,29 | 2,40 | 0,48 | 0,10 | 2,85 | 0,65 | 1,03 | 0,38 | 1,29 | 1,04 | 2,73 | 0,46 | 1,56 | 1,93 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,005 | 0,003 | 0,001 | 0,007 | 0,000 | 0,005 | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,005 | 0,000 | 0,000 |
| N-NO3 (µgat/l) | 28,92 | 8,84 | 2,54 | 3,29 | 0,38 | 20,15 | 22,44 | 24,56 | 5,99 | 4,33 | 5,04 | 1,13 | 0,58 | 0,00 | 18,92 | 5,07 | 5,20 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,144 | 0,126 | 0,205 | 0,085 | 0,222 | 0,325 | 0,051 | 0,126 | 0,037 | 0,440 | 0,000 | 0,072 | 0,092 | 0,092 | 0,239 | 0,072 | 0,054 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,517 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,041 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,097 | 0,969 | 0,000 | 4,360 | 2,713 | 1,163 | 1,808 | 0,000 |
| SiO2 (mg/l) | 1,44 | 0,78 | 0,76 | 1,50 | 1,19 | 1,74 | 1,44 | 1,08 | 1,89 | 1,91 | 2,43 | 0,38 | 2,23 | 0,95 | 2,04 | 1,13 | 1,21 |

OUTONO - 86

| DATA | 86.11.06 | 86.11.06 | 86.10.20 | 86.10.20 | 86.10.20 | 86.10.20 | 86.10.20 | 86.11.06 | 86.10.30 | 86.10.30 | 86.10.30 | 86.10.30 | 86.10.20 | 86.10.30 | 86.10.30 | 86.11.06 | 86.11.06 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11A | 11B | 12 | 14 | 17 | 20 | 21 | 22A | 22B |
| T (°C) | 11,8 | 17,5 | 14,2 | 14,0 | 14,5 | 12,0 | 12,8 | 13,1 | 12,2 | 12,5 | 11,5 | 14,0 | 13,2 | 16,8 | 10,9 | 10,0 | 10,0 |
| Velocidade corrente (m/s) | 0,42 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,33 | 0,25 | 0,00 | 0,29 | 0,43 | 0,19 | 0,00 | 0,66 | 0,00 | 0,31 | 0,00 | 0,52 |
| pH | - | - | 5,6 | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 5,9 | - | 7,5 | 7,4 | 7,7 | 7,2 | 6,0 | 7,7 | 7,1 | - | - |
| Condutividade (µmhos/cm) | 30 | 21 | 45 | 32 | 25 | 20 | 20 | 39 | 21 | 18 | 11 | 21 | 18 | 20 | 35 | 20 | 20 |
| CaCO3 (mg/l) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| $CO_3^{2-}$ (mg/l) | 18 | 7 | 10 | 16 | 11 | 9 | 11 | 10 | 9 | 10 | 8 | 8 | 11 | 9 | 17 | 9 | 9 |
| O2 (mg/l) | 10,2 | 9,5 | 8,1 | 8,6 | 9,0 | 9,9 | 9,5 | 11,0 | 10,0 | 10,6 | 10,4 | 9,6 | 9,5 | 9,6 | 9,5 | 11,4 | 11,1 |
| O2 (%) | 94 | 100 | 79 | 90 | 94 | 92 | 90 | 105 | 87 | 100 | 95 | 94 | 90 | 100 | 87 | 102 | 99 |
| CBO5 (mg/l) | 0,74 | 0,55 | 1,61 | 1,52 | 0,72 | 0,63 | 0,54 | 0,66 | 0,46 | 0,74 | 0,46 | 0,28 | 0,90 | 0,83 | 0,28 | 1,20 | 1,29 |
| N-NH4 (mg/l) | 0,007 | 0,015 | 0,059 | 0,000 | 0,008 | 0,000 | 0,000 | 0,012 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,004 |
| N-NO3 (µgat/l) | 24,00 | 10,04 | 10,45 | 2,00 | 8,19 | 17,28 | 17,25 | 22,88 | 6,20 | 4,60 | 1,83 | 2,00 | 3,14 | 0,54 | 15,72 | 10,16 | 4,91 |
| N-NO2 (µgat/l) | 0,111 | 0,037 | 0,306 | 0,000 | 0,270 | 0,144 | 0,072 | 0,074 | 0,037 | 0,019 | 0,019 | 0,056 | 0,036 | 0,074 | 0,111 | 0,000 | 0,000 |
| P-PO4 (mg/l) | 0,000 | 0,000 | 0 | 0 | 0 | 0,254 | 0 | 0 | 2,131 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SiO2 (mg/l) | 0,81 | 0,11 | 2,04 | 2,04 | 2,03 | 2,59 | 2,86 | 0,27 | 0,18 | 0,15 | 0,11 | 0,14 | 2,84 | 0,03 | 0,35 | 0,47 | 0,44 |

ANEXO II - Macro-invertebrados amostrados no trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado (rede de mão).

INVERNO-85

| | | DATA | 5/2 | 5/2 | 7/2 | 7/2 | 7/2 | 7/2 | 7/2 | 7/2 | 7/2 | 12/2 | 12/2 | 14/2 | 14/2 | 14/2 | 28/1 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 17 | 18 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 14 | 17 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 13 | 5 | 0 |
| | Protonemura | | 3 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 11 | 15 | 0 |
| | Amphinemura | | 1 | 53 | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 44 | 0 | 6 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 29 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Brachiptera | | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 15 | 193 | 0 | 113 | 78 | 0 | 1 | 3 | 1 | 63 | 121 | 33 | 0 |
| | Rhabdiopteryx | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 22 | 1 | 0 |
| | Perlodidae | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 18 | 1 | 0 | 2 | 0 | 64 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 19 | 1 |
| | Leptoceridae | | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| | Glossosomatidae | | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 1 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 5 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 22 | 0 | 12 | 0 |
| | Philopotamidae | | 0 | 25 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 102 | 0 |
| | Hydropsychidae | | 0 | 4 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 8 | 0 |
| | Psychomyiidae | | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Phryganeidae | | 0 | 16 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | Limnephilidae | | 0 | 1 | 31 | 206 | 375 | 1462 | 133 | 0 | 3 | 9 | 31 | 22 | 13 | 55 | 0 |
| | Berasidae | | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 10 | 6 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lepidostomatidae | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Odontoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helicopsychidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 48 | 0 |
| | Trichoptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Brachycentridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| | Thremmatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 0 | 12 | 0 | 12 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 13 | 0 |
| | Ephemera | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | | 48 | 13 | 0 | 6 | 0 | 14 | 15 | 6 | 0 | 0 | 20 | 1 | 12 | 4 | 0 |
| | Paraleptophlebia | | 2 | 3 | 0 | 20 | 0 | 49 | 11 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 31 | 46 | 0 |
| | Caenis | | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 11 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 8 | 16 |
| | Baetis | | 42 | 117 | 25 | 26 | 0 | 0 | 155 | 7 | 25 | 0 | 140 | 0 | 75 | 284 | 11 |
| | Habrophlebia | | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ephemeroptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Siphlonurus | | 0 | 0 | 324 | 43 | 78 | 15 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 180 | 920 | 431 | 367 | 0 | 0 | 16 | 4 | 2 | 22 | 0 | 0 | 0 |
| | Procloeon | | 0 | 0 | 343 | 389 | 143 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Epeorus | | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 1 | 0 | 1 | 7 | 0 | 0 | 2 | 0 | 33 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Elmidae | | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 7 | 24 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Helodidae | | 0 | 14 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| | Hydraenidae | | 0 | 9 | 4 | 3 | 0 | 6 | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 13 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 8 | 8 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helophoridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chrysomelidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 15 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Coleoptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 121 | 56 | 38 | 1063 | 33 | 189 | 335 | 14 | 517 | 0 | 23 | 118 | 71 | 48 | 55 |
| | Psychodidae | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ceratopogonidae | | 0 | 9 | 4 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tipulidae | | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Empididae | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Stratiomyidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Dolichopodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | Simuliidae | | 2 | 11 | 0 | 3 | 0 | 7 | 21 | 0 | 19 | 0 | 30 | 86 | 115 | 21 | 17 |
| | Limoniidae | | 28 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 2 | 1 |
| | Lumbriculidae | | 0 | 10 | 0 | 10 | 0 | 3 | 24 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 10 | 0 | 0 |
| | Tubificidae | | 40 | 15 | 75 | 22 | 34 | 33 | 167 | 20 | 437 | 8 | 4 | 22 | 23 | 8 | 125 |
| | Naididae | | 216 | 0 | 77 | 5 | 8 | 22 | 10 | 0 | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 2 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 |
| | Glossiphonia | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 |
| | Agrion | | 0 | 11 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 1 | 0 | 13 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 1 | 1 | 12 | 0 | 17 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Orthetrum | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Libellula | | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Pyrrhosoma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| | Cordulegaster | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Ischnura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 13 | 4 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| | Ancylus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bythinella | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Lymanea | | 0 | 0 | 0 | 44 | 0 | 9 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 |
| | Planorbis | | 24 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Potamopyrgus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Micronecta | | 0 | 0 | 57 | 0 | 3268 | 2 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sigara | | 0 | 0 | 0 | 9 | 1 | 7 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hemiptera sp. | | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Mesovelia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonectidae sp. | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 32 | 0 | 16 | 0 | 11 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| BRIOZOA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYMENOPTERA | | | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

PRIMAVERA - 85

| | | DATA | 3/4 | 3/4 | 3/4 | 19/4 | 19/4 | 19/4 | 19/4 | 19/4 | 3/4 | 3/4 | 10/4 | 10/4 | 10/4 | 17/4 | 17/4 | 17/4 | 17/4 | 10/4 | 10/4 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 14 | 16 | 17 | 18 | 19 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 0 | 31 | 0 | 21 | 0 | 49 | 420 | 0 | 0 | 0 | 44 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 |
| | Protonemura | | 3 | 0 | 162 | 0 | 0 | 0 | 50 | 594 | 0 | 1 | 0 | 17 | 0 | 0 | 23 | 396 | 0 | 334 | 0 |
| | Amphinemura | | 8 | 0 | 438 | 0 | 0 | 0 | 39 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 42 | 0 | 9 | 0 | 4 | 10 | 0 | 0 | 0 | 147 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 0 | 2 | 697 | 0 | 158 | 856 | 0 | 0 | 9 | 4 | 0 | 0 | 31 | 138 | 0 | 2 | 0 |
| | Rhabdiopteryx | | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Perlodidae | | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 | 0 | 14 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Isoperla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 62 | 0 | 55 | 0 | 1 | 0 | 89 | 1 | 0 | 0 | 7 | 9 | 0 | 0 | 4 | 2 | 1 | 37 | 0 |
| | Leptoceridae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Glossosomatidae | | 14 | 0 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 50 | 4 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 5 | 11 | 0 | 8 | 0 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 174 | 11 | 0 | 168 | 0 |
| | Philopotamidae | | 1 | 0 | 86 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 134 | 0 |
| | Hydropsychidae | | 10 | 0 | 18 | 0 | 1 | 0 | 11 | 3 | 0 | 2 | 0 | 6 | 0 | 0 | 12 | 3 | 0 | 10 | 0 |
| | Psychomyiidae | | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Phryganeidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Limnephilidae | | 4 | 0 | 33 | 254 | 228 | 496 | 481 | 81 | 1 | 0 | 180 | 164 | 0 | 0 | 62 | 34 | 0 | 57 | 0 |
| | Beraeidae | | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 11 | 0 | 0 | 3 | 11 | 0 | 1 | 0 |
| | Odontoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helicopsychidae | | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 43 | 0 |
| | Thremmatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Molannidae | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 19 | 0 | 0 | 3 | 42 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 19 | 0 |
| | Ephemera | | 9 | 0 | 0 | 1 | 0 | 12 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Ephemerella | | 64 | 0 | 99 | 0 | 153 | 0 | 2392 | 974 | 3 | 23 | 56 | 322 | 0 | 0 | 11 | 82 | 0 | 44 | 6 |
| | Paraleptophlebia | | 49 | 0 | 46 | 0 | 26 | 2 | 84 | 17 | 3 | 0 | 13 | 152 | 0 | 0 | 12 | 174 | 0 | 34 | 0 |
| | Caenis | | 32 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 40 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 30 | 1 | 0 | 3 | 4 |
| | Baetis | | 252 | 0 | 172 | 0 | 605 | 110 | 3764 | 470 | 1 | 27 | 34 | 727 | 3 | 0 | 138 | 561 | 0 | 926 | 14 |
| | Habrophlebia | | 0 | 0 | 73 | 0 | 65 | 0 | 576 | 39 | 1 | 0 | 2 | 8 | 0 | 0 | 63 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Siphlonurus | | 0 | 0 | 0 | 637 | 1378 | 62 | 37 | 236 | 0 | 0 | 226 | 18 | 1 | 1 | 9 | 16 | 2 | 4 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 0 | 159 | 205 | 110 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0 | 160 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Procloeon | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 219 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Epeorus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 |
| | Cloeon | | 0 | 0 | 0 | 1273 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Leptophlebia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Heptagenia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| | Potamanthus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 2 | 0 | 0 | 1 | 48 | 1 | 0 | 3 | 1 | 4 | 1 | 0 | 193 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Elmidae | | 0 | 0 | 37 | 1 | 1 | 0 | 24 | 3 | 0 | 0 | 3 | 16 | 0 | 4 | 2 | 1 | 6 | 5 | 0 |
| | Helodidae | | 0 | 0 | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 7 | 2 | 2 | 0 |
| | Hydraenidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helophoridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 13 | 3 | 0 |
| | Dryopidae | | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 60 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| | Chrysomelidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hydrophilidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 108 | 19 | 331 | 333 | 164 | 90 | 1017 | 322 | 20 | 207 | 186 | 139 | 41 | 0 | 323 | 301 | 233 | 194 | 8 |
| | Ceratopogónidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Tipulidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| | Empididae | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 30 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Stratiomyidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dolichopodidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 9 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| | Simuliidae | | 8 | 0 | 8 | 0 | 1 | 0 | 56 | 265 | 0 | 3 | 2 | 59 | 0 | 0 | 18 | 40 | 0 | 22 | 2 |
| | Limoniidae | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 10 | 0 | 0 | 15 |
| | Pupa sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| ODONATA: | Aeschna | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Agrion | | 2 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 0 | 3 | 0 | 13 | 1 | 0 | 0 | 13 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 13 | 7 | 14 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Libellula | | 0 | 0 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Cordulegaster | | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Cordulia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gomphus | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 90 | 0 | 8 | 0 | 14 | 0 | 7 | 2 | 15 | 4 | 0 | 12 | 0 | 0 | 16 | 11 | 0 | 2 | 25 |
| | Hydrometra | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Velia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Micronecta | | 0 | 425 | 0 | 374 | 0 | 2894 | 49 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1982 | 8 | 10 | 2151 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Corixa | | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sigara | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hemiptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Mesovelia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 1 | 0 | 0 | 0 | 31 | 1 | 0 | 12 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ancylus | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 46 | 0 |
| | Bythinella | | 1 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Lymnaea | | 0 | 0 | 0 | 51 | 64 | 21 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gammarus | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae | | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 |
| | Tubificidae | | 61 | 13 | 13 | 0 | 46 | 50 | 494 | 140 | 4 | 50 | 57 | 16 | 0 | 80 | 18 | 48 | 3 | 3 | 97 |
| | Naididae | | 146 | 12 | 0 | 3492 | 55 | 1003 | 398 | 1 | 14 | 15 | 8 | 0 | 9 | 1 | 33 | 0 | 10 | 9 | 45 |
| | Oligochaetas Excêntricas | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 2 | 0 | 1 | 1 | 12 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 1 |
| | Haemopis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Glossiphonia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Hemiclepsis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 0 | 68 | 0 | 860 | 0 | 39 | 24 | 0 | 47 | 0 | 21 | 0 | 0 | 1 | 28 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| ARACNIDA: | Argironeta | | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Outros | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| HYMENOPTERA | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

VERÃO - 85

| | | DATA | 9/7 | 9/7 | 9/7 | 11/7 | 11/7 | 11/7 | 11/7 | 11/7 | 17/7 | 17/7 | 9/7 | 9/7 | 9/7 | 11/7 | 11/7 | 11/7 | 17/7 | 17/7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 14 | 17 | 18 | 19 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 1 | 0 | 301 | 0 | 6 | 0 | 1122 | 1304 | 1 | 1 | 0 | 27 | 0 | 495 | 571 | 0 | 130 | 0 |
| | Protonemura | | 2 | 0 | 176 | 0 | 0 | 0 | 0 | 375 | 0 | 0 | 0 | 52 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42 | 0 |
| | Perlodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Capniidae | | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 34 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 181 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Leptoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Glossosomatidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 237 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 0 | 0 | 25 | 0 | 4 | 0 | 1 | 4 | 4 | 1 | 0 | 13 | 0 | 14 | 21 | 0 | 57 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 16 | 0 | 19 | 1 | 0 | 0 | 37 | 19 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 38 | 0 | 6 | 0 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 135 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3525 | 194 | 0 | 571 | 0 |
| | Philopotamidae | | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 49 | 0 |
| | Hydropsychidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 3 | 26 | 0 | 17 | 1 |
| | Psychomyiidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Limnephilidae | | 0 | 0 | 4 | 15 | 11 | 18 | 11 | 13 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 45 | 40 | 0 | 31 | 0 |
| | Berasidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lepidostomatidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Odontoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helicopsychidae | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gaeridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ecnomidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 0 | 0 | 3 | 0 | 12 | 0 | 9 | 23 | 0 | 0 | 0 | 68 | 0 | 0 | 40 | 0 | 2 | 0 |
| | Ephemera | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Ephemerella | | 32 | 0 | 128 | 0 | 12 | 0 | 1075 | 226 | 0 | 0 | 1 | 172 | 0 | 1 | 148 | 0 | 48 | 0 |
| | Paraleptophlebia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Caenis | | 25 | 0 | 0 | 19 | 2 | 23 | 0 | 0 | 160 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 68 | 1 |
| | Baetis | | 258 | 0 | 247 | 218 | 225 | 0 | 503 | 408 | 18 | 1 | 3 | 955 | 2 | 1401 | 543 | 0 | 210 | 7 |
| | Habrophlebia | | 6 | 0 | 174 | 0 | 102 | 0 | 13 | 18 | 21 | 0 | 0 | 253 | 1 | 342 | 124 | 0 | 308 | 0 |
| | Siphlonurus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 29 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 4 | 0 | 0 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 209 | 0 | 88 | 21 | 0 |
| | Epeorus | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Cloeon | | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 568 | 0 | 2 | 32 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 0 | 0 | 36 | 0 | 24 | 0 | 0 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 1 | 0 | 0 | 83 | 72 | 1 | 0 | 10 | 36 | 1 | 1 | 22 | 0 | 122 | 0 | 0 | 44 | 0 |
| | Elmidae | | 16 | 0 | 51 | 29 | 5 | 0 | 1048 | 74 | 2 | 0 | 4 | 10 | 24 | 140 | 78 | 2 | 49 | 1 |
| | Helodidae | | 0 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hydraenidae | | 4 | 0 | 133 | 0 | 15 | 0 | 201 | 45 | 0 | 6 | 1 | 18 | 10 | 999 | 310 | 0 | 85 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 0 | 11 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helophoridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | | 1 | 0 | 12 | 1 | 0 | 22 | 0 | 7 | 1 | 0 | 6 | 32 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chrysomelidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 |
| | Coleoptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hydrophilidae | | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 11 |
| | Limnebiidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Eubriidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 372 | 1 | 654 | 561 | 1408 | 492 | 2162 | 417 | 218 | 352 | 0 | 144 | 1 | 5198 | 280 | 44 | 2689 | 217 |
| | Psychodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 0 | 1 | 0 | 0 | 19 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ceratopoginidae | | 1 | 0 | 67 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 |
| | Tipulidae | | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Empididae | | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dolichopodidae | | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dixidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Anthomyidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 130 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | Simuliidae | | 542 | 0 | 389 | 1 | 0 | 0 | 136 | 489 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 695 | 4882 | 9 | 6153 | 0 |
| | Culicidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 145 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Limoniidae | | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| ODONATA: | Aeschna | | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 1 | 6 | 0 |
| | Agrion | | 4 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 18 | 0 | 4 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 0 | 4 | 8 | 29 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 501 | 0 | 0 | 27 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 37 | 0 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 25 | 0 | 1404 | 0 | 0 | 20 | 0 |
| | Libellula | | 9 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Cordulegaster | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gomphus | | 1 | 0 | 2 | 7 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Erythromma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Enallagma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lestes | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 15 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 50 | 0 | 35 | 0 | 23 | 0 | 10 | 0 | 37 | 12 | 2 | 74 | 4 | 70 | 0 | 0 | 37 | 39 |
| | Hydrometra | | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0 | 28 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| | Velia | | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 95 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Micronecta | | 1 | 0 | 0 | 212 | 6 | 145 | 1 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2842 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 0 | 7 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sigara | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 179 | 2 | 0 |
| | Hemiptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Mesovelia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Aphelocheirus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 65 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nepa | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 47 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ancylus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lymnaea | | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tubificidae | | 75 | 69 | 0 | 7 | 0 | 200 | 0 | 1 | 56 | 220 | 3 | 14 | 2 | 0 | 0 | 9 | 0 | 58 |
| | Naididae | | 2 | 0 | 0 | 697 | 9 | 179 | 0 | 0 | 113 | 23 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 780 | 445 | 144 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 1 | 0 | 87 | 5 | 13 | 3 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 3 | 13 | 0 |
| | Glossiphonia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 16 | 0 | 109 | 62 | 9 | 23 | 375 | 93 | 40 | 2 | 0 | 14 | 4 | 570 | 138 | 33 | 137 | 0 |
| ARACNIDA: | Argironeta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 |
| | Outros | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 38 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 163 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| BRIOZOA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYMENOPTERA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

OUTONO - 85

| | | DATA | 2/10 | 2/10 | 20/11 | 20/11 | 20/11 | 20/11 | 2/10 | 2/10 | 22/10 | 22/10 | 22/10 | 30/10 | 30/10 | 30/10 | 22/10 | 20/11 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 3 | 4 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 14 | 17 | 18 | 19 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 3 | 0 | 0 | 31 | 107 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 29 | 32 | 0 | 58 | 0 |
| | Protonemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 1 | 1 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Polycentropodidae | | 3 | 3 | 0 | 0 | 22 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 17 | 0 | 22 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 32 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 11 | 0 | 2 | 0 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 41 | 544 | 0 | 182 | 0 | 0 | 0 | 302 | 67 | 0 | 1126 | 0 |
| | Philopotamidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 182 | 0 |
| | Hydropsychidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 78 | 0 | 1 | 3 | 0 | 13 | 3 | 0 | 42 | 0 |
| | Limnephilidae | | 64 | 8 | 144 | 66 | 203 | 84 | 0 | 45 | 18 | 1 | 0 | 55 | 23 | 0 | 33 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 13 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 5 | 3 | 0 | 3 | 0 |
| | Ephemera | | 9 | 0 | 40 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | | 0 | 0 | 0 | 0 | 76 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Caenis | | 253 | 0 | 99 | 21 | 20 | 0 | 2439 | 0 | 0 | 0 | 0 | 39 | 3 | 0 | 115 | 18 |
| | Baetis | | 740 | 0 | 453 | 355 | 179 | 267 | 22 | 94 | 63 | 54 | 0 | 621 | 12 | 0 | 131 | 1 |
| | Habrophlebia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 77 | 0 | 0 | 0 | 33 | 0 | 60 | 194 | 0 | 58 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 68 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0 | 0 | 245 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| | Cloeon | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 33 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 3 | 8 | 24 | 12 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Elmidae | | 164 | 11 | 0 | 0 | 40 | 30 | 7 | 2 | 0 | 7 | 0 | 83 | 135 | 0 | 13 | 0 |
| | Hydraenidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 13 | 0 | 12 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 10 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | | 2 | 3 | 0 | 9 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| | Coleoptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Eubriidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 4738 | 92 | 118 | 155 | 186 | 1747 | 151 | 761 | 382 | 202 | 96 | 596 | 277 | 1087 | 1027 | 0 |
| | Psychodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ceratopoginidae | | 0 | 0 | 34 | 26 | 0 | 8 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 8 | 53 |
| | Tipulidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Empididae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 2 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| | Stratiomyidae | | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 13 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dixidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 4 | 0 |
| | Anthomyidao | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| | Simulilidae | | 6 | 0 | 0 | 0 | 22 | 541 | 0 | 3 | 0 | 19 | 0 | 2 | 3 | 0 | 23 | 0 |
| | Culicidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 81 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| | Chaoboridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | Aeschna | | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Agrion | | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 | 11 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 2 | 18 | 1 | 0 | 0 | 131 | 0 | 0 | 3 | 2 | 46 | 0 | 0 | 16 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 218 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 9 | 0 | 4 | 0 |
| | Libellula | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Pyrrhosoma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 |
| | Gomphus | | 0 | 0 | 8 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Erythromma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Enallagma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 5 | 131 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 19 | 0 | 3 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| | Micronecta | | 0 | 0 | 9 | 0 | 20 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 78 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Corixa | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 83 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Sigara | | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 |
| | Mesovelia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nepa | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 5 | 22 | 0 |
| | Ancylus | | 118 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 11 | 1 |
| | Lymnaea | | 134 | 0 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Tubificidae | | 0 | 5 | 10 | 126 | 0 | 0 | 87 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 170 | 0 | 80 |
| | Naididae | | 0 | 3 | 290 | 358 | 60 | 4 | 150 | 2683 | 142 | 21 | 0 | 162 | 9 | 0 | 430 | 0 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 0 | 0 | 3 | 6 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 23 | 0 | 17 | 0 |
| | Haemopis | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Hirudinea sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 356 | 40 | 86 | 125 | 0 | 32 | 133 | 91 | 17 | 0 | 4 | 192 | 23 | 0 | 167 | 0 |
| ARACNIDA: | Argironeta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 0 | 11 | 0 | 20 | 0 | 0 | 115 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 203 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

INVERNO - 86

| | | DATA | 5/3 | 19/3 | 19/3 | 19/3 | 19/3 | 19/3 | 5/3 | 5/3 | 5/3 | 19/3 | 19/3 | 5/3 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11 | 12 | 17 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 2 | 8 | 1 | 44 | 58 | 0 | 12 | 2 | 0 | 81 | 0 |
| | Protonemura | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 21 | 0 | 8 | 1 |
| | Amphinemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 140 | 0 | 39 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 52 | 0 | 1 | 0 |
| | Nemoura | | 1 | 0 | 116 | 0 | 138 | 25 | 0 | 6 | 16 | 997 | 148 | 0 |
| | Rhabdiopteryx | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| | Perlodidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Capniidae | | 0 | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 |
| | Perlodes | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 4 | 0 | 12 | 0 | 2 | 33 | 1 | 0 | 17 | 172 | 40 | 0 |
| | Leptoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 6 | 2 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 4 | 0 | 0 | 8 | 2 | 18 | 0 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 0 | 14 | 0 | 0 | 521 | 513 | 0 |
| | Philopotamidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 |
| | Hydropsychidae | | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 8 | 3 | 23 | 0 |
| | Limnephilidae | | 0 | 74 | 51 | 532 | 100 | 771 | 0 | 37 | 36 | 310 | 3 | 0 |
| | Beraeidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Odontoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helicopsychidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| | Thremmatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 0 | 0 | 12 | 1 | 0 | 11 | 0 | 0 | 20 | 0 | 9 | 0 |
| | Ephemera | | 0 | 3 | 2 | 4 | 0 | 13 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | | 5 | 0 | 64 | 0 | 137 | 13 | 0 | 0 | 254 | 8 | 42 | 1 |
| | Caenis | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 191 | 2 | 0 | 182 | 35 | 11 |
| | Baetis | | 28 | 146 | 575 | 297 | 301 | 230 | 8 | 51 | 280 | 386 | 824 | 1 |
| | Habrophlebia | | 0 | 0 | 7 | 0 | 18 | 131 | 8 | 5 | 150 | 81 | 34 | 0 |
| | Siphlonurus | | 0 | 37 | 153 | 66 | 104 | 5 | 0 | 31 | 54 | 72 | 0 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 25 | 243 | 113 | 0 | 0 | 0 | 3 | 6 | 1 | 0 | 0 |
| | Epeorus | | 2 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| | Cloeon | | 0 | 1 | 64 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 7 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Heptagenia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 0 | 0 | 26 | 1 | 0 | 0 | 7 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | Elmidae | | 0 | 0 | 61 | 2 | 1 | 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 0 |
| | Helodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Hydraenidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 38 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 54 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 3 | 160 | 1504 | 249 | 2149 | 458 | 64 | 708 | 1046 | 2336 | 1487 | 10 |
| | Psychodidae | | 0 | 0 | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ceratopoginidae | | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 51 | 0 | 87 | 0 | 0 |
| | Tipulidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 1 |
| | Empididae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Dolichopodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| | Simuliidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 68 | 38 | 0 | 0 | 17 | 356 | 190 | 0 |
| | Limoniidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| ODONATA: | Aeschna | | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 3 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 |
| | Agrion | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 11 | 0 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 0 | 13 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 11 | 3 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 93 | 0 | 0 |
| | Pyrrhosoma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| | Gomphus | | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Erythromma | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 |
| | Micronecta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 56 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Corixa | | 0 | 0 | 0 | 311 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 124 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Ancylus | | 0 | 0 | 7 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 29 | 0 |
| | Lymnaea | | 0 | 7 | 9 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 1 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Tubificidae | | 42 | 16 | 200 | 18 | 119 | 164 | 14 | 176 | 22 | 209 | 8 | 11 |
| | Naididae | | 0 | 319 | 1174 | 241 | 8 | 37 | 0 | 52 | 17 | 0 | 2 | 0 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 0 | 1 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 26 | 0 |
| | Glossiphonia | | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 20 | 108 | 60 | 53 | 67 | 1 | 22 | 0 | 0 | 184 | 77 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

ANEXO II (continuação)

**PRIMAVERA - 86**

| | DATA | 23/4 | 21/5 | 21/5 | 21/5 | 21/5 | 21/5 | 23/4 | 23/4 | 23/4 | 21/5 | 23/4 | 23/4 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ESTAÇÃO | 1 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11 | 12 | 17 | 21 | 22 |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | 0 | 0 | 1 | 0 | 42 | 185 | 0 | 0 | 1 | 1 | 97 | 0 |
| | Protonemura | 3 | 0 | 1 | 0 | 12 | 33 | 0 | 0 | 5 | 17 | 154 | 0 |
| | Amphinemura | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 55 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | 0 | 0 | 111 | 0 | 2 | 8 | 0 | 0 | 9 | 76 | 9 | 0 |
| | Perlodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Perla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| | Isoperla | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| | Perlodes | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | 7 | 0 | 1 | 1 | 10 | 2 | 0 | 0 | 2 | 202 | 4 | 0 |
| | Leptoceridae | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Glossosomatidae | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Polycentropodidae | 0 | 3 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 43 | 0 |
| | Rhyacophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 53 | 17 | 0 | 0 | 1 | 4 | 6 | 0 |
| | Hydroptilidae | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 48 | 19 | 0 |
| | Philopotamidae | 5 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 |
| | Hydropsychidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 71 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 3 | 0 |
| | Limnephilidae | 7 | 322 | 25 | 271 | 49 | 35 | 0 | 47 | 12 | 141 | 126 | 0 |
| | Helicopsychidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 |
| | Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | 2 | 0 | 5 | 0 | 51 | 4 | 0 | 0 | 27 | 0 | 4 | 0 |
| | Ephemera | 2 | 2 | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | 65 | 0 | 45 | 0 | 2229 | 1495 | 0 | 0 | 458 | 464 | 84 | 2 |
| | Caenis | 28 | 63 | 2 | 74 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 |
| | Baetis | 185 | 117 | 981 | 164 | 1234 | 209 | 28 | 56 | 258 | 402 | 1649 | 5 |
| | Habrophlebia | 3 | 0 | 376 | 0 | 7 | 16 | 10 | 0 | 36 | 118 | 51 | 0 |
| | Siphlonurus | 0 | 160 | 222 | 36 | 3 | 70 | 0 | 79 | 25 | 80 | 2 | 0 |
| | Centroptilum | 0 | 118 | 339 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Epeorus | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Cloeon | 0 | 12 | 285 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Thraulus | 0 | 94 | 0 | 27 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | 0 | 3 | 35 | 12 | 0 | 9 | 10 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 |
| | Elmidae | 25 | 0 | 0 | 0 | 33 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 6 | 56 |
| | Hydraenidae | 0 | 0 | 1 | 2 | 21 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | 2 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| | Gyrinidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | 664 | 496 | 804 | 425 | 279 | 2574 | 185 | 47 | 276 | 703 | 775 | 59 |
| | Psychodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Ceratopogonidae | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 10 | 89 | 0 | 16 | 6 | 0 |
| | Tipulidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Empididae | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Stratiomyidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 2 |
| | Simuliidae | 10 | 0 | 16 | 0 | 23 | 108 | 0 | 0 | 8 | 161 | 145 | 0 |
| ODONATA: | Aeschna | 1 | 2 | 80 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Agrion | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 12 | 3 | 0 |
| | Coenagrion | 0 | 8 | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 3 | 0 |
| | Platycnemis | 0 | 3 | 12 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 |
| | Gomphus | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Erythromma | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | Enallagma | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | 128 | 0 | 3 | 0 | 7 | 3 | 4 | 7 | 0 | 3 | 12 | 6 |
| | Micronecta | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Naucoris | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Notonecta | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Corixa | 0 | 218 | 8 | 284 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 |
| | Aphelocheirus | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Nepa | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | 0 | 0 | 84 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 43 | 2 |
| | Ancylus | 1 | 0 | 6 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Lymnaea | 0 | 2 | 13 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lumbriculidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 42 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| | Tubificidae | 169 | 0 | 0 | 148 | 25 | 0 | 1 | 0 | 42 | 0 | 55 | 173 |
| | Naididae | 334 | 5194 | 1345 | 1162 | 0 | 26 | 54 | 0 | 0 | 20 | 0 | 1 |
| HIRUDINEA: | Helobdella | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Erpobdella | 0 | 4 | 8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 |
| | Haemopis | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Glossiphonia | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | 0 | 49 | 32 | 64 | 0 | 27 | 13 | 0 | 0 | 34 | 115 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

VERÃO - 86

| | | DATA | 10/7 | 10/7 | 30/7 | 30/7 | 30/7 | 30/7 | 30/7 | 10/7 | 17/7 | 17/7 | 17/7 | 10/7 | 17/7 | 10/7 | 17/7 | 10/7 | 10/7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11A | 11B | 12 | 14 | 17 | 19 | 21 | 22A | 22B |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 306 | 633 | 0 | 212 | 1 | 130 | 0 | 29 | 0 | 86 | 0 | 0 |
| | Protonemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 115 | 116 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 11 | 0 | 150 | 0 | 19 |
| | Amphinemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Isoperla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| | Capniidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 71 | 2 | 0 | 78 | 0 | 32 | 0 | 14 |
| | Leptoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| | Glossosomatidae | | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 8 | 7 | 2 | 6 | 7 | 0 | 11 | 0 | 30 | 0 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 59 | 79 | 0 | 6 | 29 | 5 | 0 | 0 | 0 | 59 | 0 | 21 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2003 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 47 | 0 | 1825 | 0 | 25 |
| | Philopotamidae | | 6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 91 | 10 | 0 | 17 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 404 | 0 | 25 |
| | Hydropsychidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 337 | 3 | 0 | 24 | 41 | 1 | 0 | 10 | 0 | 43 | 0 | 24 |
| | Limnephilidae | | 0 | 0 | 26 | 6 | 10 | 45 | 23 | 0 | 16 | 20 | 11 | 0 | 47 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| | Thremmatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 29 | 10 | 0 | 2 | 5 | 52 | 0 | 2 | 0 | 21 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | | 1 | 0 | 204 | 2 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Caenis | | 142 | 0 | 16 | 1 | 28 | 0 | 0 | 34 | 10 | 4 | 0 | 0 | 3 | 0 | 21 | 8 | 9 |
| | Baetis | | 219 | 0 | 418 | 215 | 77 | 1568 | 450 | 34 | 982 | 1021 | 963 | 0 | 583 | 0 | 719 | 87 | 361 |
| | Habrophlebia | | 21 | 0 | 13 | 212 | 8 | 182 | 134 | 4 | 869 | 362 | 2014 | 0 | 159 | 0 | 387 | 0 | 0 |
| | Siphlonurus | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 59 | 78 | 53 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 9 | 76 | 0 | 0 |
| | Epeorus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| | Cloeon | | 0 | 0 | 2 | 458 | 41 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 8 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 0 | 0 | 138 | 27 | 4 | 0 | 33 | 7 | 0 | 155 | 43 | 32 | 5 | 1 | 94 | 0 | 0 |
| | Elmidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 2455 | 55 | 0 | 124 | 2 | 101 | 0 | 26 | 1 | 90 | 1 | 44 |
| | Hydraenidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 405 | 111 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 11 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 34 | 11 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helophoridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| | Dryopidae | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Coleoptera sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Hydrophilidae | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 24 | 0 | 0 |
| | Eubriidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 42 | 290 | 519 | 2111 | 252 | 701 | 1585 | 60 | 492 | 887 | 587 | 0 | 702 | 269 | 2391 | 276 | 399 |
| | Psychodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ceratopoginidae | | 0 | 0 | 0 | 70 | 17 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| | Tipulidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Empididae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Tabanidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Stratiomyidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 71 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dixidae | | 0 | 0 | 0 | 332 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 52 | 0 | 0 |
| | Simuliidae | | 69 | 0 | 0 | 0 | 0 | 813 | 532 | 0 | 1892 | 476 | 3 | 0 | 796 | 0 | 2508 | 0 | 58 |
| | Culicidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 38 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Limoniidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | Aeschna | | 1 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0 | 0 |
| | Agrion | | 0 | 0 | 0 | 38 | 0 | 1 | 19 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Coenagrion | | 0 | 0 | 5 | 8 | 2 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 5 | 109 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Pyrrhosoma | | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gomphus | | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 1 | 2 |
| | Erythromma | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 74 | 0 | 0 | 28 | 0 | 87 | 9 | 14 | 12 | 19 | 92 | 0 | 12 | 0 | 25 | 50 | 36 |
| | Hydrometra | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| | Micronecta | | 0 | 2 | 58 | 0 | 319 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 0 | 11 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Corixa | | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 22 | 0 | 0 | 75 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 44 |
| | Mesovelia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Aphelocheirus | | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| | Nepa | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 62 | 52 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| | Ancylus | | 5 | 0 | 0 | 1 | 2 | 5 | 0 | 0 | 10 | 53 | 2 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 10 |
| | Lymnaea | | 0 | 0 | 0 | 38 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 29 | 0 | 0 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbriculidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 1 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 |
| | Tubificidae | | 90 | 0 | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 |
| | Naididae | | 0 | 0 | 93 | 438 | 84 | 44 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 28 | 1632 | 171 | 0 | 76 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 93 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 38 | 0 | 0 |
| | Haemopis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 72 | 0 | 31 | 104 | 69 | 440 | 294 | 313 | 0 | 225 | 72 | 0 | 214 | 0 | 469 | 42 | 144 |
| ARACNIDA | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | Dugesia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 280 | 0 | 0 | 1 |
| COELENTERATA: | Hydra | | 0 | 0 | 31 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO II (continuação)

OUTONO - 86

| | | DATA | 6/11 | 6/11 | 20/10 | 20/10 | 20/10 | 20/10 | 20/10 | 6/11 | 30/10 | 30/10 | 30/10 | 30/10 | 20/10 | 30/10 | 30/10 | 6/11 | 6/11 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ESTAÇÃO | 1 | 2 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 11A | 11B | 12 | 14 | 17 | 19 | 21 | 22A | 22B |
| PLECOPTERA: | Leuctridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 67 | 0 | 15 | 26 | 113 | 0 | 48 | 0 | 35 | 0 | 0 |
| | Protonemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 194 | 1 | 0 | 0 | 2 | 56 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 29 |
| | Amphinemura | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Nemoura | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 3 | 306 | 0 | 17 | 1 | 2 | 0 | 0 |
| | Perla | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| | Capniidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Sericostomatidae | | 77 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1338 | 72 | 0 | 102 | 219 | 37 | 0 | 74 | 0 | 84 | 0 | 37 |
| | Leptoceridae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22 | 0 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| | Polycentropodidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 34 | 2 | 0 | 10 | 2 | 25 | 0 | 0 |
| | Rhyacophilidae | | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 89 | 0 | 2 | 17 | 6 | 0 | 8 | 0 | 17 | 0 | 8 |
| | Hydroptilidae | | 0 | 0 | 0 | 71 | 0 | 964 | 1130 | 0 | 243 | 212 | 27 | 0 | 473 | 0 | 1262 | 0 | 64 |
| | Philopotamidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 190 | 5 | 0 | 12 | 19 | 2 | 0 | 0 | 0 | 821 | 0 | 87 |
| | Hydropsychidae | | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1175 | 2 | 0 | 85 | 82 | 3 | 0 | 27 | 0 | 429 | 0 | 26 |
| | Limnephilidae | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 0 | 162 | 0 | 50 | 0 | 1 | 0 | 8 | 0 | 0 |
| | Lepidostomatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Helicopsychidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Thremmatidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| | Ecnomidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Ecdyonurus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 83 | 0 | 8 | 21 | 279 | 0 | 6 | 0 | 15 | 0 | 13 |
| | Ephemera | | 9 | 0 | 52 | 0 | 52 | 36 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ephemerella | | 155 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4001 | 0 | 1 | 0 | 4 | 6 | 0 | 7 | 0 | 27 | 0 | 51 |
| | Caenis | | 151 | 0 | 153 | 0 | 15 | 350 | 0 | 912 | 47 | 1 | 0 | 0 | 33 | 2 | 2 | 0 | 4 |
| | Baetis | | 224 | 0 | 283 | 1186 | 156 | 497 | 709 | 44 | 120 | 175 | 1025 | 0 | 188 | 0 | 549 | 0 | 155 |
| | Habrophlebia | | 0 | 0 | 0 | 18 | 0 | 173 | 240 | 0 | 64 | 21 | 490 | 0 | 43 | 1 | 94 | 0 | 0 |
| | Centroptilum | | 0 | 0 | 129 | 371 | 116 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Epeorus | | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 2 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 19 |
| | Cloeon | | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Thraulus | | 0 | 0 | 14 | 0 | 30 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | Dytiscidae | | 0 | 0 | 9 | 105 | 18 | 0 | 5 | 0 | 22 | 2 | 30 | 11 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Elmidae | | 1 | 0 | 0 | 18 | 0 | 2015 | 92 | 2 | 55 | 121 | 63 | 0 | 149 | 0 | 540 | 2 | 56 |
| | Helodidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 41 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 27 | 0 | 0 |
| | Hydraenidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 99 | 10 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 15 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| | Haliplidae | | 0 | 0 | 2 | 57 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gyrinidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 8 | 15 | 1 | 0 | 4 | 0 | 15 | 0 | 0 |
| | Hydrophilidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | | 3723 | 491 | 3464 | 1946 | 1428 | 575 | 1400 | 1194 | 1242 | 596 | 911 | 195 | 420 | 3596 | 1511 | 63 | 444 |
| | Ceratopoginidae | | 73 | 0 | 21 | 0 | 0 | 0 | 17 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 25 | 0 | 0 |
| | Tipulidae | | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 36 | 42 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 4 | 14 |
| | Empididae | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 54 |
| | Tabanidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 73 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 83 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| | Dixidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Anthomyidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 |
| | Simuliidae | | 12 | 0 | 0 | 4 | 0 | 332 | 681 | 0 | 4 | 69 | 649 | 0 | 305 | 0 | 222 | 0 | 86 |
| | Culicidae | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | Aeschna | | 0 | 0 | 1 | 10 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Agrion | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 57 | 0 | 24 | 1 | 24 | 0 | 24 | 0 | 13 | 0 | 1 |
| | Coenagrion | | 0 | 0 | 0 | 184 | 0 | 0 | 0 | 34 | 11 | 0 | 6 | 0 | 7 | 0 | 23 | 0 | 0 |
| | Platycnemis | | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 | 0 | 25 | 8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| | Libellula | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | Cordulegaster | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Gomphus | | 0 | 0 | 12 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 3 | 0 | 0 |
| | Erythromma | | 0 | 0 | 0 | 37 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Enallagma | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | Gerris | | 111 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 |
| | Micronecta | | 0 | 0 | 41 | 0 | 10 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 27 | 1 | 0 | 289 | 0 | 0 | 0 |
| | Naucoris | | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Notonecta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 220 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Aphelocheirus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | Pisidium | | 0 | 0 | 680 | 182 | 49 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Ancylus | | 1 | 0 | 0 | 0 | 7 | 11 | 0 | 3 | 6 | 2 | 0 | 0 | 16 | 0 | 18 | 0 | 10 |
| | Lymnaea | | 0 | 0 | 7 | 300 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 |
| CRUSTACEA: | Asellus | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Gammarus | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Lumbricidae | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lumbriculidae | | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 33 | 2 | 3 | 1 | 21 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Tubificidae | | 0 | 210 | 12 | 0 | 113 | 125 | 2 | 0 | 2 | 0 | 54 | 0 | 4 | 323 | 0 | 204 | 0 |
| | Naididae | | 1898 | 29 | 696 | 54 | 605 | 0 | 0 | 933 | 345 | 93 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 0 | 230 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | | 0 | 0 | 1 | 6 | 6 | 228 | 17 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 9 | 0 | 0 |
| | Haemopis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| | Glossiphonia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | | 2 | 10 | 271 | 38 | 337 | 0 | 169 | 248 | 0 | 150 | 30 | 0 | 130 | 161 | 152 | 0 | 1 |
| ARACNIDA: | Argironeta | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MEGALOPTERA: | Sialis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dugesia | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| NEMATODA | | | 0 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO III - Macro-invertebrados amostrados no trecho superior da bacia hidrográfica do rio Cávado em 1985 (substratos artificiais).

| DATA | 05/02 | 09/07 | 11/07 | 11/07 | 14/02 | 14/02 | 05/02 | 05/02 | 05/02 | 03/04 | 03/04 | 03/04 | 03/04 | 02/10 | 02/10 | 12/02 | 12/02 | 10/04 | 10/04 | 10/04 | 10/04 | 09/07 | 09/07 | 14/02 | 17/04 | 17/04 | 30/10 | 30/10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ESTAÇÃO | 3 | 3 | 17 | 7 | 18 | 21 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 |
| PLECOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Protonemura | 19 | 2 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chloroperlidae | 10 | 2 | 11 | 26 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amphinemura | 27 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leuctridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nemoura | 0 | 0 | 11 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Capniidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 117 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhabdiopteryx | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Perlodidae | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Perla | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sericostomatidae | 51 | 3 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Beraeidae | 16 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Goeridae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae | 2 | 5 | 4 | 133 | 5 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydroptilidae | 1 | 0 | 24 | 0 | 5 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lepidostomatidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsychidae | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophilidae | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Philopotamidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycentropodidae | 12 | 1 | 23 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Molannidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phryganeidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Psychomiidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsychidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophilidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Beraeidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Paraleptophlebia | 92 | 0 | 0 | 117 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Habrophlebia | 3 | 16 | 224 | 0 | 89 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thraulus | 0 | 12 | 1 | 51 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecdyonurus | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis | 0 | 0 | 8 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Centroptilum | 0 | 1 | 0 | 1 | 17 | 75 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemera | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephoron | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Siphlonurus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dryopidae | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Haliplidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmidae | 15 | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Haliplidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydraenidae | 25 | 5 | 0 | 102 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gyrinidae | 0 | 1 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coleoptera sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae | 111 | 16 | 70 | 22 | 41 | 18 | 0 | 0 | 19 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Athericidae | 7 | 2 | 1 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limoniidae | 4 | 1 | 1 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tipulidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chilicidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulidae | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chaoboridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Anacnha | 5 | 1 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Platycnemis | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Agrion | 4 | 2 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthetrum | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coenagrion | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aphelocheirus | 0 | 1 | 38 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gerris | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nicronecta | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLUSCA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Physa | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lymnaea | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bythinella | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CRUSTACEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Asellus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tubificidae | 17 | 2 | 0 | 31 | 0 | 12 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 25 | 1 | 0 |
| Naididae | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| Lumbriculidae | 1 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbricidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Haemopis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossiphonia | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erpobdella | 1 | 0 | 1 | 40 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| ARACHNIDA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hydracarina | 9 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Outros | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MEGALOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sialis | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATYHELMINTHES: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Duguesia | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycelis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA: | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| BRYOZOA: | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 111 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO IV - Macro-invertebrados amostrados nas truticulturas convencionais (A) e na Caniçada em jaulas flutuantes (B).

| DATA | 2.05.85 | | 10.05.85 | |
|---|---|---|---|---|
| ESTAÇÕES | T1 | T2 | PC1 | PC2 |
| PLECOPTERA | | | | |
| Protonemura | 0 | 0 | 1 | 14 |
| Chloroperlidae | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Leuctridae | 0 | 0 | 87 | 0 |
| TRICHOPTERA | | | | |
| Seriscotomatidae | 4 | 3 | 51 | 2 |
| Limnephilidae | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Lepidostomatidae | 0 | 15 | 3 | 1 |
| Molannidae (?) | 0 | 0 | 3 | 1 |
| Leptoceridae | 6 | 10 | 0 | 1 |
| Rhyacophilidae | 1 | 0 | 1 | 9 |
| Hydropsychidae | 1 | 43 | 0 | 1 |
| Philopotamidae | 1 | 9 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA | | | | |
| Caenis | 284 | 57 | 2 | 24 |
| Baetis | 27 | 382 | 66 | 534 |
| Centroptilum | 81 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella | 96 | 13 | 560 | 832 |
| Ephemera | 0 | 0 | 6 | 0 |
| Habrophlebia | 0 | 0 | 45 | 0 |
| Heptagenia | 0 | 0 | 0 | 6 |
| COLEOPTERA | | | | |
| Elmidae | 8 | 12 | 90 | 2 |
| Dytiscidae | 13 | 5 | 1 | 1 |
| Hydrophilidae | 0 | 2 | 0 | 1 |
| Haliplidae | 6 | 0 | 0 | 0 |
| Dryopidae | 0 | 2 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA | | | | |
| Naucoris | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Velia | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Micronecta | 15 | 0 | 1 | 0 |
| Gerris | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Aphelocheirus | 0 | 2 | 1 | 0 |
| ODONATA | | | | |
| Cordulegaster | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Libellula | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Gomphus | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Agrion | 3 | 0 | 2 | 1 |
| Platycnemis | 8 | 0 | 0 | 1 |
| Coenagrion | 3 | 0 | 0 | 0 |

| DATA | 2.05.85 | | 10.05.85 | |
|---|---|---|---|---|
| ESTAÇÕES | T1 | T2 | PC1 | PC2 |
| DIPTERA | | | | |
| Chironomidae | 283 | 478 | 133 | 191 |
| Simuliidae | 5 | 164 | 44 | 277 |
| Empididae | 3 | 5 | 1 | 1 |
| Anthomyiidae | 0 | 4 | 0 | 0 |
| Psychodidae | 0 | 1 | 0 | 3 |
| Athericidae | 0 | 0 | 17 | 2 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Ceratopogonidae | 0 | 0 | 0 | 12 |
| HYDRACARINA | 0 | 1 | 0 | 0 |
| CRUSTACEA | | | | |
| Atyaephyra | 14 | 2 | 0 | 0 |
| Gammarus | 16 | 3 | 2 | 0 |
| Asellus | 0 | 2 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA | | | | |
| Neritina | 64 | 4 | 0 | 0 |
| Pisidium | 29 | 5 | 1 | 2 |
| Bythinia | 51 | 3 | 0 | 0 |
| Lymnaea | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Physa | 1 | 2 | 0 | 12 |
| Planorbis | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Bythinella | 193 | 160 | 0 | 1 |
| Potamopyrgus | 0 | 22 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA | | | | |
| Erpobdella | 1 | 0 | 0 | 28 |
| Helobdella | 0 | 0 | 0 | 17 |
| Glossiphonia | 0 | 2 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA | | | | |
| Tubificidae | 6 | 226 | 10 | 76 |
| Naididae | 0 | 0 | 42 | 159 |
| Lumbricidae | 0 | 10 | 0 | 5 |
| Olig. excêntricas | 0 | 0 | 2 | 2 |
| NEMATODA | 0 | 40 | 0 | 2 |
| PLATHELMINTHES | | | | |
| Dugesia | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Polycelis | 0 | 0 | 6 | 0 |

**A**

ANEXO IV (continuação)

| 5/02/85 | C1 Superficie | C1 Coluna de água | C1 Fundo | C1 Total | C2 Superfície | C2 Coluna de água | C2 Fundo | C2 Total | C3 Superfície | C3 Coluna de água | C3 Fundo | C3 Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| PLECOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Perlodidae | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Polycentropodidae | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| EPHEMEROPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Caenis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 |
| Habrophlebia | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Micronecta | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae | 0 | 3 | 18 | 21 | 2 | 0 | 3 | 5 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Ceratopogonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA | | | | | | | | | | | | |
| Tubificidae | 1 | 0 | 12 | 13 | 0 | 0 | 6 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Naididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |

| 3/04/85 | C1 Superficie | C1 Coluna de água | C1 Fundo | C1 Total | C2 Superfície | C2 Coluna de água | C2 Fundo | C2 Total | C3 Superfície | C3 Coluna de água | C3 Fundo | C3 Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| PLECOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Perlodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Polycentropodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Caenis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Habrophlebia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Micronecta | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA | | | | | | | | | | | | |
| Tubificidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 3 | 3 |
| Naididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 |
| NEMATODA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

B

ANEXO V - Macro-invertebrados amostrados com "surber" em diferentes tipos de substrato (estação nº 21). A - 17-11-86; B - 9-11-87.

| A | HABITAT | BLOCOS | | | | | PLANTAS 1 | | | AREIA | | | LIMO | | | CASCALHO | | | PLANTAS 2 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | S1a | S1b | S1c | S2a | S2b | S2c | S1a | S1b | S1c | S1a | S1b | S1c | S1a | S1b | S1c | S1a | S1b | S1c | S1a | S1b | S1c |
| PLECOPTERA: | 18 | 2 | 34 | 5 | 1 | 5 | 17 | 28 | 0 | 62 | 37 | 9 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 18 | 1 | 5 | 6 | 10 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| Leuctridae | 6 | 11 | 4 | 0 | 1 | 2 | 0 | 6 | 4 | 18 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 9 | 5 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Nemoura | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Perla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Protonemura | | | | | | | | | | | | | | | 6 | | | | | | | | | | | | |
| TRICHOPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Philopotamidae | 205 | 19 | 25 | 0 | 1 | 0 | 14 | 18 | 0 | 68 | 17 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 95 | 99 | 134 | 5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Hydropsichidae | 79 | 6 | 3 | 1 | 0 | 0 | 10 | 11 | 0 | 11 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 24 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophilidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Polycentropodidae | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| Hydroptilidae | 8 | 18 | 2 | 7 | 2 | 26 | 43 | 66 | 9 | 91 | 79 | 25 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 13 | 32 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sericostomatidae | 4 | 6 | 4 | 4 | 1 | 9 | 48 | 0 | 25 | 15 | 39 | 16 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 | 49 | 1 | 10 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Limnephilidae | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 64 | 3 | 4 | 5 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 13 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helicopsychidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 107 | 157 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecnomidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 13 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Trichoptera sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | |
| EPHEMEROPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Habrophlebia | 8 | 1 | 4 | 13 | 1 | 7 | 30 | 13 | 11 | 25 | 13 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 23 | 26 | 37 | 58 | 8 | 1 | 2 | 1 |
| Bodyonurus | 3 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 10 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis | 5 | 8 | 3 | 4 | 1 | 6 | 11 | 6 | 0 | 25 | 10 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 3 | 24 | 9 | 2 | 1 | 20 | 4 | 27 |
| Epeorus | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 19 | 2 | 1 | 40 | 61 | 2 |
| Ephemera | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thraulus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 |
| Centroptilum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 2 | 7 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2 | 0 | 13 | 28 | 23 |
| Cloeon | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Platycnemis | 3 | 0 | 2 | 0 | 1 | 6 | 5 | 5 | 4 | 9 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 |
| Coenagrion | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 2 | 5 | 3 | 5 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 2 | 0 | 13 | 28 | 23 |
| Agrion | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Aeschna | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| Gomphus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erytromma | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 10 |
| COLEOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gyrinidae | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Elmidae | 9 | 10 | 0 | 0 | 0 | 10 | 32 | 81 | 11 | 20 | 17 | 14 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | 17 | 7 | 3 | 3 | 0 | 0 | 17 |
| Hydraenidae | 5 | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helodidae | 0 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 3 | 4 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 6 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| Dytiscidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Dryopidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | (+)1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | 0 | 2 | 0 | 10 | 5 | 12 | 5 | 10 | 2 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 16 | 5 | 4 | 0 | 10 | 10 | 0 |
| DIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Psychodidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironomidae | 129 | 55 | 26 | 8 | 4 | 4 | 19 | 47 | 11 | 186 | 112 | 27 | 2 | 2 | 0 | 135 | 155 | 240 | 5 | 2 | 40 | 11 | 10 | 5 | 23 | 74 | 51 |
| Tabanidae | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 5 | 0 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tipulidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simulidae | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 5 | 0 | 47 | 4 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 57 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Anthomyidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Athericidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dolichopodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 109 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pupa sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Empididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dixidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Micronecta | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ancylus | 5 | 1 | 1 | 2 | 0 | 3 | 2 | 2 | 3 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 26 | 1 | 0 |
| Lymnea | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 17 | 1 | 16 | 5 | 9 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Pisidium | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 15 |
| PLATHELMINTHES: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Polycelis | 10 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 11 | 1 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 7 | 11 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dugesia | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | (+)1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | (+)1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYRUDINEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Erpobdella | 6 | 2 | 1 | 0 | 0 | 4 | 40 | 9 | 7 | 10 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 | 5 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Helobdella | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossiphonia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Naididae | 6 | 5 | 4 | 5 | 0 | 1 | 0 | 7 | 0 | 23 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 11 | 1 | 20 | 3 | 17 |
| Tubificidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 74 | 31 | 101 |
| Lumbricidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbriculidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 7 | 8 | 13 | 11 | 11 | 4 | 0 | 8 | 2 | 0 | 2 | 0 | 129 | 156 | 4 | 0 | 2 | 0 | 3 |

ANEXO V (continuação)

| B HABITAT | BLOCOS | | | | | | PLANTAS 1 | | | | | | AREIA | | | | | | LIMO | | | CASCALHO | | | | | | PLANTAS 2 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | A1 | A2 | A3 | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 |
| PLECOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Leuctridae | 2 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 4 | 2 | 0 | 1 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 3 | 3 | 6 | 12 | 4 | 2 | 3 | 1 | 0 | 1 |
| Nemura | 0 | 2 | 0 | 7 | 2 | 0 | 0 | 16 | 4 | 24 | 4 | 12 | 1 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 4 | 1 | 8 | 0 | 2 | 0 | 4 | 1 | 6 |
| Perla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Protonemura | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chloroperlidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Philopotamidae | 14 | 11 | 11 | 36 | 22 | 8 | 13 | 44 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 28 | 52 | 2 | 16 | 2 | 14 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsychidae | 6 | 7 | 32 | 0 | 2 | 0 | 9 | 2 | 0 | 8 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 33 | 4 | 2 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Rhyacophilidae | 1 | 1 | 10 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 9 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Polycentropodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 5 | 1 | 1 | 14 | 4 | 23 | 34 | 55 | 0 | 208 | 0 | 89 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 8 | 0 | 17 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 8 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 88 |
| Sericostomatidae | 20 | 33 | 71 | 80 | 59 | 166 | 92 | 207 | 33 | 87 | 3 | 112 | 2 | 0 | 9 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 13 | 20 | 4 | 7 | 1 | 47 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 9 |
| Limnephilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helicopsichidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 3 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ecnomidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Habrophlebia | 0 | 0 | 0 | 14 | 4 | 10 | 4 | 11 | 18 | 40 | 3 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 | 6 | 0 | 5 | 8 | 2 | 10 | 3 | 0 | 0 | 1 |
| Ecdyonurus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis | 6 | 27 | 37 | 25 | 14 | 21 | 24 | 49 | 6 | 28 | 5 | 14 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 5 | 21 | 5 | 8 | 3 | 16 | 4 | 0 | 1 | 2 | 1 | 22 |
| Epeorus | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ephemerella | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Caenis | 0 | 0 | 0 | 9 | 1 | 0 | 0 | 10 | 1 | 25 | 0 | 10 | 15 | 4 | 7 | 59 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Cloeon | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Heptagenia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Platyenemis | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 2 | 4 | 7 | 6 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Coenagrion | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 7 | 7 | 4 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Agrion | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Aeschna | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gomphus | 0 | 0 | 0 | 9 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erythromis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gyrinidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| Elmidae | 6 | 5 | 12 | 30 | 7 | 23 | 6 | 16 | 6 | 31 | 3 | 31 | 25 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 18 | 8 | 7 | 4 | 41 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Hydraenidae | 3 | 2 | 1 | 1 | 0 | 5 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helodidae | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dryopidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chrysomelidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| LEPIDOPTERA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| HYDRACARINA | 4 | 5 | 12 | 80 | 51 | 51 | 13 | 8 | 0 | 12 | 0 | 83 | 2 | 3 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 35 | 0 | 1 | 11 | 0 | 12 | 3 | 34 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 11 |
| DIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Psychodidae | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironomidae | 2 | 36 | 40 | 14 | 25 | 21 | 259 | 102 | 0 | 55 | 2 | 181 | 6 | 0 | 8 | 3 | 12 | 1 | 18 | 107 | 3 | 7 | 163 | 8 | 15 | 4 | 20 | 7 | 17 | 15 | 4 | 0 | 17 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Tipulidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae | 3 | 4 | 14 | 20 | 3 | 7 | 42 | 129 | 15 | 9 | 8 | 72 | 6 | 2 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 17 | 1 | 6 | 9 | 3 | 2 | 0 | 9 | 11 | 14 | 24 | 1 | 0 | 6 |
| Cerâ topogonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 13 | 39 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 17 | 11 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Athericidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 1 | 2 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dolichopodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Empididae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dixidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HEMIPTERA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Micronecta | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Aphelocheirus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ancylus | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 10 | 5 | 0 | 2 | 4 | 6 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 9 | 6 | 2 | 0 | 10 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lymnaea | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 5 | 0 | 20 | 3 | 9 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pisidium | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| Potamopyrgus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Planorbis | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bythinella | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Polycelis | 0 | 31 | 56 | 14 | 2 | 0 | 98 | 52 | 5 | 19 | 0 | 40 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 19 | 46 | 2 | 2 | 1 | 10 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| Dugesia | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 6 | 3 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| NEMATODA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Erpobdella | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 7 | 8 | 28 | 0 | 9 | 1 | 45 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 2 | 7 | 2 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Glossiphonia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Naididae | 0 | 5 | 2 | 20 | 9 | 14 | 4 | 31 | 0 | 37 | 0 | 26 | 6 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 52 | 3 | 1 | 23 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 6 | 2 | 0 | 20 |
| Tubificidae | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 9 | 4 | 1 | 36 | 28 | 46 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbricidae | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 11 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbriculidae | 0 | 0 | 0 | 47 | 0 | 13 | 31 | 19 | 2 | 18 | 1 | 10 | 4 | 5 | 2 | 1 | 16 | 3 | 3 | 35 | 95 | 0 | 5 | 0 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO VI - Macro-invertebrados amostrados com substratos artificiais na estação nº 21.

| SUBSTRATOS ARTIFICIAIS | | A1 | A2 | A3 | B1 | B2 | B3 | C1 | C2 | C3 | D1 | D2 | D3 | E1 | E2 | E3 | F1 | F2 | F3 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| PLECOPTERA: | Leuctridae | 3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 42 | 21 | 10 | 20 | 22 | 30 | 5 | 10 | 10 | 12 | 11 | 6 |
| | Nemoura | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 49 | 25 | 38 | 32 | 55 | 28 | 6 | 5 | 13 | 3 | 16 | 11 |
| | Perla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Protonemura | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Chloroperlidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| TRICHOPTERA: | Philopotamidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 5 | 0 | 3 | 11 | 20 | 56 | 2 | 1 | 0 | 3 | 7 | 4 |
| | Hydropsychidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 5 | 7 | 10 | 6 | 4 | 1 | 0 | 2 | 4 | 0 |
| | Rhyacophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 |
| | Polycentropodidae | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 |
| | Hydroptilidae | 15 | 10 | 21 | 20 | 12 | 9 | 20 | 17 | 17 | 30 | 14 | 16 | 124 | 17 | 138 | 32 | 45 | 95 |
| | Sericostomatidae | 1 | 6 | 2 | 0 | 2 | 0 | 4 | 11 | 19 | 11 | 6 | 7 | 3 | 9 | 12 | 13 | 9 | 11 |
| | Limnephilidae | 0 | 1 | 4 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 3 | 3 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| | Helicopsichidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| | Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| | Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | Habrophlebia | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 | 6 | 8 | 4 | 3 | 0 | 4 | 16 | 3 | 7 |
| | Baetis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 4 | 12 | 14 | 1 | 1 | 1 | 6 | 0 | 6 | 0 |
| | Ephemerella | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Caenis | 0 | 1 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 | 2 | 3 | 2 | 3 |
| | Thraulus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ODONATA: | Platycnemis | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 9 | 1 | 1 |
| | Coenagrion | 5 | 4 | 6 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 5 | 3 | 0 | 0 |
| | Erythromma | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | Agrion | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 8 | 1 | 2 | 4 |
| COLEOPTERA: | Gyrinidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 3 | 1 | 1 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 1 |
| | Elmidae | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 5 | 3 | 3 |
| | Hydraenidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 | 6 | 2 | 7 | 2 | 6 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| | Helodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Dytiscidae | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | Chironomidae | 17 | 4 | 6 | 44 | 47 | 46 | 85 | 75 | 96 | 50 | 62 | 109 | 54 | 35 | 53 | 11 | 70 | 64 |
| | Tabanidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| | Tipulidae | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Simuliidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 5 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 3 |
| | Ceratopogonidae | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 6 | 1 | 2 | 0 | 2 | 4 | 4 | 3 | 0 | 0 | 5 | 5 |
| | Anthomyidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Athericidae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 8 | 3 |
| | Empididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| HEMIPTERA: | Aphelocheirus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 27 | 8 | 29 | 16 | 12 | 28 | 5 | 2 | 10 | 8 | 10 | 7 |
| MOLLUSCA: | Ancylus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | Lymnaea | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 |
| | Pisidium | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Potamorpyrgus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | Polycelis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 1 | 4 | 39 | 27 | 31 | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 4 |
| | Dugesia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 3 | 6 | 4 | 17 | 0 | 5 |
| NEMATODA | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| HIRUDINEA: | Erpobdella | 0 | 2 | 0 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| | Glossiphonia | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OLIGOCHAETA: | Naididae | 6 | 1 | 2 | 7 | 7 | 9 | 29 | 25 | 20 | 27 | 9 | 15 | 16 | 6 | 11 | 5 | 10 | 26 |
| | Tubificidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | Lumbricidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Lumbriculidae | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

ANEXO VII - Macro-invertebrados amostrados no Posto Aquícola do Torno, Marão-Amarante.

MACRO-INVERTEBRADOS - MARÃO (27-11-86)

| | 1 | | | 2 | | | 3 | | | 4 | | | 5 | | | 6 | | | 7 | | | 8 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 | A1 | B1 | C1 |
| PLECOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Leuctridae | 3 | 3 | 4 | 8 | 6 | 10 | 1 | 7 | 3 | 12 | 8 | 44 | 22 | 13 | 7 | 4 | 18 | 2 | 11 | 2 | 1 | 1 | 5 | 10 |
| Protonemura | 15 | 5 | 7 | 398 | 214 | 116 | 234 | 511 | 259 | 255 | 478 | 213 | 97 | 102 | 62 | 80 | 109 | 21 | 4 | 2 | 3 | 0 | 2 | 1 |
| Perla | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Chloroperlidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amphinemura | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Capniidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| Isoperla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | | |
| TRICHOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Seriscotomatidae | 9 | 6 | 8 | 1 | 3 | 1 | 2 | 7 | 10 | 6 | 104 | 7 | 13 | 10 | 2 | 2 | 2 | 0 | 1 | 7 | 6 | 15 | 42 | 131 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsychidae | 4 | 1 | 2 | 11 | 5 | 3 | 8 | 18 | 16 | 13 | 21 | 5 | 9 | 9 | 0 | 4 | 8 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhyacophilidae | 0 | 1 | 2 | 11 | 6 | 7 | 9 | 13 | 44 | 12 | 14 | 45 | 8 | 9 | 12 | 3 | 6 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Helicopsychidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| Polycentropodidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Philopotamidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ecdyonurus | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydraenidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 146 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Helodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dryopidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Helophoridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| HYDRACARINA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae | 0 | 1 | 0 | 56 | 45 | 168 | 0 | 148 | 0 | 49 | 89 | 111 | 276 | 0 | 1 | 24 | 115 | 29 | 2 | 4 | 1 | 0 | 1 | 141 |
| Tipulidae | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 21 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 |
| Athericidae | 1 | 1 | 0 | 3 | 3 | 0 | 0 | 2 | 3 | 8 | 5 | 1 | 2 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 4 | 0 | 3 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Empididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Simuliidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| MOLLUSCA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Planorbis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bythinella | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PLATHELMINTHES: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Polycelis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Erpobdella | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 5 | 6 | 5 | 3 | 3 | 3 | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 10 | 15 | 9 |
| OLIGOCHAETA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tubificidae | 8 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 102 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 134 | 1 |
| Lumbricidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbriculidae | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

MACRO-INVERTEBRADOS - MARÃO (8-01-87)

| | 1 | | | 2 | | | 3 | | | 4 | | | 5 | | | 6 | | | 8 | | | 9 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 | A2 | B2 | C2 |
| PLECOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Leuctridae | 28 | 18 | 16 | 10 | 13 | 4 | 7 | 14 | 7 | 13 | 8 | 56 | 1 | 2 | 0 | 12 | 6 | 3 | 17 | 24 | 37 | 0 | 1 | 10 |
| Protonemura | 163 | 181 | 153 | 277 | 898 | 513 | 558 | 628 | 656 | 322 | 190 | 316 | 214 | 367 | 279 | 239 | 96 | 223 | 579 | 94 | 621 | 4 | 24 | 3 |
| Perla | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chloroperlidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amphinemura | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Capniidae | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Isoperla | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| TRICHOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Seriscotomatidae | 14 | 4 | 10 | 0 | 26 | 0 | 1 | 16 | 13 | 2 | 0 | 3 | 5 | 2 | 1 | 2 | 25 | 12 | 4 | 9 | 5 | 19 | 42 | 37 |
| Leptoceridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydropsychidae | 8 | 9 | 9 | 9 | 5 | 1 | 5 | 5 | 15 | 7 | 2 | 10 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 1 | 22 | 2 | 22 | 0 | 5 | 1 |
| Rhyacophilidae | 2 | 1 | 2 | 4 | 33 | 3 | 9 | 12 | 22 | 5 | 5 | 7 | 6 | 5 | 10 | 3 | 4 | 3 | 32 | 0 | 9 | 1 | 0 | 0 |
| Helicopsychidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limnephilidae | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 13 | 1 | 0 | 1 |
| Polycentropodidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Philopotamidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Thremmatidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| EPHEMEROPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ecdyonurus | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baetis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| COLEOPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 0 | 0 | 3 | 80 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydraenidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 46 | 0 | 30 | 1 | 0 | 1 |
| Helodidae | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dryopidae | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Hydrophilidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Helophoridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dytiscidae | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYDRACARINA | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| DIPTERA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae | 59 | 69 | 33 | 1 | 96 | 140 | 85 | 2 | 3 | 174 | 0 | 100 | 0 | 2 | 191 | 0 | 1 | 23 | 129 | 25 | 66 | 0 | 2 | 1 |
| Tipulidae | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Athericidae | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 | 1 | 3 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 5 | 2 | 3 | 0 | 2 | 2 |
| Tabanidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Empididae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Limonidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| MOLLUSCA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Planorbis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bythinella | 0 | 0 | 32 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATHELMINTHES: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Polycelis | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HIRUDINEA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Erpobdella | 4 | 4 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | 0 | 1 | 1 | 0 | 4 | 6 | 3 | 2 | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 4 | 7 | 6 |
| OLIGOCHAETA: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tubificidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Lumbricidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Lumbriculidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 137 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |