

PAULO NUNO DOS SANTOS LOPES PINTO

Assistente do Departamento de Biologia da Universidade de Évora

**CINÉTICA DE COLONIZAÇÃO DAS
COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS
DE UM RIO TEMPORÁRIO DO SUL DE
PORTUGAL**

*

(RIO DEGEBE, BACIA HIDROGRÁFICA DO
GUADIANA)

ÉVORA - 1993

PAULO NUNO DOS SANTOS LOPES PINTO

Assistente do Departamento de Biologia da Universidade de Évora

**CINÉTICA DE COLONIZAÇÃO DAS
COMUNIDADES DE MACRO-INVERTEBRADOS
DE UM RIO TEMPORÁRIO DO SUL DE
PORTUGAL**

*

(RIO DEGEBE, BACIA HIDROGRÁFICA DO
GUADIANA)



62850

Dissertação de Doutoramento em
Biologia, Área de Limnologia,
apresentada à Universidade de Évora

ÉVORA - 1993

ERRATA

| Na página | linha | onde se lê | deve ler-se |
|-----------|-------------|---|--------------------------------|
| 4 | 1 da figura | colonização segundo. | colonização. |
| 7 | 21 | praticamente, agregados | , agregados |
| 15 | 3 | (2Fig.4A) | (Fig.4A) |
| 16 | 3 | (f=0,1cm) | ($\phi=0,1\text{cm}$) |
| 18 | 1 | três | por três |
| 23 | 13 | S-1 | $\Sigma-1$ |
| 23 | 14 | S | Σ |
| 24 | 3 | C^2/n° | χ^2/n° |
| 25 | 10 | indivíduos | <i>taxa</i> |
| 37 | 15 | (| . |
| 45 | 5 | grupo 5 | grupo 2 |
| 51 | 28 | C_2 | C_i, C_n e C_t (em 2 dias) |
| 51 | 30 | C_2 | C_i, C_n e C_t (em 2 dias) |
| 52 | 4 | C_2 | C_i, C_n e C_t (em 2 dias) |
| 52 | 11 | C_2 | C_i, C_n e C_t (em 2 dias) |
| 53 | 5 | da barragem. Estas, ao mesmo tempo que contribuem para diminuir a temperatura, O | O |
| 55 | 1 da figura | C_2 | C_i, C_n e C_t (em 2 dias) |
| 57 | 1 do quadro | padrão | padrão |
| 58 | 1 do quadro | padrão | padrão |
| 59 | 1 do quadro | padrão | padrão |
| 60 | 1 do quadro | padrão | padrão |
| 67 | 12 | afirmam | que afirmam |

| | | | |
|-----|--------|---|--|
| 100 | quadro | ++ | ** |
| 111 | figura | DIST | DIF |
| 119 | 5 | f= | φ= |
| 125 | 13 | samplig | sampling |
| 126 | 10 | Strteam | Stream |
| 133 | 10 | <i>Eoologica</i> | <i>Ecologica</i> |
| 133 | 19 | echanism. <i>Am .Md.</i> <i>Nat. ,?:1017-1021.</i> | |
| 135 | 24 | <i>N.</i> | <i>N. A.</i> |
| 136 | 10 | Colonizati8on | Colonization |
| 137 | 1 | P., | P., 1974 |
| 137 | 7 | Comunicação | Comunicação |
| 137 | 7 | nas | nas 1ª Jornadas Espano-lusas de Impacte Ambiental, Badajoz |
| 141 | 4 | Associatioon | Association |
| 141 | 6 | Associatioon | Association |
| 141 | 17 | 9.xxxxxxxxx | 9. |
| 142 | 6 | bitish | british |
| 188 | 4 | regresses | regressões |

À minha Mãe, à Sara e ao Daniel

ÍNDICE

| | |
|--|------|
| Agradecimentos..... | i |
| Lista de figuras..... | iii |
| Lista de quadros..... | viii |
| Lista de símbolos e abreviaturas..... | x |
| 1. Introdução..... | 1 |
| 2. Local de estudo..... | 7 |
| 2.1. Localização..... | 7 |
| 2.2. Aspectos topográficos e geomorfológicos..... | 7 |
| 2.3. Aspectos demográficos..... | 7 |
| 2.4. Ocupação do solo..... | 9 |
| 2.5. Aspectos climáticos..... | 9 |
| 2.6. Regime hidrológico..... | 9 |
| 2.7. Poluição..... | 10 |
| 3. Metodologia..... | 13 |
| 3.1. Parâmetros ambientais..... | 13 |
| 3.2. Parâmetros biológicos..... | 14 |
| 3.3. Tratamento dos resultados..... | 20 |
| 4. Caracterização dos locais de colheita..... | 29 |
| 4.1. Local A (Paço das Vinhas)..... | 29 |
| 4.2. Local B (Fonte Boa)..... | 29 |
| 4.3. Local C (N ^a . Sr. ^a de Machede)..... | 31 |
| 4.4. Local D (Albufeira do Monte Novo)..... | 31 |
| 4.5. Local E (Pontão)..... | 32 |
| 4.6. Local F (Amieira)..... | 32 |
| 5. Parâmetros ambientais..... | 33 |
| 5.1. Parâmetros climatéricos..... | 33 |
| 5.1. Parâmetros físico-químicos..... | 35 |
| 6. Resultados e discussão..... | 43 |
| 6.1. Caracterização das comunidades estudadas..... | 43 |
| 6.2. Fase inicial do processo de colonização..... | 47 |
| 6.3. Cinética de colonização dos principais <i>taxa</i> | 57 |
| 6.4. Cinética de colonização da comunidade..... | 67 |
| 6.5. Discussão global..... | 105 |
| 7. Considerações finais..... | 115 |
| 9. Abstract..... | 119 |
| 10. Bibliografia..... | 121 |
| Anexos..... | 145 |



AGRADECIMENTOS

O trabalho que agora se apresenta, apesar de ter autoria individual, é um verdadeiro trabalho colectivo. No longo percurso que levou à sua conclusão, tive muitas vezes a companhia de colegas e amigos que, de algum modo, contribuíram para esta versão final. A leitura desta dissertação de Doutoramento não revela no entanto, todos os contributos desses "coautores", pelo que se torna imperioso realçá-los, expressando deste modo, os meus sinceros agradecimentos a todos os que me apoiaram.

Com alguma mágoa inicio com um agradecimento póstumo ao Prof. Campos Rosado que aceitou ser meu Orientador. A sua doença e posterior falecimento não lhe permitiu ver o resultado final da sua orientação. Contudo, é de salientar a sua permanente disponibilidade e empenho, não se me apagando da memória as trocas de opiniões que com ele tive e que consistiram os verdadeiros alicerces deste estudo. A memória do Prof. Campos Rosado estende-se mesmo ao tempo em que fui seu aluno na Faculdade de Ciências de Lisboa. A sua facilidade de expressão, o seu saber e as suas qualidades pedagógicas e humanas, abriram-me as portas para um dos ramos mais interessantes da Biologia. Estou certo que apesar do seu desaparecimento físico, a sua presença continuará na minha memória e na de todos que com ele conviveram.

Dificilmente esquecerei todo o apoio que recebi por parte do Prof. Jorge Araújo que, de uma forma generosa, como é seu hábito, acedeu em assumir a minha orientação após o falecimento do Prof. Campos Rosado. Enquanto Orientador do Departamento de Biologia foi incansável em criar as condições que tornaram possível este estudo. Em termos humanos, não foram raras as suas palavras de encorajamento que muito contribuíram para me elevar o ânimo nos momentos mais críticos.

Expresso também o meu profundo agradecimento à Prof. Helena Moreira da Universidade de Aveiro por toda a disponibilidade que sempre demonstrou. Para além de uma troca de opiniões frutuosa e enriquecedora, teve a gentileza de proceder a uma revisão crítica, cuidada e atenta do presente estudo. As suas sugestões foram uma ajuda inestimável que muito contribuíram para a melhoria da versão final.

Também se revelou extremamente importante o contacto quase diário que fui estabelecendo com a Eng. Manuela Morais, minha colega de Departamento e que em breve também irá também concluir uma longa e tenaz caminhada idêntica a esta. O seu contributo foi insubstituível no trabalho de campo, e as discussões teóricas que tivemos permitiram o aprofundar de questões e o levantar de dúvidas estimulantes

Da parte do Prof. Rui Cortes e da Dr^a Aurora Monzon Capabe da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, do Dr. Jorge Fernandes da D. G. Q.

A. e da Dr^a Dina Fonseca da Universidade de Coimbra tive um apoio incansável, na identificação dos organismos e no fornecimento de bibliografia.

No tratamento estatístico dos resultados revelou-se bastante importante o apoio fornecido pelo Prof. Francisco Rego do Centro de Calculo de Instituto Superior de Agronomia, pelo Prof. Carlos Braumman do Departamento de Matemática da Universidade de Évora e pelos meus colegas de Departamento Dr. Luis Dias e Dr. Eduardo Barata.

Nas soluções gráficas de algumas figuras contei, em noites que se prolongaram pela madrugada, com a permanente disponibilidade do meu colega de Departamento Prof. Manuel Mota.

A ajuda que tive por parte da dona Francisca Rosado foi de uma importância extrema. A sua boa vontade e permanente dinamismo tiveram um papel preponderante não só no trabalho de laboratório, como em outras tarefas de secretariado que foram necessárias efectuar.

Também agradeço todas as facilidades laboratoriais postas à disposição pela Dr.^a Lurdes Pimenta do Laboratório de Química Agrícola da Universidade de Évora e pela Eng. Tec. Helena Carolino do Laboratório de Fitotecnia da Universidade de Évora.

No trabalho de campo a colaboração do João Paulo e de alguns dos seus amigos foi preciosa.

Não posso também esquecer todas as palavras sinceras e amigas de encorajamento que fui recebendo ao longo dos anos de duração deste trabalho. Estas palavras, assim como os amigos que comigo se solidarizaram, foram, simultaneamente o combustível e o motor que tornaram possível escrever estas quase duas páginas de agradecimentos.

Por último, mas sem sombra de dúvida não menos importante, devo agradecer à Sara e ao Daniel tudo o que abdicaram por estas duzentas páginas...

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases do processo de colonização segundo. Fase I - chegada aleatória de organismos; Fase II - estruturação da comunidade condicionada por variáveis ambientais; Fases III e IV - estruturação da comunidade condicionada pela interacção biológica (adap. MINSHAL & PETERSEN, 1985)

Figura 2. Localização e aspectos geológicos.

G- maciço granítico de Évora; A- depósitos de aluvião; M- rochas metamórficas básicas; os solos existentes correspondem à zona não assinalada.

Figura 3. Qualidade biológica da água do rio Degebe (MORAIS & PINTO, 1991) .

Principais fontes de poluição inventariadas pela Direcção dos Serviços Regionais de Hidráulica do Sul (TANGARRINHAS, 1993).

Figura 4. FILCAPOR (filtrador de campo portátil). A- secção longitudinal; B- secção transversal.

1- tubo de escoamento; 2- tampa de retenção do material colhido; 3- rede de malha calibrada ($\phi = 500 \mu\text{m}$) para retenção dos organismos. As setas a cheio representam o trajecto da água durante o processo de filtração.

Figura 5. Utilização diacrónica de um diagrama triangular (exemplo).

Figura 6. Redução, no plano ortogonal, das coordenadas das frequências relativas dois grupos tróficos, para a escala dos diagramas triangulares.

Figura 7. Esquema tridimensional de uma distribuição normal bivariada.

Figura 8. Delimitação da área de estabilização ($p < 0.01$) e determinação para cada grupo trófico da respectiva percentagem de variação (ΔTR), por projecção da área de estabilização no respectivo eixo. EST- fase estável; INST- fase instável.

Figura 9. Localização dos locais de amostragem.

Figura 10. Temperaturas diárias ocorridas durante os períodos de colheita (máximas, mínimas e médias).

Figura 11. Pluviosidade diária ocorrida durante os períodos de colheita. Durante a campanha de Verão não se registou pluviosidade.

Figura 12. Variação sazonal da temperatura média (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono).

Figura 13. Variação sazonal dos valores médios de oxigénio dissolvido (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono). A acentuada dispersão dos valores de Primavera resulta do pequeno número de determinações efectuadas.

Figura 14. Variação sazonal dos valores médios de pH (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono).

Figura 15. Variação da velocidade de corrente em cada local para as diferentes campanhas.

Figura 16. Análise em componentes principais das situações amostradas, quando descritas pelas suas características taxonómicas. Projecção do espaço das situações amostradas (A) e dos descritores utilizados (B) sobre o primeiro plano da ordenção. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos é, respectivamente 11,9, 11,4 e 10,4. Correlação cofenética = 0,86. Ver código dos taxa em anexo 3.

Figura 17. Análise em componentes principais das situações amostradas, quando descritas pela estrutura trófica. Projecção do espaço das situações amostradas (A) e dos descritores utilizados (B) sobre o primeiro plano da ordenção. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos é, respectivamente 40,1, 34,4 e 18,7. Correlação cofenética = 0,99.

Figura 18. Valores médios e respectivos intervalos confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (número de indivíduos) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{i1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{i1,2}$).

Figura 19. Valores médios e respectivos intervalos de confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (pesos) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{p1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{p1,2}$).

Figura 20. Valores médios e respectivos intervalos de confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (número de taxa) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{t1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{t1,2}$).

Figura 21. Cociente entre a colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{1,2}$) e a do substrato de fundo ($F_{1,2}$), por um e dois dias de colonização. As barras assinalam os intervalos de confiança ao nível de 95%.

Figura 22. Variação sazonal da taxa de chegada relativa do número de indivíduos (C_{2i}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

Figura 23. Variação sazonal média da taxa de chegada em peso (C_{2p}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

Figura 24. Variação sazonal média da taxa de chegada do número de taxa (C_{2t}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

Figura 25. Regressões lineares negativas entre variação dos efectivos populacionais dos taxa e o tempo de colonização.

Figura 26. Situações em que os efectivos populacionais dos taxas tendem a manter-se estáveis ao longo do processo de colonização.

Figura 27. Padrão temporal de colonização de *Physa acuta* para o local A.

Figura 28. Ajustamento significativo ($p < 0,01$) do modelo logarítmico a situações com eventual patamar de estabilização (modelo assintótico de colonização).

Figura 29. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Inverno. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 30. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais na Primavera. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 31. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Verão. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 32. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Outono. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 33. Índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener ($F_{H'}$).

Figura 33. Índice de estabilização de equitabilidade (F_{EQ}).

Figura 35. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Inverno. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 36. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Primavera. As setas assinalam início do patamar de estabilização.

Figura 37. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Verão. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 38. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Outono. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

Figura 39. Índice de estabilização do índice trófico (F_D).

Figura 40. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Inverno, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos.

Figura 41. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Primavera, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos.

Figura 42. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Verão, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos.

Figura 43. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Outono, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos.

Figura 44. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Inverno. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

Figura 45. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica na Primavera. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

Figura 46. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Verão. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

Figura 47. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Outono. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

Figura 48. Variação trófica média (ΔTR), de cada local, para cada época do ano (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens fases intermédias do processo de colonização).

Figura 49 Comparação das percentagens de variação tróficas (ΔTR), de cada local, nas diferentes épocas do ano (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens das fases intermédias do processo de colonização).

Figura 50. Índice de estabilização trófico (F_{TR}) das diferentes situações estudadas (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens das fases intermédias do processo de colonização).

Figura 51. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Inverno, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética = 0,76.

Figura 52. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas na Primavera, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os efectivos aos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética = 0,77.

Figura 53. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Verão, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética = 0,91.

Figura 54. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Outono, os números correspondem aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética = 0,87.

Figura 55. Duração e número das fases do processo de colonização estabelecidas a partir das respectivas análises em componentes principais de cada situação (anexo 5). Os espaços em branco correspondem a amostras inexistentes ou que foram eliminadas por se desviarem substancialmente do padrão de colonização detectado (anexo 5).

Figura 56. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Inverno. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 21,1; 15,8; 8,6. Correlação cofenética = 0,85)

Figura 57. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Primavera. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se

afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 20,6; 16,0; 12,6. Correlação cofenética= 0,89)

Figura 58. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Verão. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 25,3; 16,8; 10,0. Correlação cofenética= 0,85)

Figura 59. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Outono. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 33,7; 15,7; 10,3. Correlação cofenética= 0,92)

Figura 60. Dendograma referente à análise aglomerativa dos descritores da colonização. Correlação cofenética= 0,83.

Figura 61. Variação conjunta da taxa média de chegada do número de indivíduos (C_{12}) com o índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener (F_H) e o índice de estabilização trófica (F_{TR}). Os polígonos de frequência referem-se a C_{12} , e os histogramas aos índices de estabilização (F_H e F_{TR}).

Figura 62. Projecção do espaço das situações estudadas (A) e dos descritores (B) sobre o primeiro plano da ordenação em componentes principais. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos è, respectivamente 40, 18 e 14 (correlação cofenética=0,85).

LISTA DE QUADROS

Quadro I - Principais características climáticas da região circundante ao rio Degebe (adap. CUNHA *et al*, 1980)

Quadro II - parâmetros ambientais avaliados.

Quadro III - Periodicidade da colheita em dias.

Quadro IV - inclusão dos diferentes *taxa* em grupos tróficos (adap. MORAIS & PINTO, in prep.).

Quadro V - Correlações significativas detectadas entre C_2 e os parâmetros físico químicos da água.
(i) - número de indivíduos ; (p) - pesos ; (t) - taxa * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$. Entre parêntesis rectos assinalam-se os graus de liberdade.

Quadro VI - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no INVERNO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x + 1)$.

Quadro VII - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no PRIMAVERA. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x + 1)$

Quadro VIII - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no VERÃO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); EST - tendência estável; N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x + 1)$.

Quadro IX - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no OUTONO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x + 1)$.

Quadro X - Número de correlações (para $p < 0,05$) detectadas entre os *taxa* nas diferentes situações.
(+) correlação positiva; (-) correlação negativa;

Quadro XI - *Taxa* que estabelecem entre si correlações negativas ($p < 0,05$). Entre parêntesis assinalam-se os respectivos locais de amostragem.

Quadro XII - Coeficientes das regressões que melhor se ajustam ao padrão de variação temporal do número de indivíduos, dos pesos, e dos *taxa* presentes. LIN- modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$). Entre parêntesis assinalam-se os valores de F da análise de variância da regressão. * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$; NS - não significativo.

Quadro XIII - Coeficientes das correlações entre as projecções dos vectores das amostras no primeiro eixo de ordenação e o número de organismos presentes. NS - Não Significativo; * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$.

Quadro XIV - Coeficientes das regressões lineares ($y=a+bx$) entre os comprimentos dos vectores das amostras e os respectivos tempos de colonização (três primeiras dimensões do espaço das amostras). Entre parêntesis assinala-se o valor de F da análise de variância da regressão. NS - Não Significativo; * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$.

Quadro XV - Tempos de estabilização (em dias) dos diferentes índices utilizados na descrição do processo de colonização. H'-índice de Shannon-Wiener; EQ-equitabilidade; D-índice trófico; TR-estrutura trófica

Quadro XVII - Correlações cofenéticas entre as matrizes simétricas de correlação das situações estudadas, referentes aos diferentes níveis de abordagem das comunidades.

Quadro XVIII - Correlações registadas entre os tempos de colonização, assinalados entre parêntesis, e os índices de estabilização. Dentro das caixas assinala-se a correlação entre o factor de estabilização e o respectivo tempo de estabilização. * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$.

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

| | |
|------------------------|--|
| C_i | Taxa absoluta de chegada do número de indivíduos |
| C_{i2} | Taxa média de chegada do número de indivíduos em dois dias |
| C_p | Taxa absoluta de chegada (peso) |
| C_{p2} | Taxa média de chegada em peso (dois dias) |
| C_t | Taxa absoluta de chegada do número de <i>taxa</i> |
| C_{t2} | Taxa média de chegada do número de <i>taxa</i> (dois dias) |
| CR_i | Taxa média de colonização (número de indivíduos) |
| CR_p | Taxa média de colonização (peso) |
| CR_t | Taxa média de colonização (número de indivíduos) |
| D | Índice trófico |
| ΔTR | Percentagem de variação trófica |
| $\overline{\Delta TR}$ | Variação trófica média |
| DIF | Taxa média de diferenciação |
| EQ | Equitabilidade |
| F | Colonização absoluta do substrato de fundo |
| F_D | Índice de estabilização do índice de diversidade |
| FEQ | Índice de estabilização da equitabilidade |
| FH' | Índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener |
| FTR | Índice de estabilização trófico |
| H' | Índice de Shannon-Wiener |
| t_e | Tempo de estabilização |

A ciência não descobre verdades eternas e absolutas nem cria teorias ou concepções imutáveis sobre a realidade. É, por natureza, antidogmática (quando não manietada por ideologia), mesmo que nunca possa ser absolutamente neutral.

(G. F. SACARRÃO, 1989, In :*Biologia e Sociedade*)

1. Introdução

Nos ecossistemas lóticos, o factor mais importante na estruturação das comunidades é o transporte horizontal, encontrando-se este dependente da disponibilidade energética da corrente (MARGALEF, 1983). A energia cinética associada ao transporte dissipa-se não só em turbulência, como também em atrito com a superfície do leito (MARGALEF, 1983; GARCIA DE JALON, 1986). A corrente exerce, assim, um efeito erosivo permanente sobre o leito do rio, contribuindo, não só para a manutenção de partículas em suspensão na água, como também para uma constante remoção e transporte de organismos (MARGALEF, 1983).

A variabilidade da intensidade da corrente, resultante simultaneamente da precipitação e das características topográficas do leito, é muitas vezes referida como um importante vector abiótico condicionante da estrutura das comunidades. A sua acção está associada, por um lado, a uma permanente perturbação do leito (REICE, 1984; LAKE *et al.*, 1985; LAKE, 1990; QUINN & HICLEY, 1990; RESH *et al.*, 1990; BRENNEMEN & PORTASCH, 1991; BROOKS & BOULTON, 1991; FISHER & GRIM, 1991; BOULTON & LAKE, 1992) e por outro, a uma constante importação de organismos (WATERS, 1969).

O hidrodinamismo, característico destes sistemas, tem no entanto, efeitos diversos consoante o grau de intensidade que assume. Os casos mais extremos referem-se a situações de enxurrada, em que um rápido e acentuado aumento de velocidade da corrente (efeito descontínuo) é responsável pelo arrastamento quase total das comunidades de macro-invertebrados de uma dada região (GRAY & FISHER, 1981; FISHER & GRIM, 1988; GILLER *et al.*, 1991; GRIM & FISHER 1991). Efeitos menos drásticos, ocorrem de uma forma mais ou menos constante (efeito contínuo), sempre que um hidrodinamismo menos acentuado apresente energia cinética capaz de deslocar componentes do leito com menores dimensões (BOULTON *et al.*, 1988; LAKE, 1990; BROOKS & BOULTON, 1991). A comunidade encontra-se, assim, condicionada por um nível de perturbação permanente que, actuando a uma escala microgeográfica, tende a desalojar os organismos bentónicos (TOWNSEND, 1989; LAKE, 1990).

A este fenómeno de empobrecimento das comunidades, contrapõe-se, por parte dos organismos bentónicos, uma elevada capacidade de redistribuição ou recolonização

(TOWNSEND & HILDREW, 1976; TOWNSEND, 1989). O conhecimento do processo de colonização dos macro-invertebrados bentônicos surge assim, como um factor essencial para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

O processo de colonização é no entanto, complexo. Os macro-invertebrados nele envolvidos são bastante diversos e apresentam diferenças apreciáveis das suas estratégias de dispersão e colonização.

Uma primeira diferença poderá residir no processo de chegada ao local de colonização: deriva passiva, deriva activa, movimentos ambulatórios sobre e dentro do substrato ou transporte aéreo (WILLIAMS & HYNES, 1976). Relativamente a estes processos verifica-se também que os seus contributos para a colonização são susceptíveis de variar entre si, consoante as situações experimentais (WILLIAMS & HYNES, 1976; TOWNSEN & HILDREW, 1976; BIRD & HYNES, 1980; GRAY & FISHER, 1981; DOEG *et al.*, 1989; LAKE & SCHRIBER, 1991).

Por outro lado, nem todos os macro-invertebrados apresentam idêntica probabilidade de fixação ao substrato. A sua permanência é condicionada por características físicas do meio como a granulometria do substrato (CUMMINS & LAUF 1969; BARBER & KEVERN, 1973; WILLIAMS & MUNDIE, 1978; REICE, 1981; FONTOURA, 1989), a textura, (HART, 1978; ERMAN & ERMAN, 1984; KAUFMAN & KING, 1987), a existência de refúgios (GEE & ABBOT, 1991) e também pela capacidade de suporte nutricional do meio (LUEDTKE & BRUSVEN, 1976; KARLSTROM, 1978; ANDERSON & SEDELL, 1979; OGILVIE & CLIFFORD, 1986).

Por último, os organismos que se fixam, apresentam um permanente "risco" de remoção. Este "risco", pode apresentar um carácter individualizado, quando se refere a organismos que migram para zonas menos abrigadas (CIBOROWSKY, 1977; RADER & WARD, 1990), ou um carácter colectivo, quando resulta de uma perturbação física do meio (REICE, 1984; LAKE *et al.*, 1986; LAKE, 1990; QUINN & HICLEY, 1990; RESH *et al.*, 1990; BRENEMEN & PORTASCH, 1991; BROOKS & BOULTON, 1991; FISHER & GRIM, 1991; GILLER *et al.*, 1991; LAKE & SCHREIBER, 1991; BOULTON & LAKE, 1992). Refira-se também que, para além do hidrodinamismo, a predação, nomeadamente por vertebrados (HILDREW, 1990; KONKLE *et al.*, 1990; LANCASTER *et al.*, 1990), e as emergências decorrentes dos ciclos de vida dos próprios macro-invertebrados (COOB & FLANNAGAN, 1990), são outras causas de empobrecimento das comunidades.

As comunidades de macro-invertebrados dos ecossistemas lóticos apresentam-se assim, em permanente renovação, caracterizando-se mais como sistemas processuais, do que como organizações estáveis (MARGALEF 1968, 1983). Salienta-se, no entanto, que os povoamentos de macro-invertebrados dos ecossistemas lóticos tendem a revelar uma certa persistência temporal (TOWNSEND *et. al.*, 1987; BOULTON, 1992). Este facto faz supor que a comunidade dispõe de mecanismos organizativos que se opõem à pressão dos factores aleatórios dos factores que a condicionam (PRAT, 1992; PUIG *et. al.*, 1992). Porém, esta estruturação das comunidades lóticas, não significa que se esteja em presença de fases finais de um processo de sucessão, em particular no caso de rios temperados, onde a flutuação sazonal é marcante (MARGALEF, 1968; FISHER *et. al.*, 1982; DEJOUX *et. al.*, 1983; FISHER, 1990; BOULTON, 1992). O atingir de um climax ecológico ao longo de um processo de colonização parece, deste modo, bastante improvável. De facto, é mais provável que a colonização consista num processo sequencial, cujas sucessivas estabilizações/instabilizações da comunidade correspondam aquilo que diversos autores designam por núcleos de equilíbrio periódicos (HOLLING, 1973; SUTHERLAND, 1974; DEJOUX *et. al.*, 1983).

Segundo Minshall & Petersen (MINSHALL & PETERSEN, 1985), a colonização é um processo sequencial que abarca várias fases, sendo umas condicionadas por fenómenos estocásticos, e outras, por fenómenos de cariz determinista (fig.1). As duas primeiras fases (I-II) referem-se a uma colonização não interactiva. A fase I corresponde apenas a uma chegada aleatória dos organismos disponíveis no meio, enquanto que a fase II já revela um princípio de estruturação, embora preponderantemente condicionada por variáveis ambientais. Atingida uma situação com carácter mais estável (fases III e IV), os mecanismos de interacção biológica passam a constituir a componente preponderante. De salientar que a fase IV evidencia um claro paralelismo com os núcleos de equilíbrio periódicos (HOLLING, 1973; SUTHERLAND, 1974; DEJOUX *et. al.*, 1983), resultando as flutuações assinaladas da variabilidade ambiental. A teoria de Minshall & Petersen (MINSHALL & PETERSEN, 1985), amplamente fundamentada em trabalhos experimentais, embora vindo a integrar as concepções deterministas e estocásticas sobre o processo de colonização, não é no entanto, clara sobre a forma como a interacção biológica se processa em ecossistemas bastante heterogéneos e formados por organismos de grande mobilidade.

Muitos trabalhos de índole experimental, que recorrem a manipulações laboratoriais e/ou de campo, têm vindo a evidenciar a existência de interacções

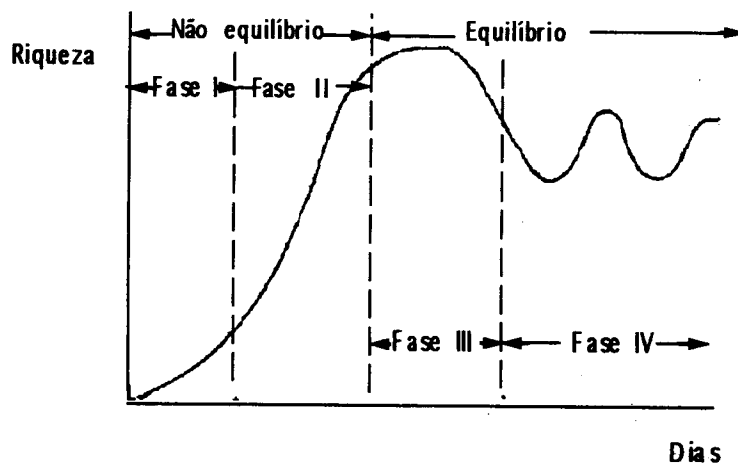


Figura 1. Fases do processo de colonização segundo. Fase I - chegada aleatória de organismos; Fase II - estruturação da comunidade condicionada por variáveis ambientais; Fases III e IV - estruturação da comunidade condicionada pela interacção biológica (adap. MINSHAL & PETERSEN, 1985).

biológicas entre os macro-invertebrados bentónicos (McLACHLAN, 1968; HUNTER, 1980; SHELDON, 1980; REICE, 1981; WILEY, 1981; CUKER, 1983; FELMAT, 1986; McAULIFE, 1984; LAKE *et. al.*, 1988; YOUNG, 1988; BARMUTA, 1990). Porém, outros autores referem ser o elevado grau de redistribuição, o nível de perturbações do meio e o uso mais eficiente da energia disponível, os principais vectores de estruturação das comunidades lóticas (TOWNSEND & HILDREW, 1969; VANNOTE *et. al.*, 1980; LAKE *et. al.*, 1988; TOWNSEND, 1989; LAKE, 1990).

Na maior parte dos casos, esta divergência resulta de diferentes escalas de observação (McAULIFE, 1984; FISHER, 1987; PECKARSKY, 1987). Esta questão parece, no entanto, ser ultrapassada com a introdução, por Townsend, do **conceito de dinâmica do agregado (patch dynamic concept)** (TOWNSEND, 1987). Segundo este autor, os ecossistemas lóticos (**nível macro-geográfico**) constituiriam uma unidade multicelular (**nível micro-geográfico**), processando-se a este nível a interacção biológica. Algumas espécies assumem a dominância das respectivas células* (**controlo de dominância**), podendo as restantes colonizar novas células (**controlo de fundação**) que se encontram total ou parcialmente vagas (**controlo residual**). A estruturação das comunidades seria assim resultado de uma "**lotaria competitiva**", à qual se encontraria subjacente, o nível de perturbação física do ecossistema. Locais de elevada variabilidade espacio-temporal tenderiam a eliminar os efeitos de exclusão competitiva, passando-se o contrário em locais de carácter mais homogéneo. Os ecossistemas lóticos, segundo este conceito, passam a ser encarados como sistemas de alta mobilidade e redistribuição

* Cells no inglês.

(**controlo de mobilidade**), onde o nível de perturbação assume uma particular importância. Entende-se por perturbação qualquer ocorrência, de origem natural ou antropogénica, pontualmente localizada no tempo, cujo resultado é a remoção de organismos. Cria-se, assim, espaço vago capaz de ser colonizado por outros organismos pertencentes ou não às espécies removidas (SOUSA, 1984; TOWNSEND, 1987; RESH, *et al.*, 1990).

A problemática relativa ao conhecimento da dinâmica dos povoamentos bentónicos dos ecossistemas aquáticos em geral, assume uma complexidade particularmente elevada quando aplicada aos rios temperados de regime temporário. Nestes ecossistemas, como sucede com o rio Degebe (objecto do presente estudo), a acentuada variação climática anual condiciona de forma decisiva a dinâmica sazonal dos povoamentos bentónicos. Os macro-invertebrados bentónicos destes ecossistemas encontram-se sujeitos a situações extremas de "stress" ambiental: regime torrencial no Inverno e secura nos meses de Verão. A sobrevivência num meio temporalmente tão variável, conduziu ao desenvolvimento de mecanismos vários de adaptação. Como principais adaptações salienta-se: a elevada mobilidade (FOX, 1987; GILLER & CAMBELL, 1989), o sincronismo dos ciclos de vida com o regime hidrológico (MÜLLER, 1973, 1982; TOWNS, 1985; BOULTON & SUTER, 1986; DELUCCHI, 1987; ALOUF, 1989; BOULTON & LAKE, 1988; BOULTON, 1989; DELUCCHI & PECKARSKY, 1989), a procura de refúgios dentro do substrato do leito (BOULTON & LAKE, 1988), a migração estival de zonas secas para zonas mais húmidas (BOULTON & LAKE, 1988; DELLUCCHI & PECKARSKY, 1989) e a migração para zonas de menor hidrodinamismo durante as enxurradas (ORTEGA *et al.*, 1991).

Dadas as características altamente heterogéneas dos ecossistemas aquáticos, os seus processos intrínsecos de perturbação, redistribuição e colonização, apresentam um nível de complexidade estrutural dificilmente abarcável (Giller & CAMBEL, 1989), sendo, frequentemente necessário recorrer a abordagens de carácter mais holístico.

Os substratos artificiais constituem uma dessas abordagens, amplamente utilizadas por diversos autores, quer em estudos de dinâmica de povoamentos (CUMMINS & LAUF, 1969; TOWNSEND & HILDREW, 1976; ERMAN & ERMAN, 1984; BROOKS & BOULTON, 1991), quer na avaliação de parâmetros biológicos dos ecossistemas aquáticos (ARTHUR & HORNING, 1969; DICKSON *et al.*, 1971; HELLAWELL, 1978; DE PAW *et al.*, 1986; FONTOURA, 1989), quer,

ainda, como forma de incrementar a diversidade de ecossistemas empobrecidos (LEDERLE, 1992).

O tipo de substratos artificiais utilizados em estudos de limnologia é bastante diverso (HILSENHOFF, 1969; FLANNAGAN & ROSENBERG, 1982; DE PAUW *et. al.*, 1986). Verifica-se, porém, que todos eles apresentam alguma selectividade diferencial relativamente ao processo de colonização dos diferentes *taxa* (CUMMINS & LAUF, 1969; BARBER & KEVERN, 1973; WILLIAMS & MUNDIE, 1978; WISE & MOLES, 1979; ROSENBERG & RESH, 1982). Apesar deste limite, o seu uso como metodologia de estudo das comunidades de macro-invertebrados apresenta algumas vantagens. Para além de tornarem possível a comparação de dinâmicas de colonização referentes a ecossistemas bastante diversos, permitem também simplificar parte da complexidade estrutural microgeográfica que se encontra associada aos ecossistemas aquáticos (ROSENBERG & RESH, 1982; CLEMENTS *et. al.*, 1989).

O relativo sucesso dos substratos artificiais decorre em grande parte da elevada mobilidade dos organismos lóticos (GILLER & CAMBELL, 1989). Contudo, para cada situação é necessário avaliar, ainda que de uma forma sumária, quais os limites da sua aplicabilidade (LAMBERTI & RESH, 1985).

Com o presente estudo, pretende-se compreender a dinâmica de formação dos povoamentos de macro-invertebrados bentónicos num ecossistema lótico de regime temporário. A elevada complexidade destes sistemas, conduziu a uma abordagem de carácter mais holístico, tendo-se seleccionado, como metodologia de colheita, os substratos artificiais.

Inicialmente caracterizaram-se as principais condicionantes inerentes ao processo de chegada dos macro-invertebrados aos substratos de colheita. Numa segunda fase estudou-se a variação do padrão temporal de colonização. Nesta abordagem, as comunidades foram estudadas parcelarmente segundo diferentes níveis de descrição (parâmetros estruturais, estrutura trófica e estrutura taxonómica). Numa última fase, efectuou-se o estudo global das diferentes abordagens parcelares.

2. Local de estudo

2.1. Localização

O Rio Degebe é um afluente da margem direita do Rio Guadiana. Nasce próximo de Évora (Fontainhas) a uma altitude de 325m e desagua nas proximidades da povoação de Alqueva (Porto de Évora) a uma altitude de 75m (fig.2). O seu declive médio é de 0,3% e percorre uma distância de 79Km no sentido NW-SE. A cerca de 25Km da nascente, situa-se a Albufeira do Monte Novo que serve para abastecimento de água a Évora, sendo também uma zona de lazer.

2.2. Aspectos topográficos e geomorfológicos

Na primeira fase do seu trajecto, o Rio Degebe atravessa uma zona plana de granitos alcalinos, passando depois a correr em zona mais alcantilada caracterizada por solos xistosos do Precâmbrico e Paleozóico. Neste segundo troço, exceptuam-se uma zona de aluvião de curta extensão e um pequeno afloramento de rochas metamórficas básicas (SERVIÇOS GEOLÓGICOS DE PORTUGAL, 1972) (fig.2).

2.3. Aspectos demográficos

O rio Degebe situa-se numa região pouco povoada. Segundo os resultados provisórios do Censos-91 (INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA, 1992), a maior concentração populacional localiza-se no troço inicial (a montante da albufeira de Monte Novo) apresentando Évora e a povoação de N^a Sr.^a de Machede, respectivamente com 38 983 e 1 257 habitantes residentes. A jusante da albufeira de Monte Novo praticamente não existem, praticamente, agregados populacionais nas proximidades deste curso de água. Exceptua-se, no entanto, a cerca de 10 Km da sua foz, a povoação da Amieira com 505 habitantes residentes.

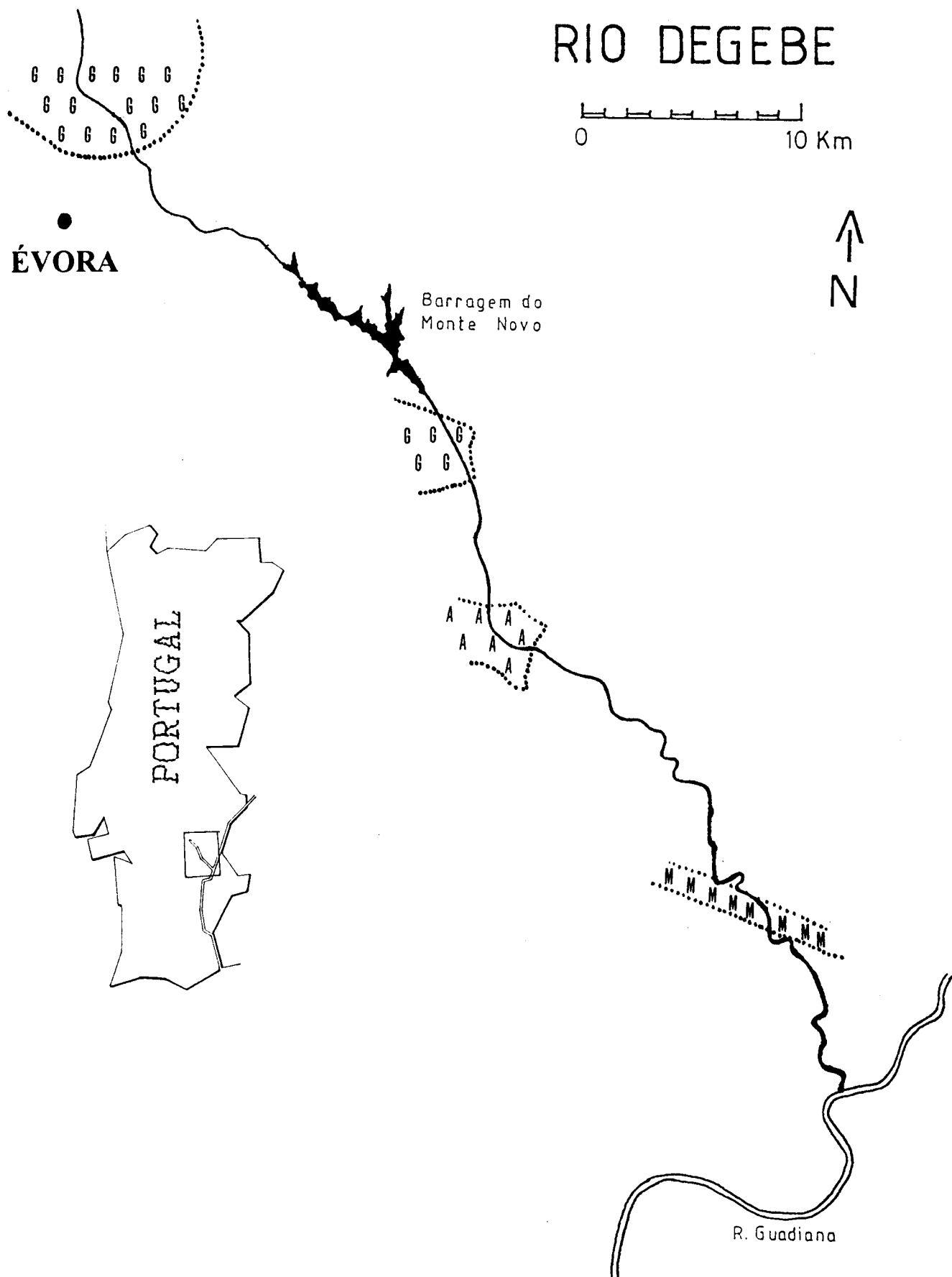


Figura 2. Localização e aspectos geológicos.

G- maciço granítico de Évora; A- depósitos de aluvião; M- rochas metamórficas básicas; os solos xistentos correspondem à zona não assinalada.

2.4. Ocupação do solo

A região mais a montante da bacia de drenagem do Rio Degebe, apresenta uma maior ocupação agrícola e pecuária. Embora a agricultura seja predominantemente de sequeiro registam-se, contudo, algumas manchas de regadio nas zonas circundantes da margem esquerda da Albufeira do Monte Novo.

Mais a jusante, a agricultura é praticamente inexistente, dominando o montado de Sobro e Azinho (SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, 1962). Nesta zona, em especial na Serra de Portel, tem-se vindo a assistir nos últimos três anos a um incremento apreciável da mancha de eucaliptal (MORAIS & PINTO, 1990)

2.5. Aspectos climáticos

O Rio Degebe situa-se no piso bioclimático mesomediterrânico (RIVAS-MARTINEZ & ARMAIZ, 1984). O clima é do tipo mediterrânico sub-húmido, apresentando-se as suas principais características resumidas no quadro I.

Quadro I - Principais características climáticas da região circundante ao rio Degebe (adap. CUNHA *et al.*, 1980)

| | |
|--------------------------|---------------------------|
| Temperatura média anual | 14-16°C |
| Pluviosidade anual | 500-1000mm/m ² |
| Radiação solar incidente | 2800-3000 horas |
| Índice hidrológico | -20 +20 |

A pluviosidade concentra-se principalmente nos meses de Outono e de Inverno, sendo esta última a estação mais fria. O Verão é, de um modo geral, quente e seco e apresenta as maiores amplitudes térmicas.

2.6. Regime hidrológico

O rio Degebe apresenta, ao longo do ano, uma acentuada variabilidade das suas características hidrológicas, decorrente, fundamentalmente, das condições pluviométricas da região em que se insere. Os meses de Inverno caracterizam-se assim, por um acentuado regime torrencial, assistindo-se no Verão, a um período de seca com consequente interrupção do caudal superficial.

O escoamento médio anual situa-se entre 100 e 200 mm, com valores do coeficiente de variação compreendidos entre 0,7 e 0,9 nos troços superiores, ultrapassando mesmo 0,9 no troço final (CUNHA, 1980). Estes valores são por si, indicadores da elevada amplitude de variação anual do caudal do rio Degebe.

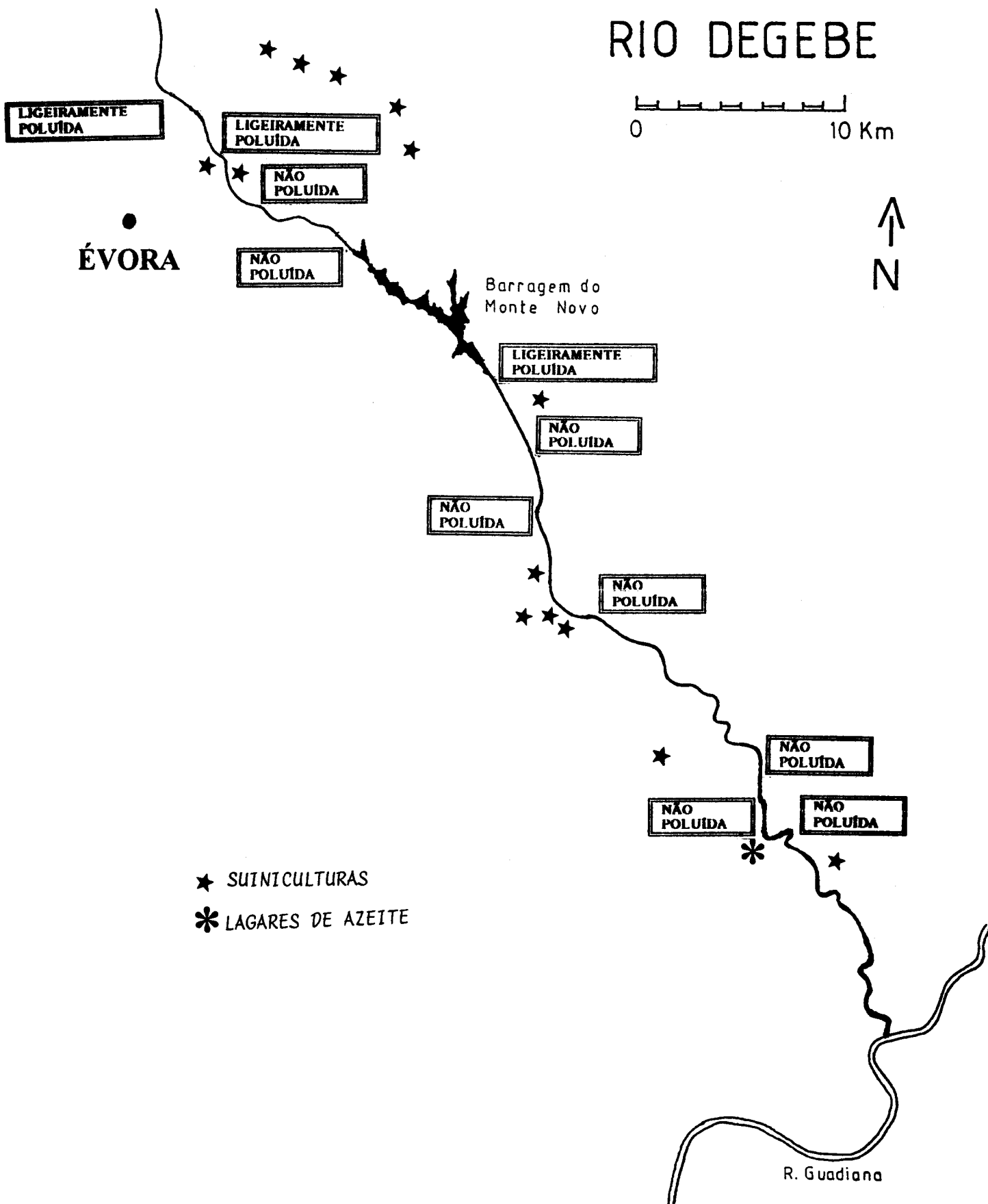
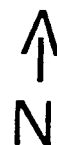
2.7. Poluição

O Rio Degebe, devido ao seu percurso, de um modo geral afastado dos centros urbanos e de zonas de forte implantação agrícola e/ou pecuária, apresenta, do ponto de vista biológico uma água geralmente não poluída (MORAIS & PINTO, 1991)(fig.3). O maior impacto poluente surge a montante, onde alguma actividade agrícola e pecuária contribui para níveis de qualidade biológica da água ligeiramente inferiores aos dos locais mais a jusante (MORAIS & PINTO, 1991).

Com carácter pontual e localizado no tempo, os lagares de azeite também podem assumir alguma gravidade. As águas ruças, decorrentes das principais extracções industriais de azeite, são lançadas num afluente do rio Degebe com caudal reduzido. O seu efeito, no entanto, encontra-se atenuado, por o período de laboração dos lagares de azeite coincidir com a época de maior pluviosidade (TANGARRINHAS, 1993).

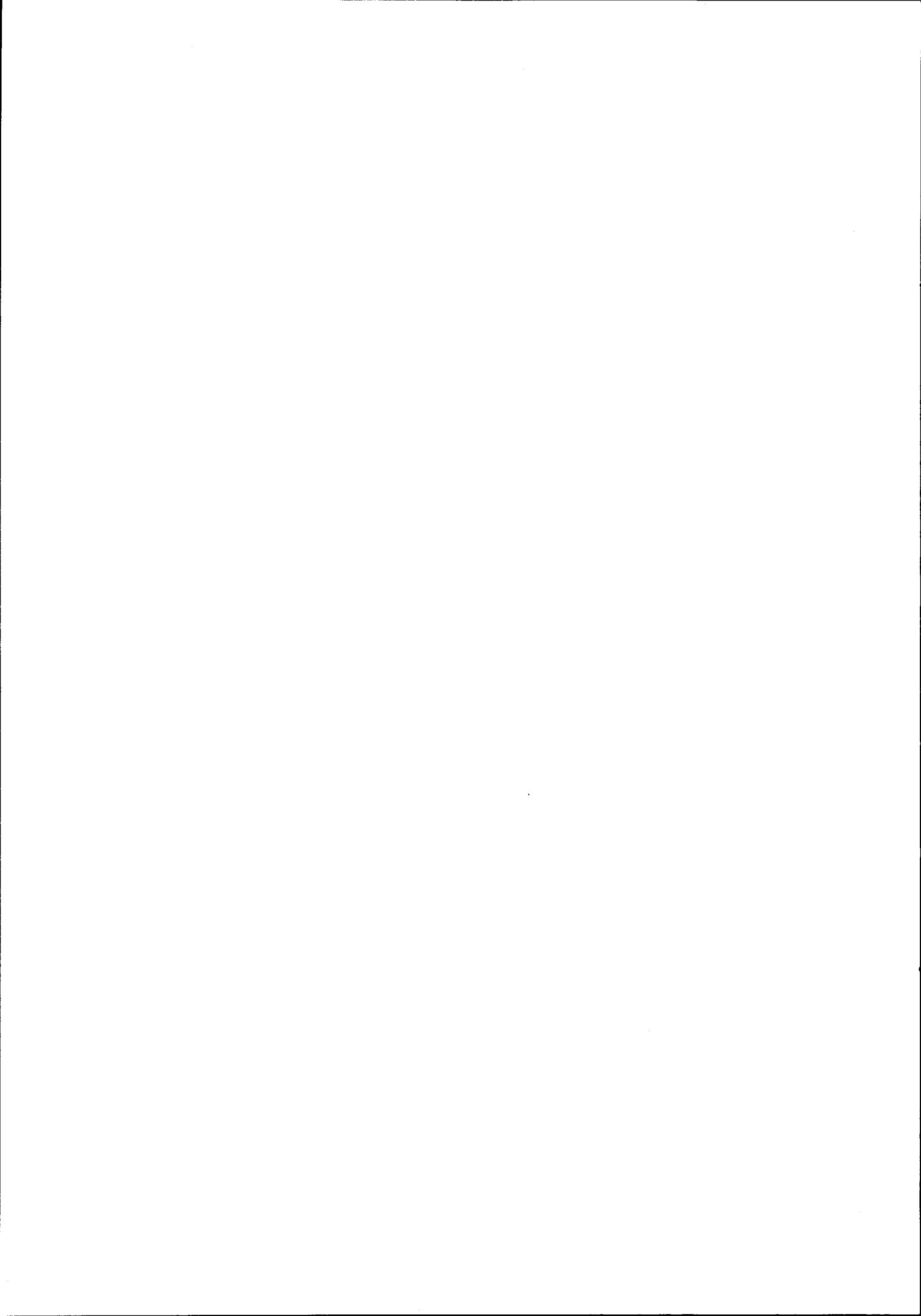
RIO DEGEBE

0 10 Km



- ★ SUINICULTURAS
- * LAGARES DE AZEITE

Figura 3. Qualidade biológica da água do rio Degebe (MORAIS & PINTO, 1991) e principais fontes de poluição inventariadas pela Direcção dos Serviços Regionais de Hidráulica do Sul (TANGARRINHAS, 1993).



3. Metodologia

3.1. Parâmetros ambientais

No quadro II apresenta-se um resumo referente aos parâmetros ambientais avaliados.

Quadro II - parâmetros ambientais avaliados.

| Parâmetro | Método | Precisão | Referências |
|------------------------|--|------------------|-------------------|
| Temperatura | Medição directa com oxímetro Cole Parmer Mod. 5513-55 (Gama de leituras 0-50°C) | 1,5% | |
| Velocidade da corrente | Medição directa com micromolinete A.OTT Mod. Z200 (Gama de leituras cm/s) | duas voltas/100s | |
| pH | Medição directa com pHímetro Cole Parmer Mod.60648 Compensação automática de temperatura | 0,01% | |
| Oxigénio dissolvido | Medição directa com oxímetro Cole Parmer Mod. 5513-55 Gama de leituras 0-19ppm | 0,01% | |
| Sólidos em suspensão | Filtração | | adap. APHA (1975) |

A temperatura, o oxigénio dissolvido (O.D.), o pH e a velocidade da corrente foram medidos directamente no local com instrumentos apropriados, igualmente referidos no quadro II.

Os sólidos em suspensão relativos ao último dia de cada campanha, foram determinados no laboratório, num período de tempo que não excedeu 24 horas e após conservação por arrefecimento.

As amostra de água foram filtradas através de filtros **Wateman G.F./C.** de 1,2mm de poro, previamente pesados, tendo o fluxo de água sido acelerado por uma bomba de vácuo. Em cada filtração, mediu-se o volume de água filtrada e pesou-se o respectivo filtro, após secagem em estufa a 60°C, até obtenção de peso constante. A presente metodologia é uma adaptação da indicada pela **American Public Health Association (1975)**, tendo-se eliminado a filtração prévia com filtro de 300 mm, por se considerar que, as partículas em suspensão na água, independentemente das suas dimensões, têm uma influência importante sobre a formação dos povoamentos

bentônicos. Esta influência pode ter, um aspecto positivo, ao proporcionar um substrato de transporte para os macro-invertebrados em deriva (CIBOROWSKI *et al.*, 1977), ou um aspecto negativo, ao acentuar o efeito erosivo do hidrodinamismo sobre as populações (GARCIA DE JALON, 1986).

3.2. Parâmetros biológicos

3.2.1. Técnica de amostragem

Os substratos artificiais seleccionados para este estudo foram sacos de rede (malha aproximada de 1cm) cheios de cascalho de tijolo com de dimensões compreendidos entre 6 e 4 cm (DE PAUW *et al.*, 1986).

Em cada local de colheita, colocaram-se 15 sacos com 5000cm³ de cascalho (DE PAUW *et al.*, 1986) e 2 com 2500cm³ cada. Destes últimos, um era disposto em cima de um suporte que o mantinha a 10cm de altura, enquanto o outro, à semelhança dos 15 primeiros, era colocado directamente sobre o fundo (BIRD & HYNES, 1981). Os 17 substratos foram dispostos em zonas com características homogêneas e distanciados, entre si, no mínimo 25cm (KOHLER, 1981). A exposição à corrente foi, tanto quanto possível, idêntica, eliminando-se, desta forma, diferenças acentuadas na chegada de organismos aos substratos.

Em cada dia de colheita retiraram-se três substratos: um de 5000cm³ e os dois de 2500cm³. Estes dois últimos, após colheita dos macro-invertebrados foram de novo colocados no mesmo local. Deste modo, acompanhou-se, não só a evolução temporal do processo de colonização, como também a frequência de chegada de organismos entre duas colheitas sucessivas. Os substratos de 2500cm³ permitem, por outro lado, avaliar qual a forma preferencial de colonização da macrofauna bentónica: deriva (activa ou passiva) ou movimento ambulatório activo através do fundo.

No campo, cada saco foi retirado rapidamente para dentro de um balde de plástico com água, onde foi aberto. Com o auxílio de um pincel duro limpou-se meticulosamente todo o cascalho para dentro do balde. Os organismos presos nas malhas dos sacos foram colhidos com uma pinça. As perdas de organismos decorrentes do levantamento dos sacos para dentro do balde foram consideradas irrelevantes (KOHLER, 1982). Terminada esta operação, a água do balde foi filtrada através de uma rede de malha calibrada ($\phi=500\text{mm}$), recorrendo a um instrumento especialmente

desenhado para o efeito (FILCAPOR, Fig.4). Evitou-se a colmatagem da rede do FILCAPOR com o auxílio de um pincel.

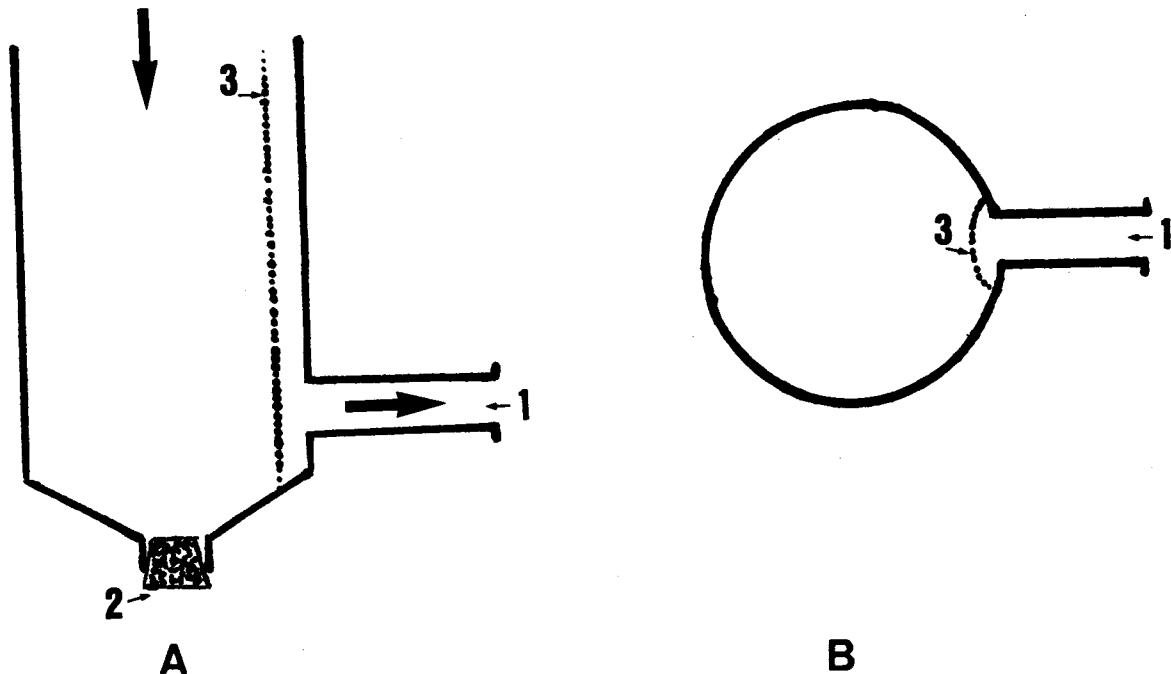


Figura 4. FILCAPOR (filtrador de campo portátil). A- secção longitudinal; B- secção transversal. 1- tubo de escoamento; 2- tampa de retenção do material colhido; 3- rede de malha calibrada ($\phi = 500 \mu\text{m}$) para retenção dos organismos. As setas a cheio representam o trajecto da água durante o processo de filtração.

Concluída a filtração, abriu-se a tampa inferior do FILCAPOR (2 Fig.4A) e recolheu-se num frasco de plástico, devidamente etiquetado, o material colhido. Este foi, de imediato fixado, tendo-se-lhe para tal adicionado uma pequena quantidade de formol comercial concentrado.

3.2.2. Periodicidade da colheita

As colheitas decorreram no ano de 1988, tendo-se realizado quatro campanhas com carácter sazonal (Inverno - Fevereiro; Primavera - Maio; Verão - Agosto e Outono - Novembro). Em cada local, durante um mês, efectuaram-se colheitas sequenciais (num total de 15) respeitando o faseamento indicado no **quadro III**.

As quatro primeiras colheitas efectuaram-se com um intervalo de 24 horas, a fim de melhor perceber a fase inicial do processo de colonização. As três últimas foram colhidas com intervalos de 72 horas tendo como objectivo, alargar o período de colheita, sem aumentar substancialmente do esforço de amostragem.

Quadro III - Periodicidade da colheita em dias.

| Colheita nº | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 |
|----------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Tempo de colonização | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |

3.2.3. Conservação e identificação

No laboratório procedeu-se à lavagem do material com crivos de malha calibrada ($f=0,1\text{cm}$) e posterior separação dos organismos por grupos taxonómicos. A conservação foi feita numa solução de formol a 4%. Os moluscos e os crustáceos, devido à existência de exoesqueleto calcáreo, foram conservados em álcool a 70°.

Sempre que o estado de conservação o permitiu, os organismos foram identificados até aos seguintes níveis:

- Phylum Coelenterata** ----- família
- Phylum Platyhelminthes** ----- espécie
- Phylum Nematoda**----- n. i.
- Phylum Mollusca** ----- espécie
- Phylum Annelida**
 - Subclasse Oligochaeta
 - família Naidididae ----- espécie
 - família Tubificidae ----- género
 - família Lumbriculidae ----- género
 - família Lumbricidae ----- género
 - Subclasse Hirudinea ----- espécie
- Phylum Arthropoda**
 - Classe Crustacea
 - ordem Decapoda ----- espécie
 - ordem Isopoda ----- género
 - Classe Insecta
 - ordem Collembola ----- família
 - ordem Ephemeroptera ----- espécie
 - ordem Plecoptera ----- espécie
 - ordem Odonata ----- espécie
 - ordem Heteroptera ----- género

ordem Coleoptera ----- género
ordem Megaloptera ----- género
ordem Trichoptera ----- espécie
ordem Diptera
 família Chironomidae ----- sub-família
Chironomus sp. ----- grupo
 Outros Diptera ----- família

As obras empregues na identificação dos organismos encontram-se referenciados na **Bibliografia de Identificação**.

3.2.4. Estrutura trófica

A caracterização da estrutura trófica dos povoamentos é uma forma de abordagem amplamente utilizado em limnologia (VANNOT *et. al.*, 1980). As comunidades são encaradas do ponto de vista do seu funcionamento, nomeadamente no que se refere à captação e fluxo da energia. O seu carácter sintético permite condensar, num reduzido número de descritores (grupos tróficos), toda uma complexidade taxonómica por vezes de difícil interpretação (HAWKINS & SEDELL, 1981). Torna-se, assim, possível comparar ecossistemas, ainda que com diferenças taxonómicas consideráveis.

O estabelecimento dos grupos tróficos baseou-se na classificação proposta por CUMMINS (1973), a qual assenta em quatro grupos principais que têm os seguintes hábitos alimentares:

-**Fitófagos**, organismos que ingerem tecidos vegetais;

-**Detritívoros**, organismos que ingerem matéria orgânica detritica grosseira e microrganismos não fotossintéticos;

-**Colectores**, organismos que ingerem matéria orgânica detritica fina;

-**Predadores**, organismos que ingerem líquidos e tecidos animais.

CUMMINS (1973) propõe, para estes grupos tróficos algumas subdivisões. No presente estudo considerou-se apenas a subdivisão dos colectores em:

-**Colectores escavadores**, organismos que captam as partículas orgânicas do sedimento;

-**Colectores filtradores**, organismos que captam as partículas orgânicas em suspensão na água;

Sempre que se tornou necessário descrever as comunidades apenas três frequências relativas dos grupos tróficos, procedeu-se à junção dos colectores com os detritívoros, passando estes a designarem-se, globalmente, por **particulófagos**.

Devido ao carácter politrófico dos organismos bentónicos, muitas vezes acentuado por um elevado oportunismo alimentar (**ANDERSEN & GRAFINS, 1975; CHESMAN, 1986; CORTES, 1989; CUMMINS, 1973, 1975; FULLER & MACKAY, 1980,1981; MOLLES, 1982**), a inclusão dos diferentes *taxa* em grupos tróficos torna-se um procedimento complexo. Vários autores estabeleceram tabelas de inclusão dos diferentes *taxa* em grupos tróficos (**CUMMINS, 1973; TACHET et al, 1980; GONZALEZ DEL TANAGO et al, 1982; CHESMAN, 1986; PLATH et al, 1987; CHERGUI & PATTEE, 1990**), tendo mesmo **CUMMINS & WILZBACH (1985)** elaborado uma chave dicotómica para as respectivas identificações. Verifica-se, no entanto, que estes trabalhos, para além de não serem concordantes entre si, muitas vezes não quantificam convenientemente a politrofia. Torna-se, assim, conveniente conhecer localmente o posicionamento trófico dos organismos presentes nas comunidades.

A classificação dos grupos tróficos no presente estudo (**Quadro IV**) baseou-se no trabalho de **MORAIS & PINTO (in.prep.)**. Este estudo, para além de se referir ao Rio Degebe, fundamentou-se na análise sazonal do trato digestão dos grupos mais abundantes, e cuja controvérsia relativamente ao seu comportamento alimentar era mais acentuada. Tornou-se, assim, possível quantificar a sazonalidade trófica (**FULLER & MACKAY, 1980, 1981**) de alguns *taxa*.

Quadro IV - Inclusão dos diferentes taxa em grupos tróficos (adap. MORAIS & PINTO, in prep.).

| Taxa | INVERNO | PRIMAVERA | VERÃO | OUTONO |
|--|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Hydridae | PREDADORES | | | |
| Duguesidae | PREDADORES | | | |
| Nematoda | PREDADORES | | | |
| Oligochaeta | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| Achaeta | PREDADORES | | | |
| Gasteropoda | FITÓFAGOS | | | |
| Pelcipoda | COLECTORES | | FILTRADORES | |
| Crustácea | DETRITÍVOROS | | | |
| Caenidae | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| <i>Baetis fuscatus</i> | COLECTOR | 95% COLECTOR 5% FITÓFAGO | COLECTOR | COLECTOR |
| <i>Prodoen sp.</i> <i>Cloen sp.</i> | 90% COLECTOR 10% FITÓFAGO | 60% COLECTOR 40% FITÓFAGO | 80% COLECTOR 20% FITÓFAGO | 90% COLECTOR 10% FITÓFAGO |
| Outros Baetidae | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| <i>Choroterpes pictetii</i> <i>Thraulius bellus</i> | 80% COLECTOR 20% FITÓFAGO | 50% COLECTOR 50% FITÓFAGO | 80% COLECTOR 20% FITÓFAGO | 80% COLECTOR 20% FITÓFAGO |
| Nemuridae | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| Perlidae | PREDADORES | | | |
| Odonota | PREDADORES | | | |
| Heteroptéra | PREDADORES | | | |
| Megaloptera | PREDADORES | | | |
| Dysticidae | PREDADORES | | | |
| Haliplidae | FITÓFAGOS | | | |
| Hydrolidae | FITÓFAGOS | | | |
| Dryolidae | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| Elmidae | FITÓFAGOS | | | |
| Hydropsyclidae | COLECTORES | | FILTRADORES | |
| <i>Ecnomus sp.</i> | PREDADORES | | | |
| Tipulidae | COLECTORES | | ESCAVADORES | |
| Limonidae | PREDADORES | | | |
| Limulidae | COLECTORES | | FILTRADORES | |
| Tanypodinae | PREDADORES | | | |
| outros Chirononidae | 50% COLECTOR 50% FITÓFAGO | 25% COLECTOR 75% FITÓFAGO | 50% COLECTOR 50% FITÓFAGO | 50% COLECTOR 50% FITÓFAGO |
| Ceratopogonidae | PREDADORES | | | |
| Dolichopodidae | PREDADORES | | | |
| Tabanidae | PREDADORES | | | |

3.2.5. Biomassas e pesos secos

Os pesos secos dos organismos presentes foram determinados após desidratação em estufa de secagem a 60°C até obtenção de peso constante (48 h).

Os moluscos e os crustáceos, por terem exoesqueleto calcáreo, foram incinerados numa mufla a 450°C durante quatro horas. A biomassa foi determinada pela diferença entre o peso seco e o peso inorgânico. Não se determinou o peso inorgânico dos restantes organismos, por se considerar irrelevante.

3.3. Tratamento dos resultados

3.3.1. Análise estatística

Antes de se proceder a qualquer tratamento, os dados base, referentes a número de indivíduos, número de *taxa* e pesos, foram previamente transformados em $\log(x+1)$, onde x representa o valor inicial (LAKE & DOEG, 1989). O tratamento estatístico recorreu a métodos univariados e multivariados.

Relativamente aos métodos univariados usou-se a distribuição t , não só para calcular os intervalos de confiança, como também para testar diferenças entre médias. A dependência entre variáveis foi testada, consoante os casos, pelos coeficientes de correlação, ou pela respectiva análise de variância da regressão, tendo-se para este último efeito procedido ao ajustamento pelo método dos mínimos quadrados (LAMOTE, 1971; WONNACOTT & WONNACOTT, 1980; SOKAL & ROHLF, 1981). Os cálculos foram efectuadas em folha de cálculo QUATRO PRO (1989), devidamente formatada para o efeito.

Relativamente aos métodos multivariados utilizaram-se consoante as situações, ordenações ou classificações. A presença acentuada de zeros nas matrizes a tratar, é, com frequência, um obstáculo à aplicação destes métodos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1979). No presente estudo, ultrapassou-se esta dificuldade eliminando as espécies raras. O conceito de espécie rara foi adequado ao tipo (escala) do tratamento a efectuar, evitando-se, deste modo, alterações apreciáveis na estrutura dos dados (mais adiante, para cada caso particular, define-se o conceito de espécie rara).

Antes de se proceder ao tratamento dos resultados, os descritores foram reduzidos e centrados, utilizando-se a seguinte expressão:

$$\frac{y' - \bar{y}}{\sigma}$$

onde y' = Valor do descritor

\bar{y} = Valor médio do descritor em todas as amostras

σ = desvio padrão do descritor em todas as amostras

Elaboraram-se matrizes de correlação (modo Q e modo R), que serviram de base ao estabelecimento de grupos com características mais semelhantes. Como método de classificação recorreu-se a uma análise aglomerativa baseada na distância média ponderada (UPGMA), sendo a análise em componentes principais, o método de ordenação utilizado (LEGENDRE & LEGENDRE, 1979; JOHNSON & WILHERN, 1985).

A semelhança entre matrizes simétricas de correlação de amostras, descritas por diferentes níveis de abordagem, foi avaliada pelo cálculo das respectivas correlações cofenéticas. Posteriormente, elaborou-se uma nova matriz simétrica de correlação, relativa às diferentes abordagens das comunidades, tendo esta servido de base para uma classificação (ANCELA DA FONSECA, 1989).

O tratamento multivariado foi efectuado pelo programa NTSYS-PC, versão 1.60 (ROHLF, 1990).

3.3.2. Análise gráfica

Usaram-se os diagramas triangulares, numa perspectiva diacrónica, para avaliar a estabilização da estrutura trófica ao longo do processo de colonização.

Na **fig.5** apresenta-se um exemplo da aplicação dos diagramas triangulares ao estudo da variação sequencial da estrutura trófica. O polígono que une os pontos respeita a sequência das colheitas efectuadas, permitindo, assim, acompanhar o evoluir da estrutura trófica da comunidade ao longo do processo de colonização.

O somatório das três frequências corresponde a 100%, o que torna possível colocar os pontos no gráfico, conhecendo, apenas, duas delas. Este facto, permite, em termos gráficos, o uso de um sistema de coordenadas ortogonais a duas dimensões. Tal como se pode observar (**fig.6**), as coordenadas das frequências relativas dos dois

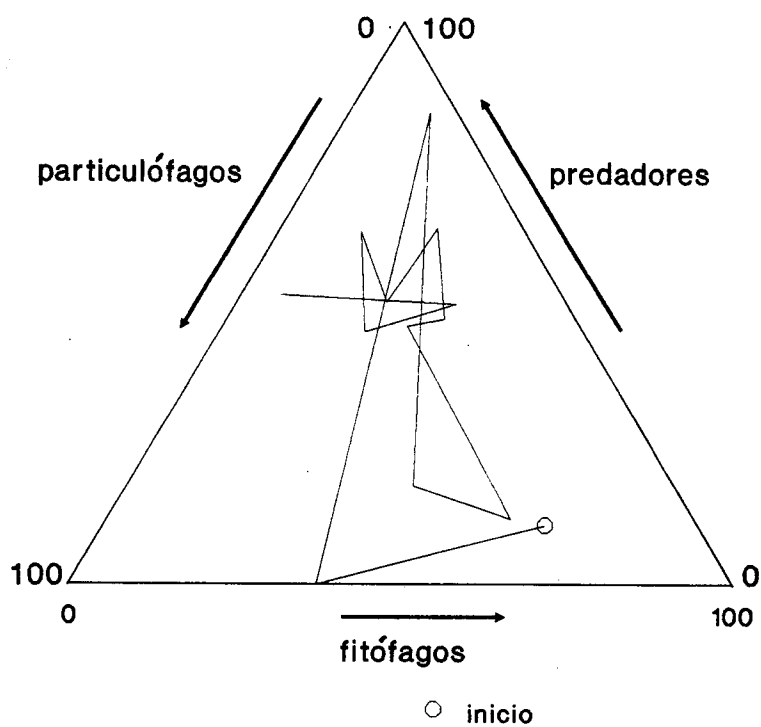


Figura 5. Utilização diacrónica de um diagrama triangular (exemplo).

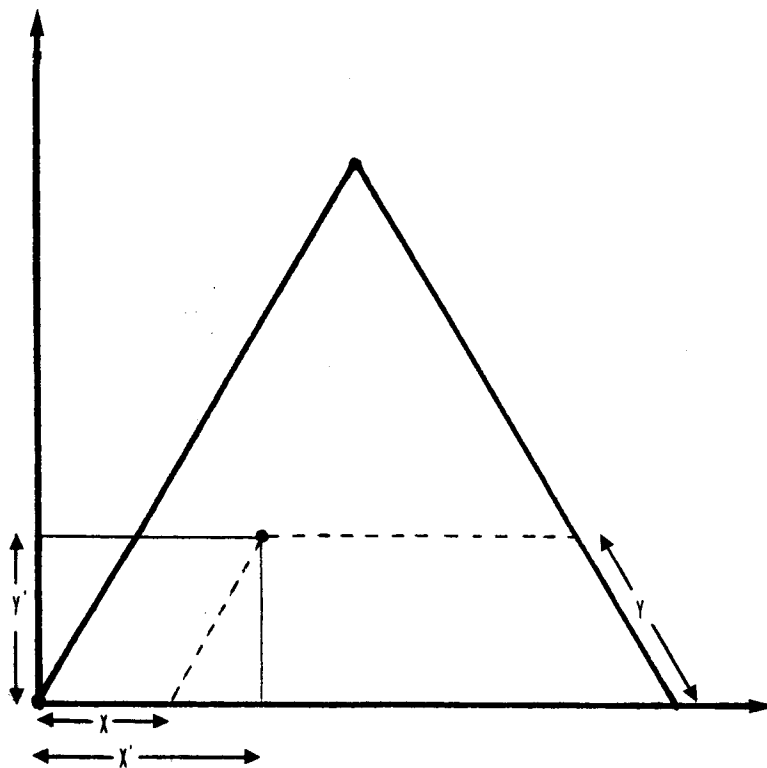


Figura 6. Redução, no plano ortogonal, das coordenadas das frequências relativas dois grupos tróficos (x e y), para a escala dos diagramas triangulares (x' e y').

grupos tróficos seleccionados, reduzem-se à escala dos diagramas triangulares, após sofrerem as seguintes transformações:

$$y' = y \text{ sen } (60^\circ)$$
$$x' = x + y \text{ cos } (60^\circ)$$

onde x, y = Coordenadas originais

x', y' = Coordenadas transformadas à escala dos diagramas triangulares

Na **fig.5** verifica-se que após amplas oscilações o polígono representativo da variação temporal da estrutura trófica começa a flutuar dentro de uma área mais limitada (**área de estabilização**). Reconvertendo a nuvem de pontos da área de estabilização para a escala inicial e normalizando as duas variáveis, por transformação em **arco seno** (SOKAL & ROHLF, 1981), obtém-se uma distribuição próxima de uma normal bivariada. A sua média é **m** e a respectiva distribuição:

$$(x-m) S^{-1} (x-m)$$

correspondendo **S** à matriz de variância-covariância das duas variáveis (JOHNSON & WICHERN, 1985).

A distribuição normal bivariada (**fig.7**) pode ser interceptada por um plano correspondente a um nível de confiança estabelecido. Desta forma, obtém-se, no plano de intercepção, um elipsóide que delimita a área de estabilização referente a esse nível de confiança (**elipsóide de estabilização**).

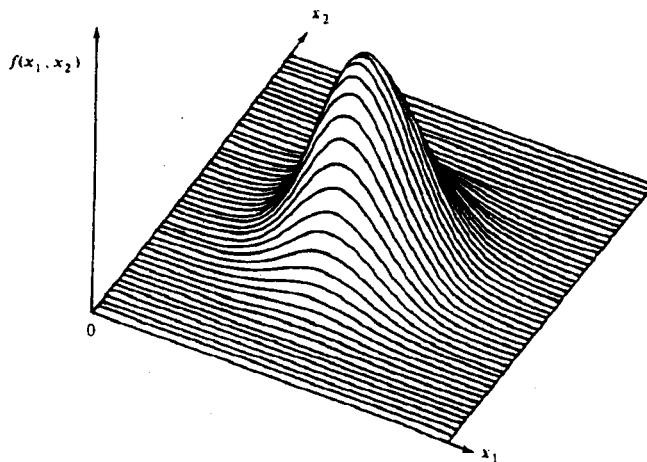


Figura 7. Esquema tridimensional de uma distribuição normal bivariada.

O elipsóide de estabilização tem como expressão analítica

$$(x-\mu) \Sigma^{-1} (x-\mu) < C^2$$

onde C^2 corresponde ao χ^2 transformado para o nível de confiança estabelecido (C^2/n° de graus de liberdade)

O elipsóide de estabilização é, por conseguinte, uma área elíptica centrada em μ e com eixos iguais a:

$$\mu \pm C\sqrt{\lambda_i} e_i \quad i=1,2$$

Sendo λ_i os valores próprios da matriz de variância-covariância e e_i os respectivos vectores próprios associados (JOHNSON & WICHERN, 1985).

A conversão do elipsóide de estabilização na escala dos diagramas triangulares origina um elipsóide deformado pelas novas escalas (área de estabilização) centrado na média da distribuição (média trófica) (Fig.8).

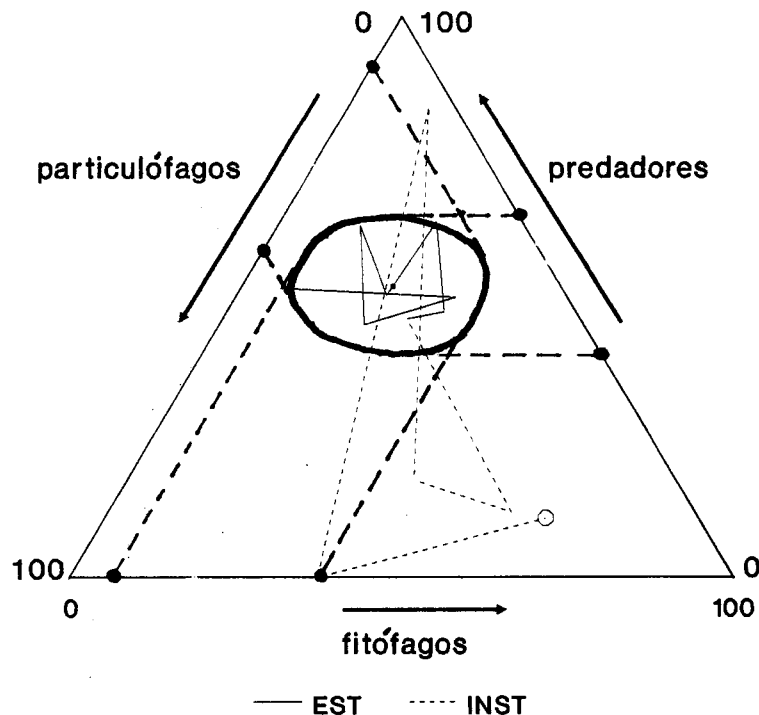


Figura 8. Delimitação da área de estabilização ($p < 0.01$) e determinação para cada grupo trófico da respectiva percentagem de variação (ΔTR), por projecção da área de estabilização no respectivo eixo. EST- fase estável; INST- fase instável.

A projecção da área de estabilização nos três lados do triângulo corresponde, para cada grupo trófico, à sua percentagem de variação (ΔTR). A média destes valores corresponde à variação trófica média ($\overline{\Delta TR}$).

3.3.3. Índices de diversidade.

Para cada colheita, avaliou-se a diversidade da respectiva comunidade, quer a um nível taxonómico quer a um nível trófico.

Ao nível Taxonómico utilizou-se a riqueza **R** (POOLE, 1974), dada pelo número de *taxa* presentes, o índice de diversidade de **Shannon-Wiener** (POOLE, 1974):

$$H' = -\sum N_i \ln(N_i)$$

onde N_i = frequência relativa do *taxa* i

e a equitabilidade (POOLE, 1974):

$$EQ = \frac{H'}{\ln(N)}$$

N - número total de indivíduos

Estes três índices, reflectindo de forma diferente o número de *taxa* presentes e suas correspondentes abundâncias relativas, são, no entanto, complementares entre si. A riqueza dá peso exclusivo ao número da *taxa* presentes, enquanto a equitabilidade só depende da distribuição das frequências relativas dos diferentes *taxa*. O índice de **Shannon-Wiener**, por seu turno, sendo sensível a estas duas componentes, apresenta-se numa situação intermédia.

Ao nível trófico utilizou-se o índice de diversidade trófica desenvolvido por **HILDREW et. al. (1984)**:

$$D = \frac{1}{P_i^2}$$

onde P_i = frequência relativa do grupo trófico i

Este índice encontra-se correlacionado positivamente com a riqueza específica e com a equi-repartição dos indivíduos pelos diferentes grupos tróficos, variando de 1 até

ao número de grupos tróficos estabelecidos (HILDREW *et al.*, 1984). O valor 1 corresponde à existência de um único grupo trófico, e o valor máximo à presença de todos os grupos tróficos com frequências relativas iguais entre si.

3.3.4. Índices de colonização

Devido à sua colocação diferenciada, relativamente ao leito, os substratos de 2500cm³, permitem detectar a forma preferencial da colonização. S_i , S_p , S_t são respectivamente o número de indivíduos, pesos ou número de *taxa* presentes no amostrador suspenso, e F_i , F_p , F_t o equivalente para os substratos de fundo. Ambos são susceptíveis de serem colonizados por organismos provenientes da massa de água, tendo só o substrato de fundo a possibilidade de ser colonizado directamente através do fundo. Desta forma, o contributo relativo de cada um dos tipos de colonização será expresso pelo valor do cociente S/F, o qual quantifica a proporção de deriva envolvida no processo de colonização (TOWNSEND & HILDREW, 1976; BIRD & HYNES, 1980). S/F assume valores entre 0 e 1, indicando valores próximos de 1 uma preponderância quase exclusiva da colonização via massa de água (deriva), passando-se o contrário para valores de S/F mais próximos de 0 (TOWNSEND & HILDREW, 1976; BIRD & HYNES, 1980).

A taxa de chegada absoluta, calculada por S+F, quantifica (em número de indivíduos, peso ou número de *taxa* presentes) a colonização durante o período que medeia duas colheitas sucessivas. A taxa de chegada absoluta pode referir-se a um, dois ou três dias, representando-se respectivamente por: C_1 , C_2 , C_3 , sendo o subscrito numérico precedido por i, p ou t (relativo, respectivamente, a número de indivíduos, peso ou número de *taxa* presentes). A média das taxas absolutas de chegada referentes a dois dias denomina-se por taxa média de chegada e designa-se por C_{i2} , C_{p2} , C_{t2} , consoante o tipo de dados a que se refere.

3.3.5. Índices de estabilização

Procedeu-se, para cada local, à análise sequencial dos valores dos índices de diversidade determinados (H' , EQ , D), tendo-se, para cada amostra, calculado a seguinte média flutuante:

$$M_n = \frac{\sum_{i=n}^t A_i}{t-n}$$

onde M_n = média flutuante correspondente à amostra n

A_i = diversidade da amostra i

t = número total de amostras efectuadas nesse local

n = número da amostra

Para cada média flutuante determinou-se o desvio padrão. Considerou-se que os índices de diversidade atingiam um patamar de estabilização, sempre que o desvio padrão da média flutuante passasse a ter valores inferiores a 10% do majorante do índice.

O índice de **Shannon-Wiener** não tem um majorante fixo, contrariamente ao que sucede com a equitabilidade e o índice trófico (1 e 5, respectivamente). Este facto conduziu ao estabelecimento de um majorante flutuante para cada amostra. Este valor corresponde ao logaritmo neperiano da média flutuante do número de *taxa* presentes.

Com o objectivo de quantificar a cinética da colonização, desenvolveram-se índices baseados em descritores da comunidade dos substratos que fossem simultaneamente reflexo, do tempo necessário para atingir o patamar de estabilização (tempo de estabilização - t_e), e do comportamento do sistema, na situação considerada estável. Estes índices, denominados **índices de estabilização**, variam entre 0 e um dado valor máximo. Corresponde o primeiro à ausência de patamar de estabilização, referindo-se o segundo a situações em que o patamar de estabilização se atinge logo no primeiro dia, sem flutuação do respectivo descritor da comunidade.

Utilizaram-se quatro índices de estabilização:

1 - índice de estabilização do índice de **Shannon-Wiener**

$$F_{H'} = \frac{0.1 \ln(n^\circ taxa) - \sigma}{t_e}$$

onde $n^\circ taxa$ = número médio de *taxa* das amostras do patamar de estabilização

σ = desvio padrão do índice de **Shannon-Wiener** referente às amostras do patamar de estabilização

2 - índice de estabilização de **equitabilidade**

$$F_{EQ} = \left(\frac{0.1 - \sigma}{t_e} \right) 10$$

onde σ = desvio padrão da equitabilidade referente às amostras do patamar de estabilização

3 - índice de estabilização do **índice trófico**

$$F_D = \left(\frac{0.5 - \sigma}{t_e} \right) 2$$

onde σ = desvio padrão do índice trófico referente às amostras do patamar de estabilização

4 - índice de estabilização **trófico**

$$F_{TR} = \frac{100 - \overline{\Delta TR}}{t_e}$$

onde $\overline{\Delta TR}$ = variação trófica média

Estes índices apresentam uma estrutura conceptual semelhante. O numerador do cociente corresponde à diferença entre o majorante da dispersão do descritor e a sua efectiva dispersão no patamar de estabilização. O denominador refere-se ao respectivo tempo de estabilização. F_{EQ} e F_D são multiplicados por 10 e 2, respectivamente, por forma a que os seus valores fiquem compreendidos entre 0 e 1. F_{TR} é o único índice de estabilização cujos limites de variação são 0 e 100.

4. Caracterização dos locais de colheita

Com base em estudos prévios de caracterização global das comunidades de macro-invertebrados bentónicos (PINTO, 1988), seleccionaram-se no, rio Degebe, seis locais sobre os quais incidiram as campanhas de colheita (fig.9). Pretendeu-se que estes locais fossem representativos de seis situações ecológicas diferentes.

Os dados referentes quer aos macrófitos aquáticos quer à vegetação ripícola resultam de estudos no Rio Degebe efectuados 1989 e 1990 (Morais, in prep.).

A fim de tornar mais fácil a leitura do presente estudo, e sempre que se torne conveniente, os locais de amostragem passarão a ser designados por duas letras maiúsculas. Refere-se a primeira ao local, propriamente dito, correspondendo a segunda à época de colheita (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono).

4.1 - Local A (Paço das Vinhas)

Este local situa-se numa zona de planície com uma certa actividade agrícola e pecuária. O coberto arbóreo e arbustivo da margem é praticamente ausente, não existindo desta forma obstáculos à penetração da energia solar. A importação de matéria orgânica aloctone é diminuta, reduzindo-se apenas a dejectos de gado em pequena quantidade.

No que se refere ao substrato do fundo, este é predominantemente arenoso e pouco compactado.

O leito, como consequência da fraca consolidação das margens, apresenta um certo assoreamento que em parte está na base da grande proliferação na Primavera e Verão de *Scirpus lacustris tabernaemontani*, *Typha sp.* e *Paspallum paspalodes*.

4.2. Local B (Fonte Boa)

Uma vegetação arbórea de margem exuberante (*Salix saliform*, *Fraxinus angustifolia* e *Populus nigra*) permite a formação de um túnel denso que reduz de modo

RIO DEGEBE

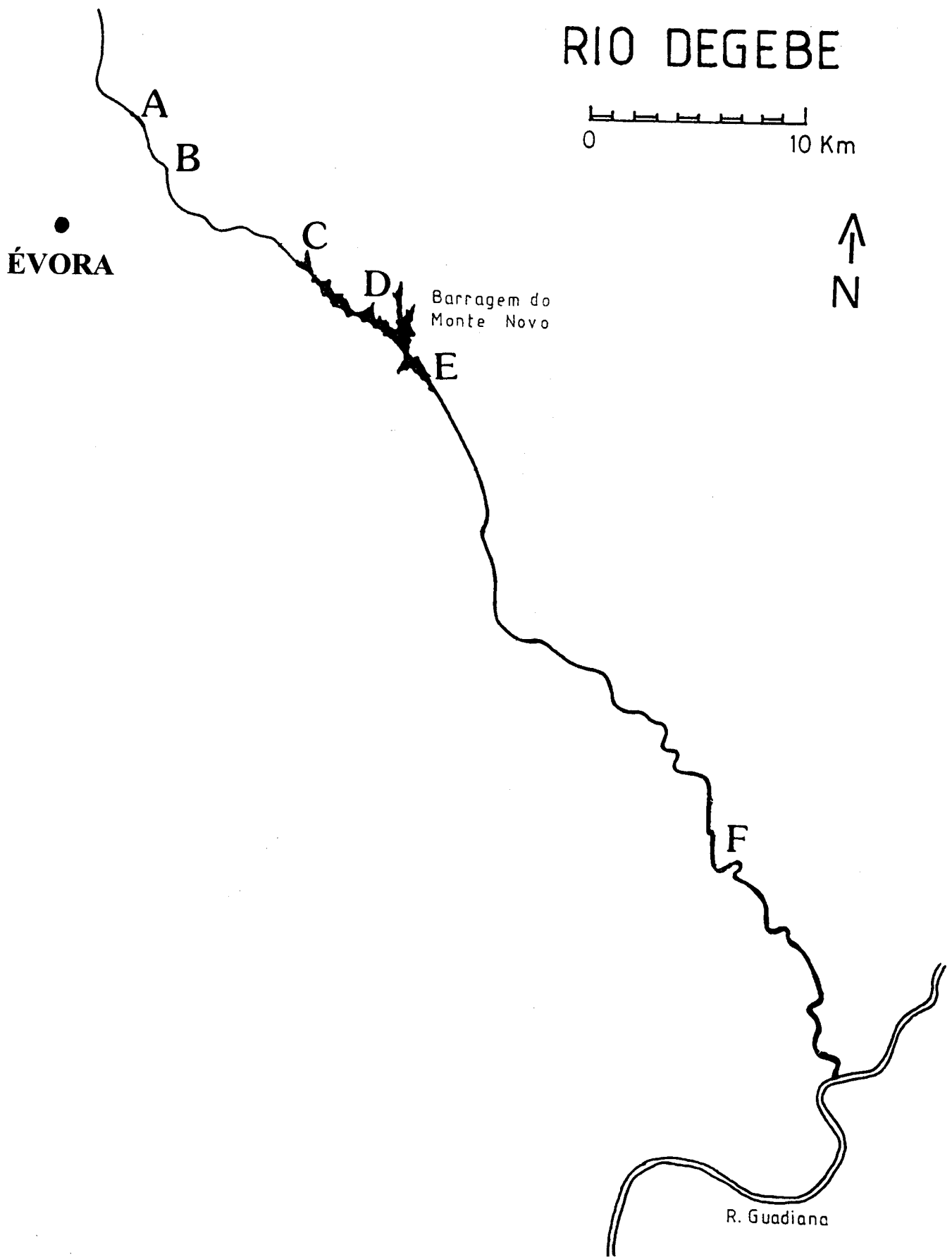


Figura 9. Localização dos locais de amostragem.

acentuado o acesso da energia solar à superfície da água. A importação de material orgânico de origem vegetal é bastante significativa, sendo abundante a presença de folhada e pequenos ramos no leito do rio.

A existência de um pequeno dique destinado a facilitar a travessia do rio, provoca uma certa retenção da água, conferindo a este local características algo lânticas.

O fundo apresenta-se formado por grandes blocos, vasa compactada e areia bastante instável.

4.3. Local C (N^a. Sr.^a de Machede)

Situa-se no limite montante da albufeira de Monte Novo, pelo que se poderá considerar integrada na interface entre o ecossistema lótico e o lântico.

As margens apresentam-se cobertas por *Salix sp.* e *Fraxinus angustifolia*, provocando um ensombramento não muito acentuado.

O fundo, bastante heterogéneo, é composto por blocos, cascalho e areia.

Durante a Primavera e o Verão, o leito nas zonas arenosas é progressivamente invadido por *Scirpus lacustris tabernaemontani* e *Typha sp.*. Desde o fim da Primavera até ao início de Outono, este local é uma das zonas de preferencial ocorrência de *Procambarus clarkii* (lagostim vermelho do Louisiana) na albufeira de Monte Novo.

4.4. Local D (Albufeira do Monte Novo)

Localiza-se a Oeste da Albufeira do Monte Novo, pelo que apresenta características perfeitamente lânticas durante todo o ano.

O fundo é xistoso e encontra-se coberto por sedimento fino bastante compactado.

Os macrófitos são abundantes (*Cyperus longus*, *Cyperus eragrostis*, *Typha angustifolia*, *Carex sp.*, *Scirpus holoschniasnum*, *Scirpus lacustris tabernaemontani*, *Juncus effusus*, *Juncus inflexus*, *Juncus articularis*, *Paspalum paspalodes*, *Ranunculus peltatus* e *Oenanthe crocata*) embora ocupem uma faixa relativamente estreita.

A vegetação ripícola é ausente, encontrando-se a encosta arborizada com *Quercus suber* e *Quercus rotundifolia*.

4.5. Local E (Pontão)

Como consequência da sua localização logo a jusante da Barragem de Monte Novo, este local sofre de forma mais directa o impacto da referida barragem. Assim, a abertura da barragem nos meses mais pluviosos origina uma intensa corrente que está na base, não só do arrastamento de material orgânico, como também da composição do substrato de fundo (fundamentalmente constituído por rocha e blocos).

A vegetação arbórea ripícola é exuberante (*Fraxinus angustifolia*, *Salix sp.* e *Nerium oleander*), sendo uma importante fonte de material alóctone de origem vegetal.

Esta exuberância da vegetação ripícola, associada às próprias características do leito, provoca uma pequena obstrução deste último. Contribui esta barreira para conferir a este local, após o fecho das comportas da barragem, características algo lênticas.

Durante a Primavera, após o fecho da barragem, *Scirpus lacustris tabernaemontani*, *Cyperus longus*, *Typha sp.* e *Paspalum paspalodes* apresentam um desenvolvimento apreciável.

Quercus suber e *Quercus rotundifolia* constituem o principal revestimento arbóreo das encostas limitrofes.

4.6. Local F (Amieira)

Situada no troço inferior do Rio Degebe, apresenta macrófitos pouco abundantes (*Cyperus longus* e *Scirpus lacustris tabernaemontani*) e vegetação ripícola escassa (*Nerium oleander* e *Scurinega trinctora*).

As encostas limitrofes são alcantiladas e ocupadas por *Quercus rotundifolia* e matos de *Cystus ladanifer*.

5. Parâmetros ambientais

5.1. Parâmetros climatéricos

As temperaturas registadas durante as quatro campanhas de colheita (fig.10)

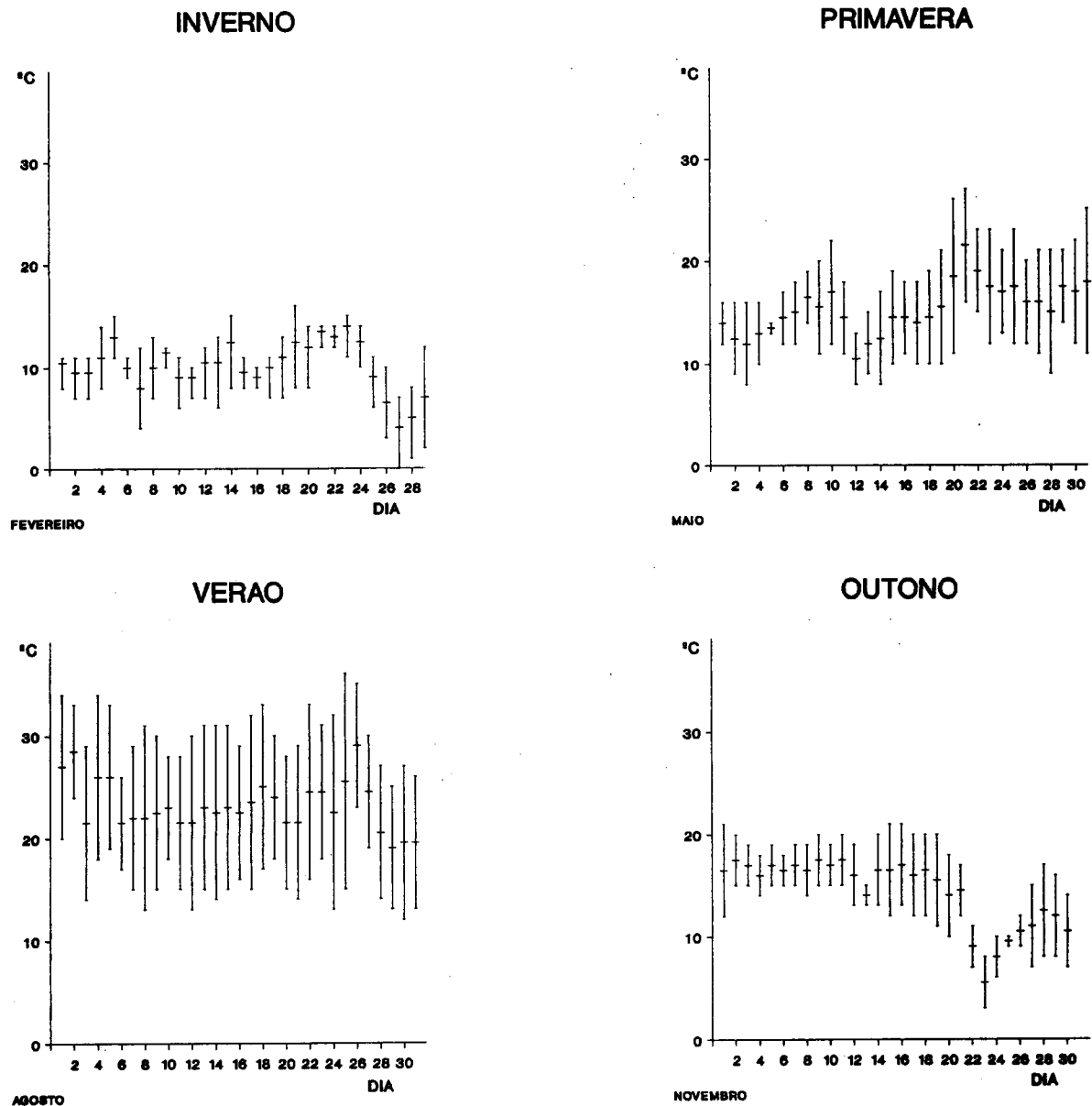


Figura 10. Temperaturas diárias ocorridas durante os períodos de colheita (máximas, mínimas e médias).

encontram-se de acordo como padrão normal de variação anual para esta região: Inverno frio, Verão quente, sendo as temperaturas da Primavera e Outono intermédias.

No que se refere à pluviosidade (fig.11), salientam-se as chuvas intensas

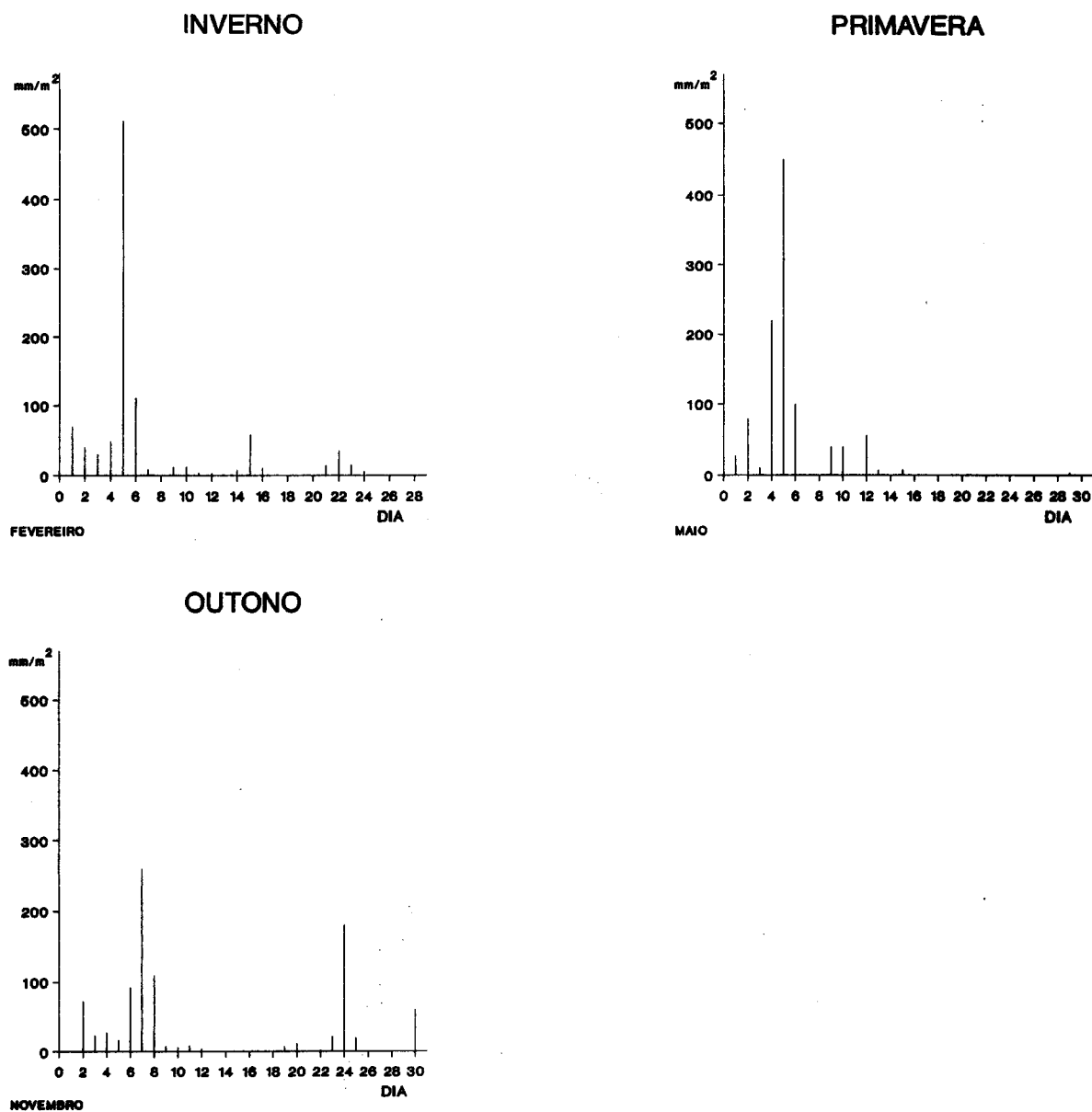


Figura 11. Pluviosidade diária ocorrida durante os períodos de colheita. Durante a campanha de Verão não se registou pluviosidade.

ocorridas no princípio de Maio, o que confere a esta situação de Primavera características atípicas.

Os valores pluviométricos registados no Inverno não são muito elevados. Este facto, não indica qualquer situação pluviométrica anómala, resulta apenas de estes valores corresponderem ao período final do Inverno (Fevereiro).

5.1. Parâmetros físico-químico da água

No **anexo 1** apresentam-se, para cada local, os valores dos parâmetros físico-químico da água, avaliados durante as campanhas de amostragem.

5.2.1. Temperatura

Para cada época do ano, os valores médios das temperaturas observados são bastante semelhantes nos diferentes locais amostrados (**fig.12**).

As temperaturas médias mais baixas situam-se no Inverno (10,4°C a 11,9°C.), registando-se, no Verão, os valores mais elevados (21,1°C a 25,4°C.). As temperaturas de Primavera e Outono (intermédias entre as primeiras - 13,9°C a 20,2°C) apresentam-se bastante semelhantes entre si, sendo, contudo, as de Outono ligeiramente inferiores.

O local A, ao apresentar valores de Primavera e Verão bastante próximos, e não significativamente diferentes ($p < 0,05$), tem um padrão de variação sazonal discordante das restantes situações (**fig.12**). De facto, o valor de Primavera é ligeiramente superior devido, simultaneamente à pouca profundidade, ao baixo hidrodinamismo e à ausência de obstáculos à penetração da energia solar. No que se refere ao Verão, o valor relativamente baixo observado neste local, poderá resultar do abundante desenvolvimento de macrófitos, passando estes a constituir uma barreira à penetração da energia solar.

5.2.2. Oxigénio dissolvido (O.D.)

A análise de evolução sazonal dos valores médios de O.D. (**fig.13**) faz ressaltar vários aspectos.

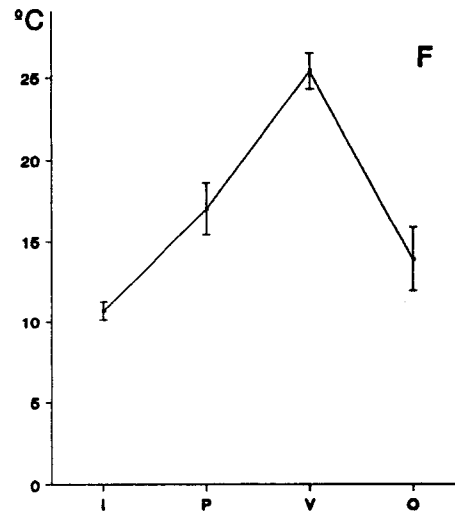
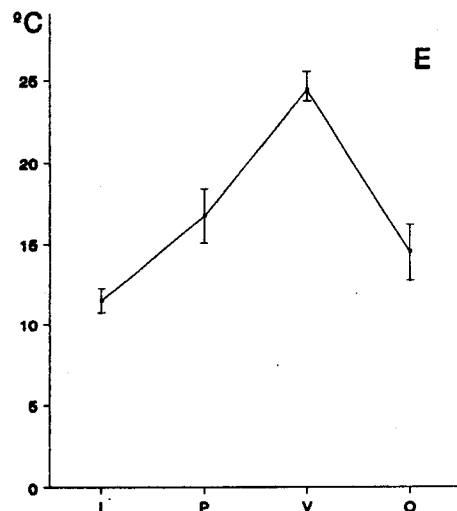
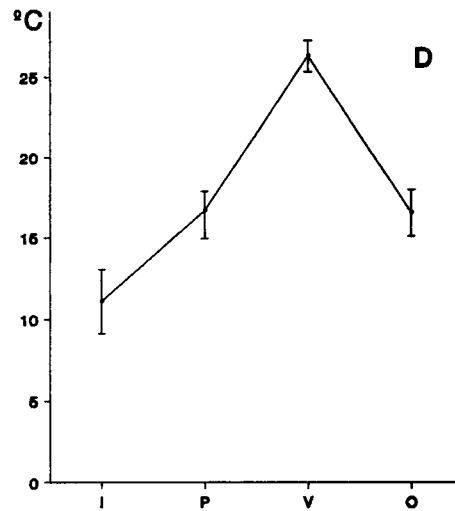
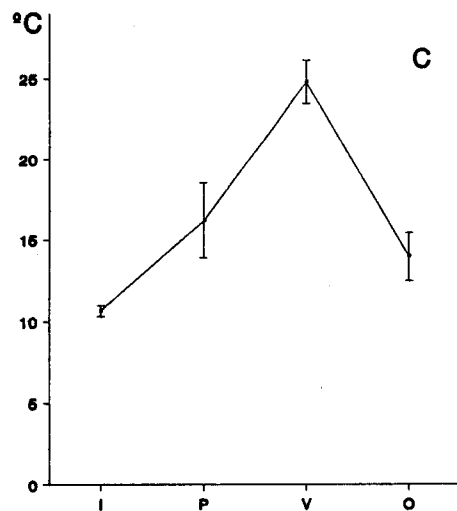
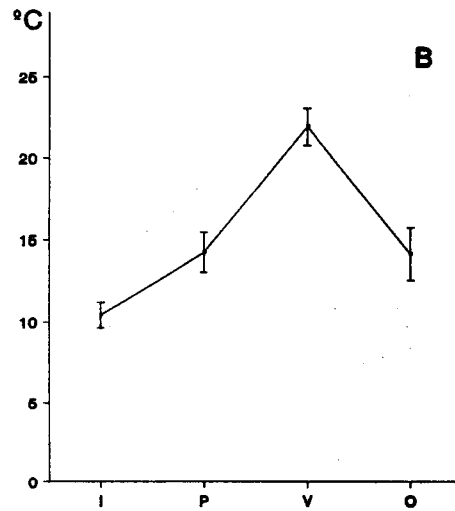
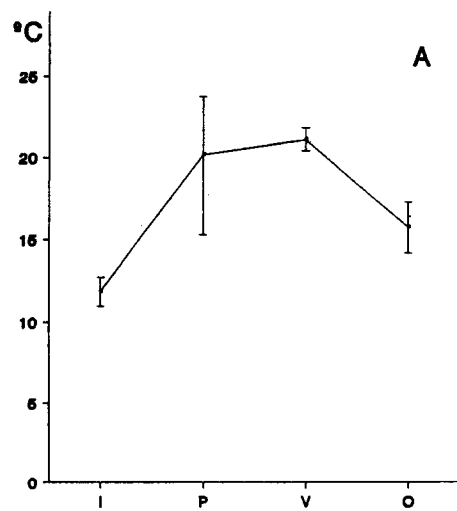


Figura 12. Variação sazonal da temperatura média (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono).

Nos locais com características mais lânticas (**C, D e E**) assiste-se, do Verão para o Outono, a um ligeiro decréscimo dos valores de O.D.. Este decréscimo poderá evidenciar, de certa forma, um declínio dos níveis de fotossíntese associado a uma menor produção primária. Em oposição, nos locais com características mais lóxicas (**A, B e C**) e para o mesmo período, observa-se uma tendência crescente. Nestes casos, o aumento de hidrodinamismo poderá ser responsável por taxas de oxigenação mais elevadas da massa de água.

No local **B**, o denso túnel de vegetação ripícola, ao impedir a penetração da energia solar, deverá, claramente, estar na base dos valores mais baixos de **O.D.** observados no Verão e Outono.

5.2.3. pH

A generalidade dos locais apresenta valores de **pH** compreendidos entre 8 e 9,1 (**fig.14**). Exceptua-se, contudo, o local **B**, onde o túnel ripícola, ao inibir a fotossíntese, contribuirá para um aumento das concentrações de CO_2 , com conseqüente diminuição do **pH** (

5.2.4. Velocidade da corrente

A intensidade da corrente (**fig.15**), apresenta valores mais elevados no Inverno, assistindo-se à sua anulação no Verão. As maiores amplitudes de variação surgem na campanha de Inverno, registando-se as menores na Primavera e Outono (**fig.15**).

O local **A**, dada a curta extensão da bacia de drenagem a montante, só apresenta corrente no Inverno, verificando-se um menor nível de oscilação deste parâmetro relativamente às outras situações (**fig.15**).

Devido à sua própria localização, logo a jusante da Barragem de Monte Novo, o local **E** só apresenta corrente nos períodos de abertura da barragem (Inverno e Primavera).

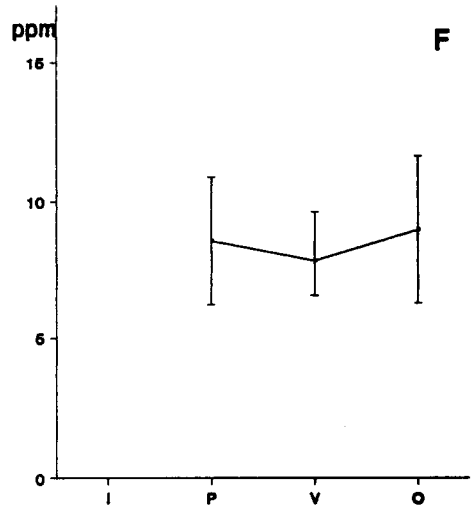
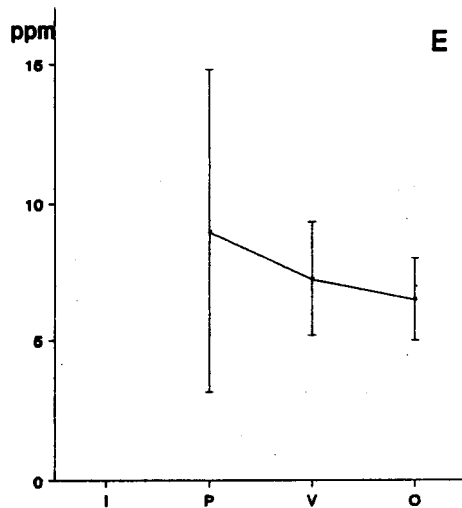
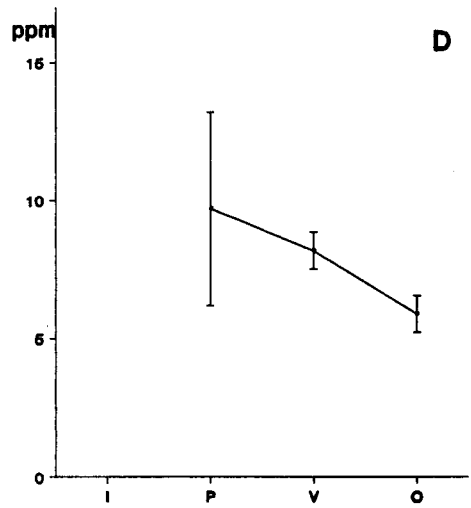
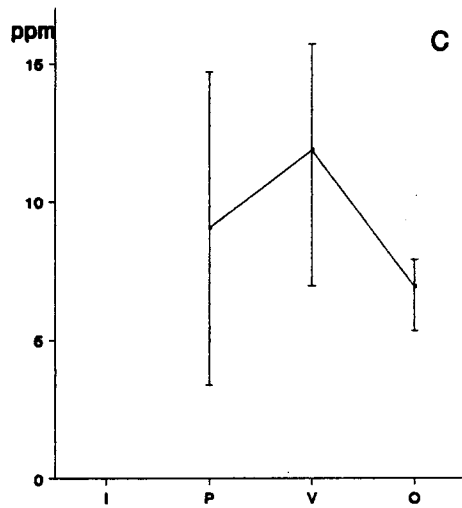
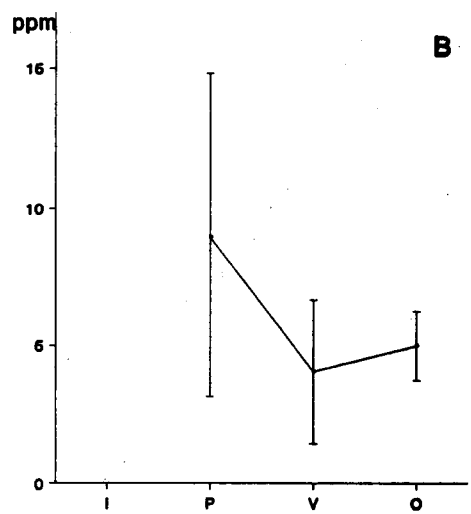
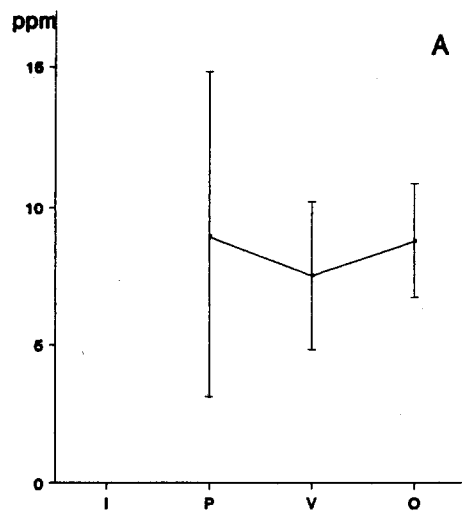


Figura 13. Variação sazonal dos valores médios de oxigénio dissolvido (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono). A acentuada dispersão dos valores de Primavera resulta do pequeno número de determinações efectuadas.

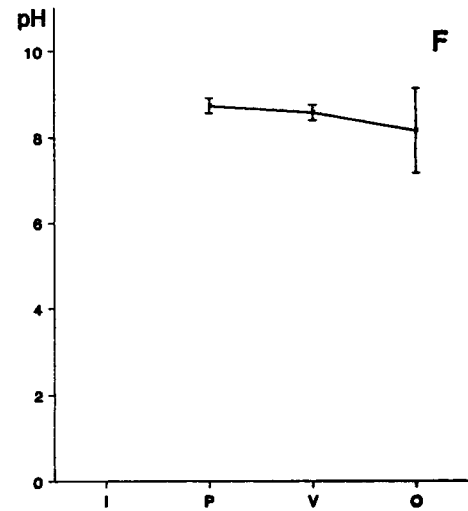
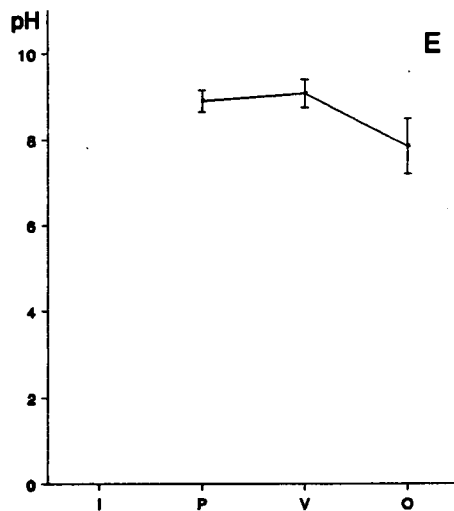
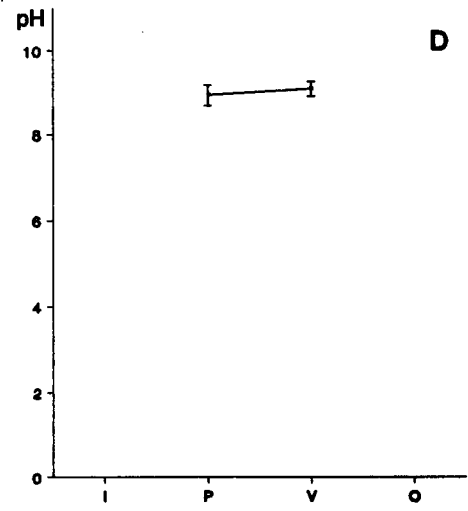
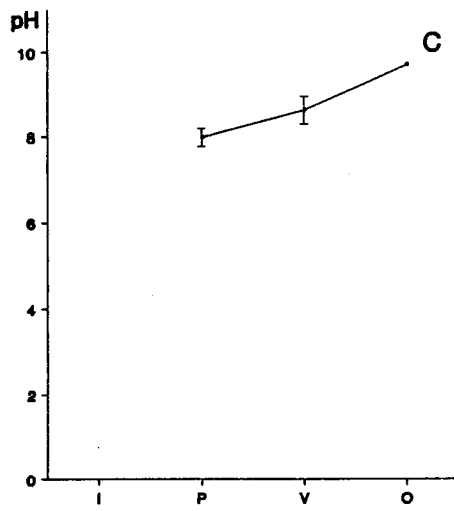
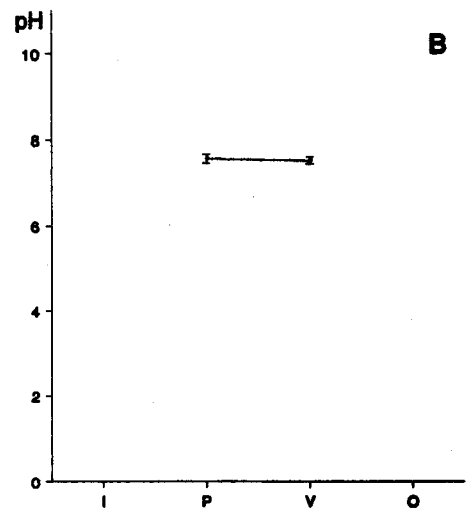
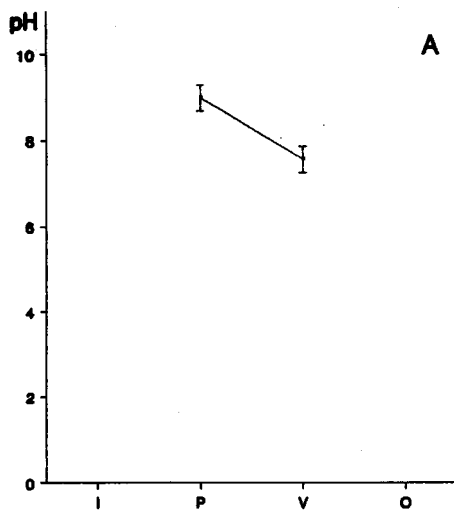
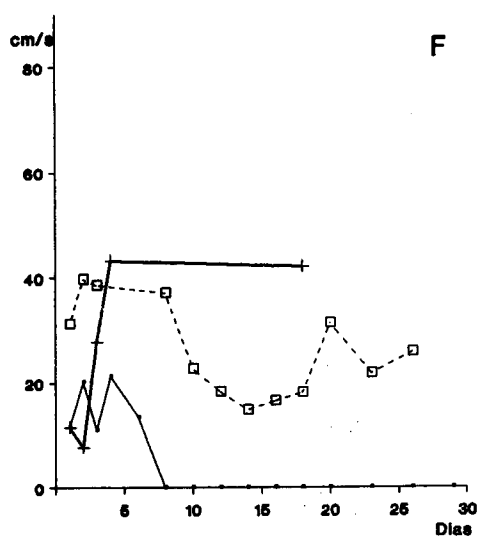
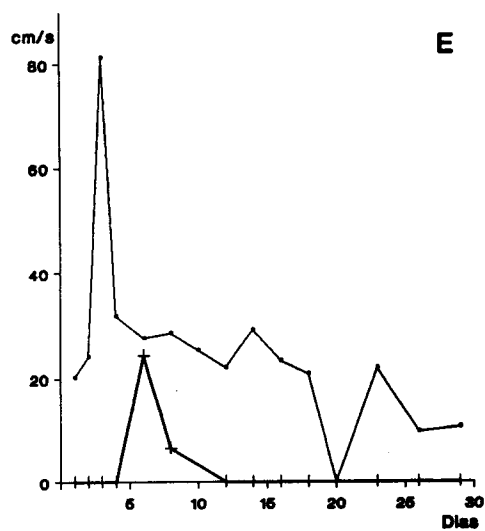
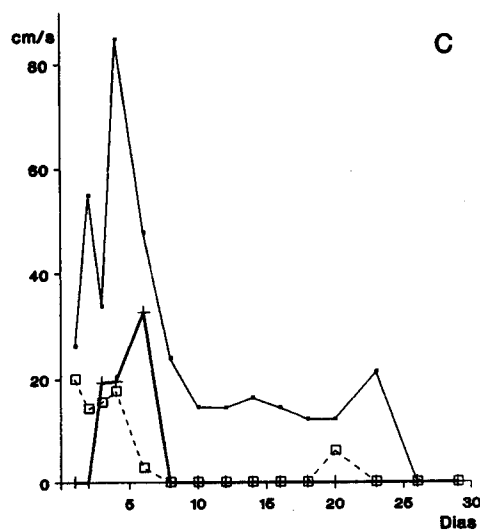
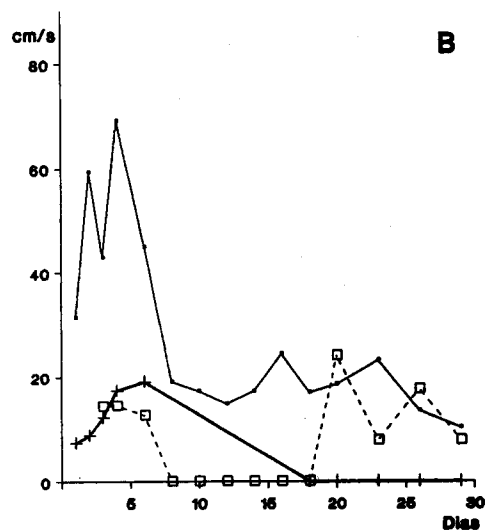
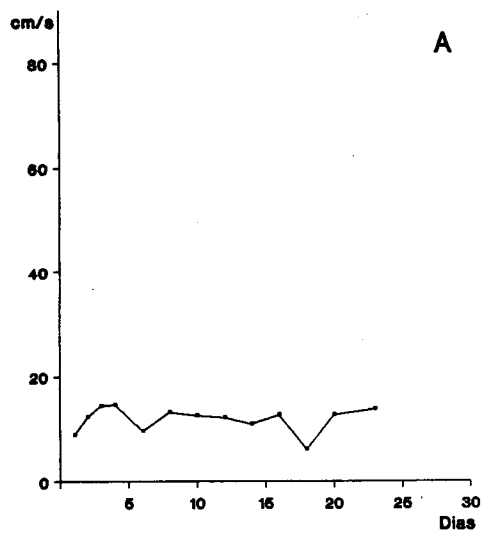


Figura 14. Variação sazonal dos valores médios de pH (e respectivo nível de confiança de 95%) para os diferentes locais (I - Inverno; P - Primavera; V - Verão; O - Outono).

No local F, a grande extensão do leito de cheia no Inverno, obrigou à efectivação de colheitas numa zona mais marginal. Por este motivo, os valores da velocidade da corrente observados no Inverno são inferiores aos observados na Primavera e no Outono, medidos mais no meio do leito.

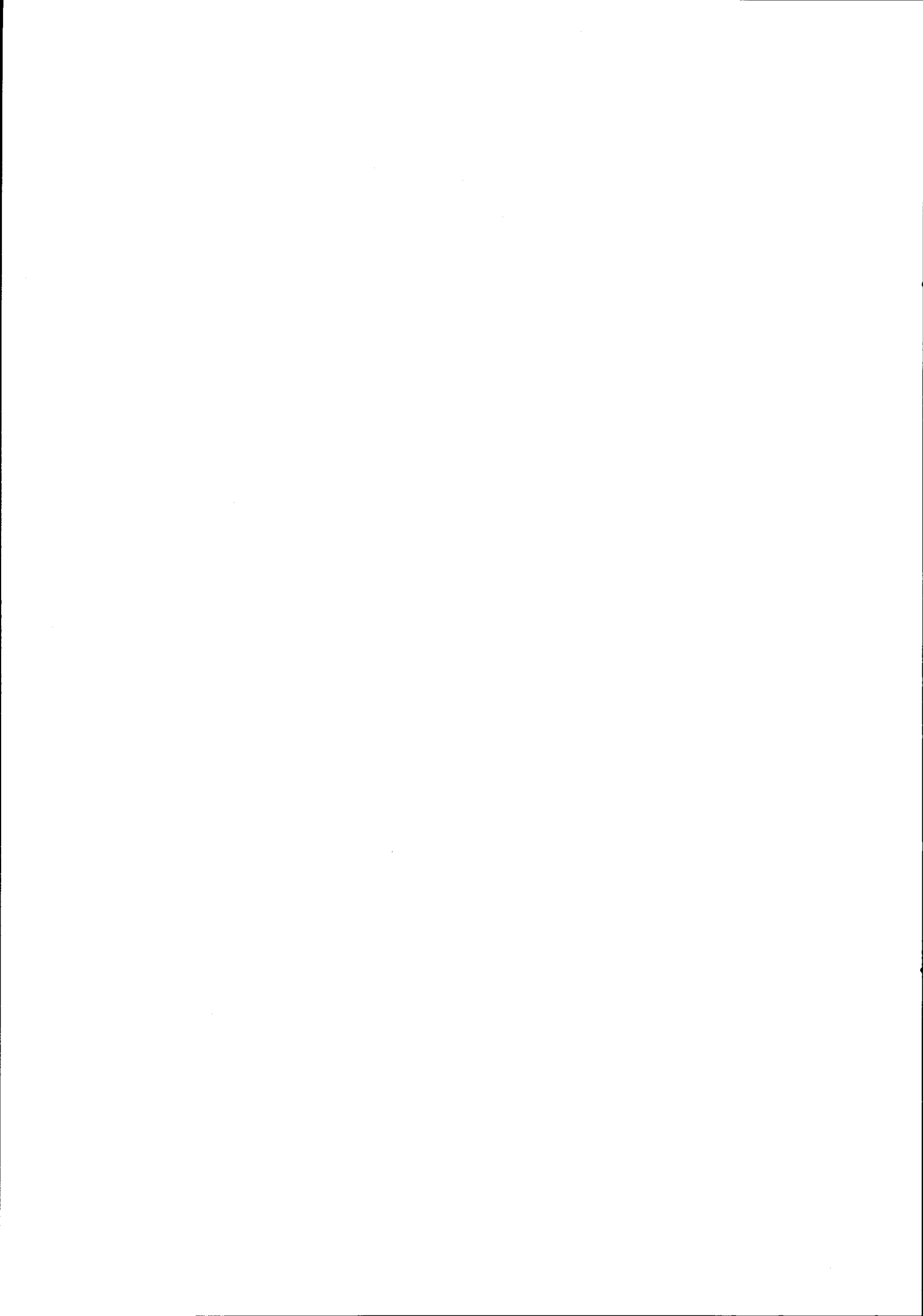
5. 2.5. Sólidos em suspensão

Os valores dos sólidos em suspensão referem-se apenas ao último dia de colheitas, não sendo, desta forma, representativos de toda a campanha a que se referem. O seu carácter pontual só permite assinalar os valores tendencialmente inferiores dos locais **D** e **E**.



— INVERNO
 — PRIMAVERA
 - - - OUTONO

Figura 15. Variação da velocidade de corrente em cada local para as diferentes campanhas.



6. Resultados e Discussão

6.1. Caracterização das comunidades estudadas

Neste capítulo, descrevem-se, ao nível taxonómico e ao nível trófico, as principais semelhanças e diferenças entre as comunidades que colonizam os substratos artificiais (ver anexo 2).

Ao nível taxonómico considerou-se ser a média das diferentes colheitas de cada situação, o descritor mais adequado da comunidade colonizante. Esta opção, apesar de fazer depender a caracterização das comunidades de amostras com diferentes escalas temporais, atenua os efeitos decorrentes, do padrão agregativo dos povoamentos, e da falta de amostras provocadas por acções de vandalismo. Consideraram-se raros os *taxa* que, na totalidade das unidades de amostra, são representadas por apenas um indivíduo.

Na figura 16 apresentam-se as ordenações das situações estudadas e dos *taxa* resultantes de uma análise em componentes principais, elaborada com base nas características taxonómicas. Esta ordenação permite estabelecer 5 grupos distintos (entre parêntesis rectos assinalam-se os códigos utilizados na ordenação para designar os *taxa*):

grupo 1 - caracterizado pela presença quase exclusiva, relativamente às outras situações, de Plecoptera (*Nemoura* sp.[NERR, NFUL] *Isoperla* sp.[ISPR], e *Isogemus* sp.[ISOG]); dentro deste grupo BI afasta-se das outras situações devido aos elevados efectivos de *Nais elinguis*[NELI];

grupo 2 - de um modo geral engloba situações com comunidades claramente dominadas por Oligochaeta[LIMN, NELI, DERO, STYL,] e Chironomidae[CHIR, CHPL, CORI, TANY].

grupo 3 - associado aos elevados efectivos de *Duguesia tigrina*[DUGU], subdivide-se em dois subgrupos; caracteriza-se um pela abundância de *Physa acuta*[PHYS] e Hirudinea[ERPO, GLCO, HELO] (3.A) e o outro (3.B) pelas maiores densidades de *Dero obtusa*[DERO] e *Caenis luctuosa*[CAEN].

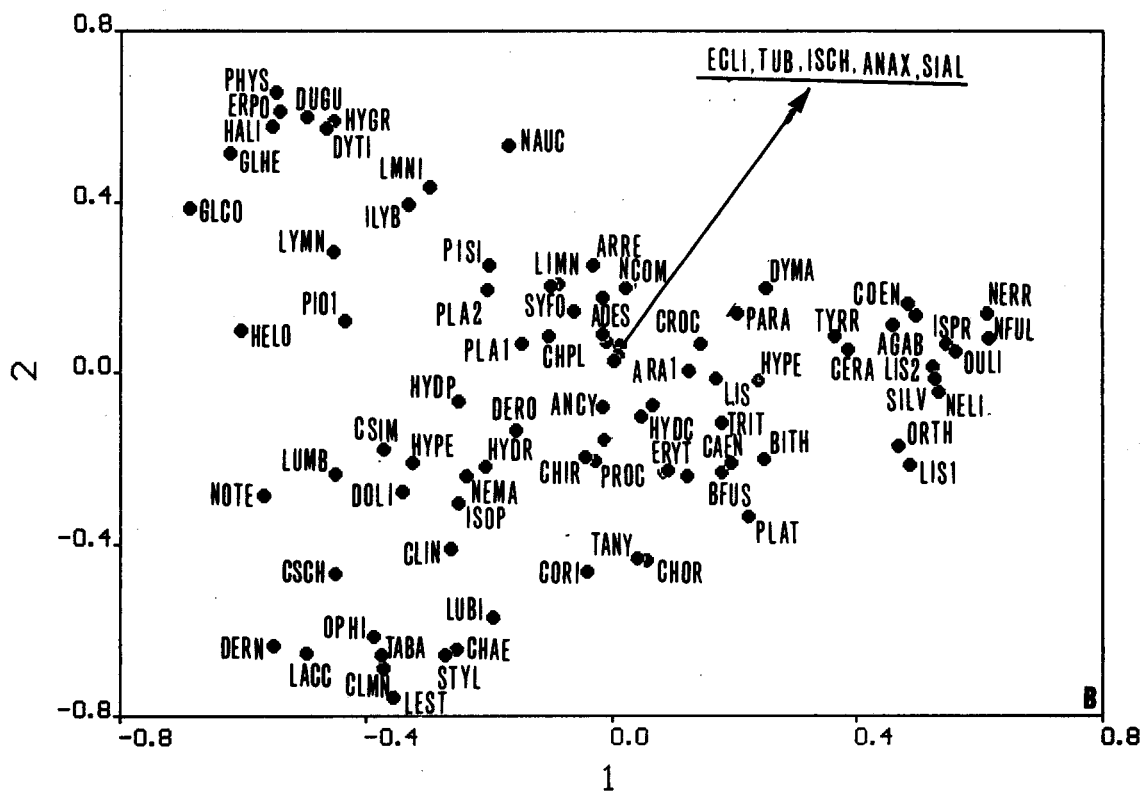
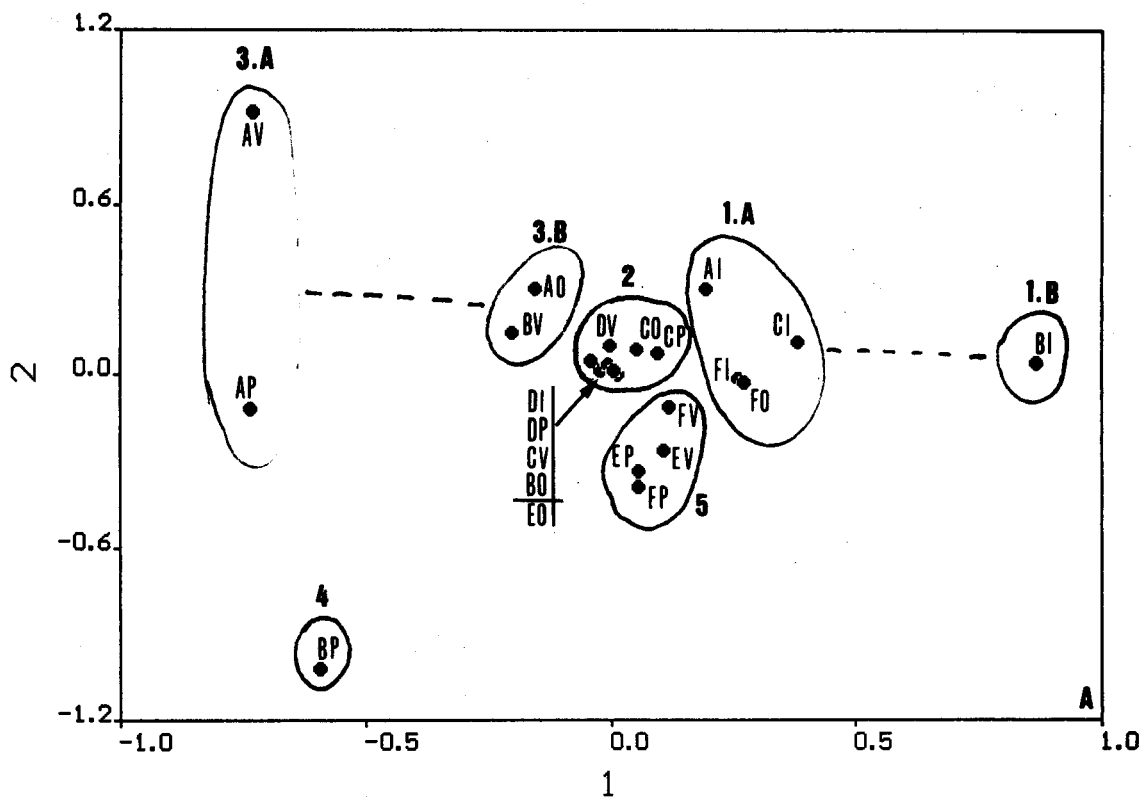


Figura 16. Análise em componentes principais das situações amostradas, quando descritas pelas suas características taxonômicas. Projecção do espaço das situações amostradas (A) e dos descritores utilizados (B) sobre o primeiro plano da ordenação. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos é, respectivamente 11,9, 11,4 e 10,4. Correlação cofenética = 0,86. Ver código dos taxa em anexo 3.

grupo 4 - formada apenas por **BP**, caracteriza-se pelos efectivos acentuados de *Ophiodonais serpentina*[OPHI] e *Stylaria lacustris*[STYL].

grupo 5 - engloba comunidades com maior abundância simultânea de *Caenis luctuosa*[CAEN], *Choroterpes pictetii*[CHOR] e *Ecnomus* sp.[ECNO]; optou-se pela exclusão de **EO** do grupo 5, devido aos efectivos reduzidos de Chironomidae.

O descritor da estrutura trófica das comunidades dos substratos, consistiu, para cada situação estudada, na distribuição das frequências relativas dos grupos tróficos referentes ao somatório das respectivas amostras efectuadas. Apresenta as vantagens e desvantagens já mencionadas para o descritor utilizado na análise taxonómica, possibilitando, para cada situação, a obtenção de frequências relativas com somatório igual a 100%.

A ordenação em componentes principais dos locais descritos pelas suas estruturas tróficas (fig.17) permite estabelecer 5 grupos distintos:

grupo 1 - situa-se claramente em oposição aos outros por englobar comunidades com maior abundância de **detritívoros** e **colectores filtradores**.

grupo 2 - refere-se a comunidades com preponderância de **predadores**.

grupo 3 - engloba comunidades claramente dominadas pelos **colectores escavadores** (constituem mais de 70% da comunidade); os outros grupos tróficos mais abundantes podem ser os **detritívoros** e os **colectores filtradores** (subgrupo 3.A), os **predadores** (subgrupo 3.B), ou os **fitófagos** (subgrupo 3.C).

grupo 4 - associado às comunidades maioritariamente constituídas por **fitófagos** e **colectores escavadores** (presença superior a 70%), neste grupo, as frequências relativas dos **colectores escavadores**, apesar de mais elevadas, não são muito diferentes das dos **fitófagos**;

grupo 5 - formada apenas por **AI** que se caracteriza pela presença de **fitófagos**, **detritívoros** e **colectores escavadores** (cerca de 82% da comunidade), com frequências relativas de idêntica ordem de grandeza.

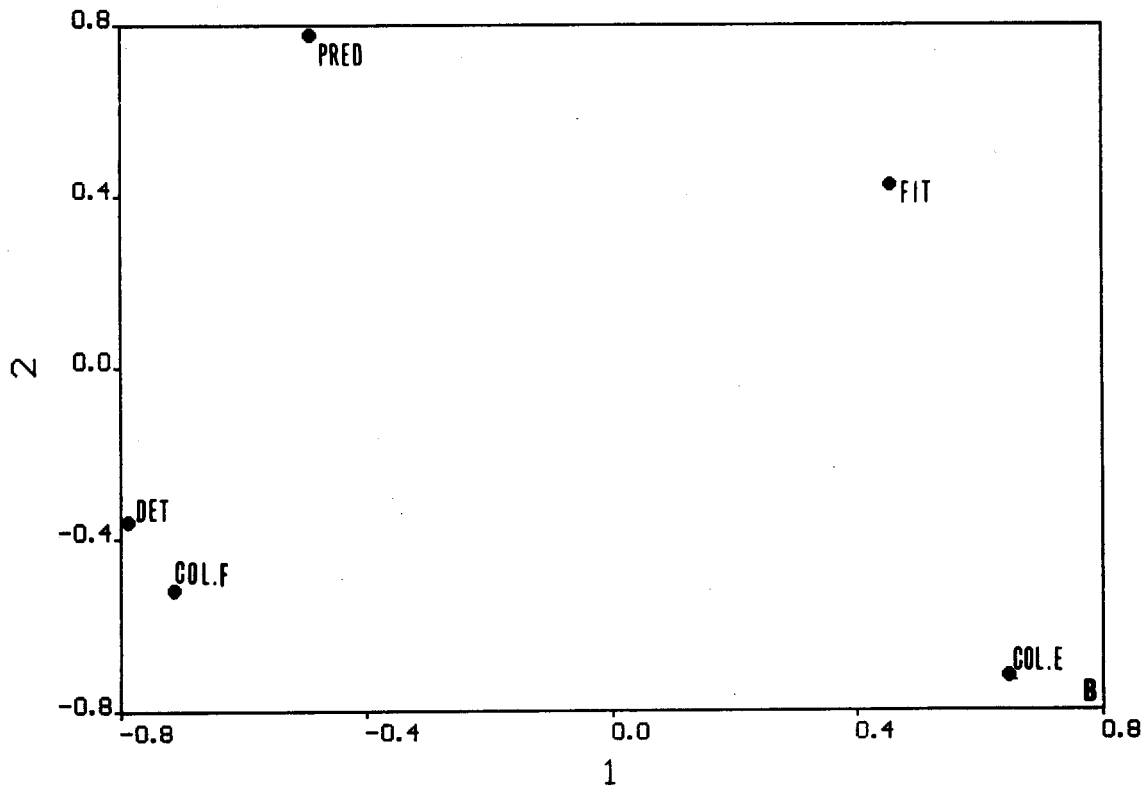
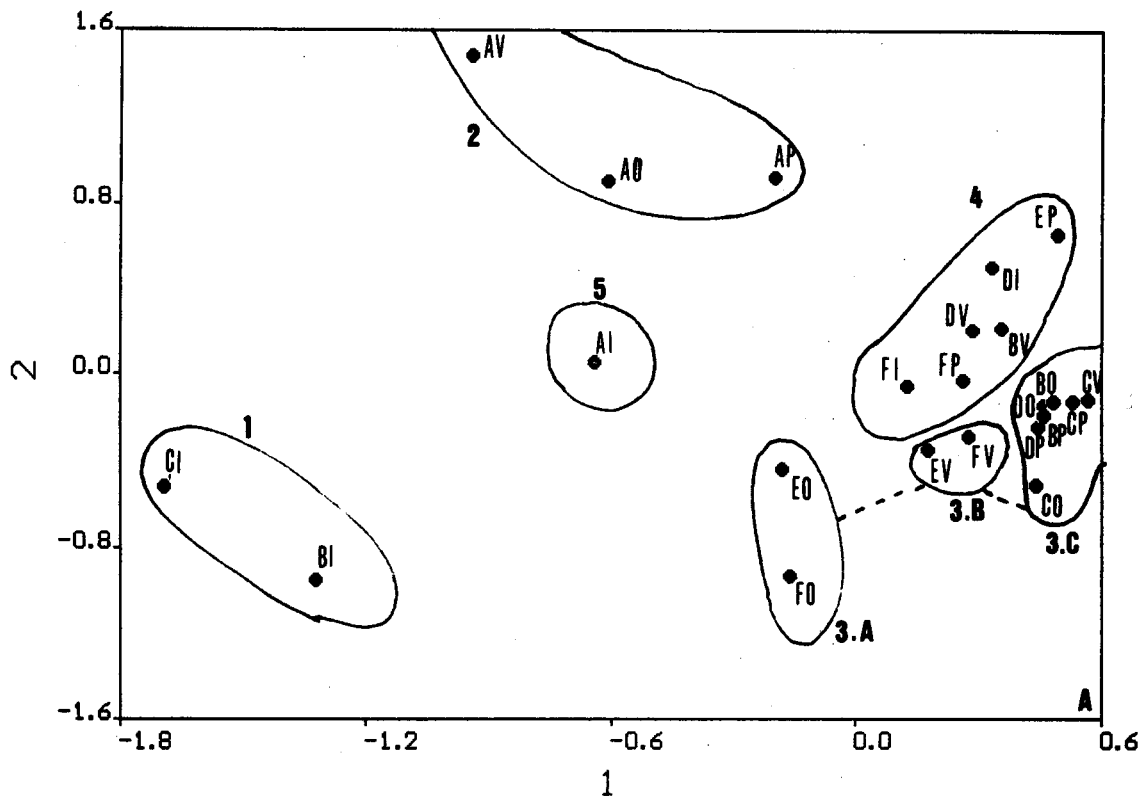


Figura 17. Análise em componentes principais das situações amostradas, quando descritas pela estrutura trófica. Projecção do espaço das situações amostradas (A) e dos descritores utilizados (B) sobre o primeiro plano da ordenação. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos é, respectivamente 40,1, 34,4 e 18,7. Correlação cofenética= 0,99.

6.2 .Fase inicial do processo de colonização

6.2.1 .Tipo de colonização

A fase inicial do processo de colonização resulta da chegada mais ou menos aleatória ao substrato virgem, dos organismos disponíveis no local (MINSHALL & PETERSEN, 1985). Essa chegada pode processar-se quer pela massa de água (deriva passiva ou movimentos natatórios activos) quer pelo fundo, por intermédio de movimentos ambulatórios activos (BISHOP & HYNES, 1969; ELLIOT, 1971; TOWNSEND & HILDREW, 1976; WILLIAMS, 1977; BIRD & HYNES, 1980; BENZIE, 1984).

Nas figuras 18, 19 e 20, apresentam-se, sob forma gráfica, os valores médios

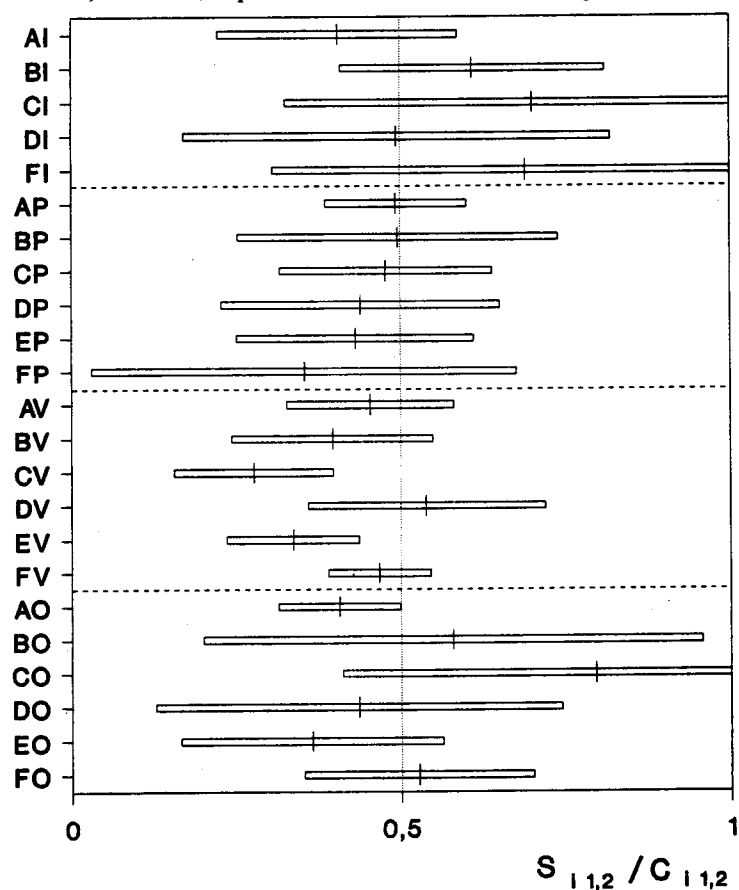


Figura 18. Valores médios e respectivos intervalos confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (número de indivíduos) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{1,2}$).

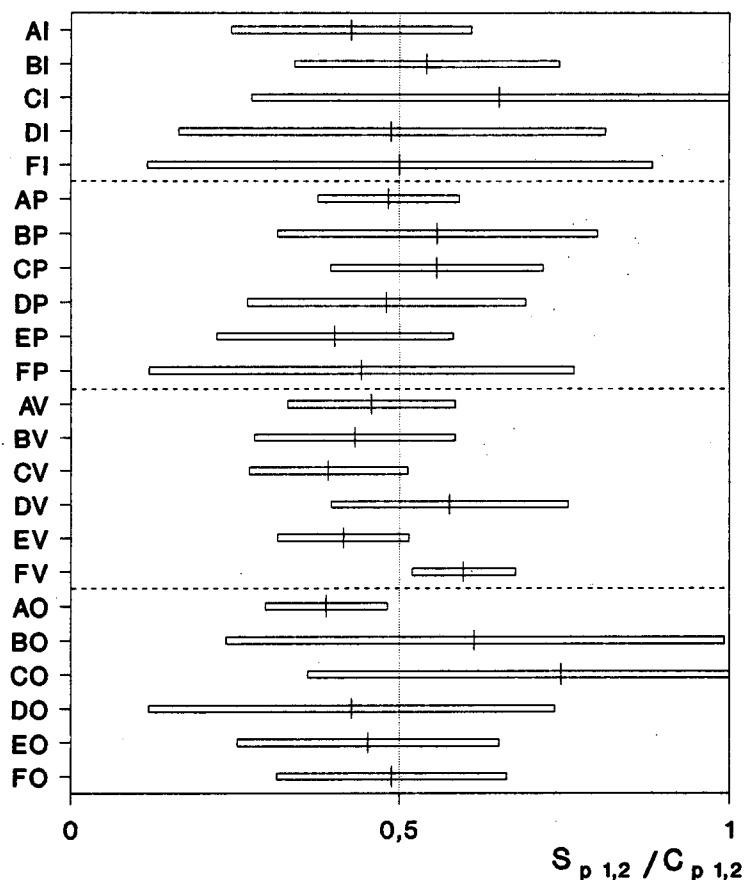


Figura 19. Valores médios e respectivos intervalos de confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (pesos) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{p1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{p1,2}$).

(referentes a número de indivíduos, pesos e número de *taxa* presentes) dos contributos relativos da colonização absoluta do substrato suspenso (S) para a taxa absoluta de chegada (C). Estes valores - a fim de reflectirem com mais exactidão a fase inicial do processo de colonização - só se referem aos dois primeiros dias de colonização. Foram excluídos os casos em que não se colheu um dos substratos, assim como, as situações com ausência simultânea de organismos nos dois substratos.

Verifica-se, para a generalidade dos casos, que o valor de 0.5 é englobado no intervalo de confiança ao nível de 95%, indicando, deste modo, colonizações semelhantes dos dois substratos de 2500 cm³ (suspenso e de fundo). Os resultados sugerem, assim, um contributo diminuto dos movimentos ambulatórios através do fundo para o processo de colonização. Nas situações em que tal não sucede, os valores médios de S/F (fig.21) apontam também para uma maior preponderância da colonização via massa de água. Exceptua-se, porém, *CV*, cujo valor médio de 0,43

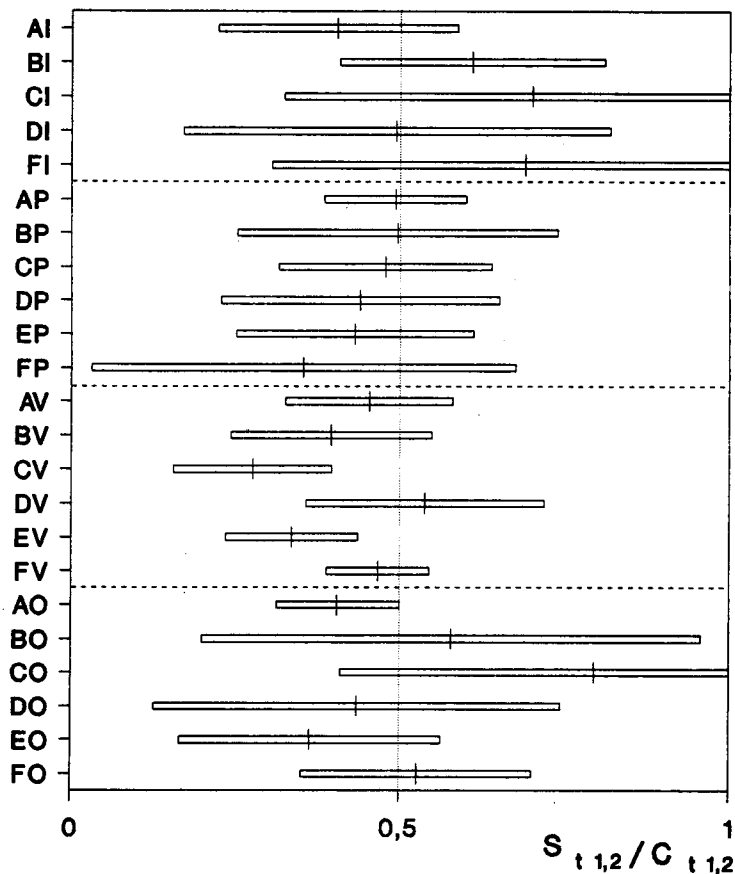


Figura 20. Valores médios e respectivos intervalos de confiança ao nível de 95% referentes aos contributos (número de taxa) da colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{t1,2}$) para as respectivas taxas absolutas de chegada ($C_{t1,2}$).

indica uma maior importância da colonização resultante de movimentos ambulatórios activos através do fundo. Contudo, o limite superior do intervalo de confiança ao nível de 95% ultrapassa largamente 0.5, não sendo possível qualquer conclusão estatisticamente fundamentada.

Estes resultados, ao conferirem uma maior importância à colonização via massa de água, estão de acordo com a generalidade dos trabalhos referentes a rios de climas temperados (BISHOP & HYNES, 1969; ELLIOT, 1971; TOWNSEND & HILDREW, 1976; WILLIAMS, 1977; BIRD & HYNES, 1980). Outros autores (DOEG *et al.*, 1989) referem, no entanto, uma menor contribuição da colonização via massa de água, nomeadamente em substratos de maior granulometria (apenas 25% da colonização é resultante da deriva através da massa de água). Este estudo, tem, no entanto, um delineamento experimental diferente. O substrato de colheita é enterrado no leito do rio, de forma a que parte superior fique ao nível da superfície do fundo. Com

este dispositivo, a chegada de organismos ao substrato por deriva encontra-se mais dificultada.

Em oposição, num estudo efectuado num rio tropical do Sri Lanka, verificou-se uma não preponderância das formas de chegada dos organismos aos substratos a colonizar (BENZIE, 1984). Segundo o este autor, o fenómeno

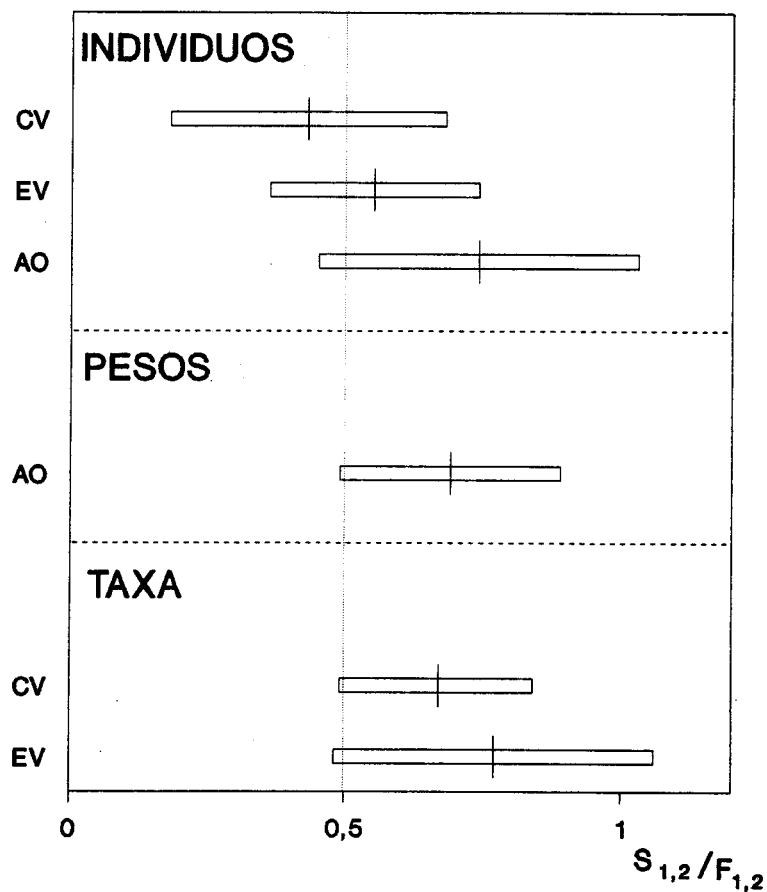


Figura 21. Cociente entre a colonização absoluta do substrato suspenso ($S_{1,2}$) e a do substrato de fundo ($F_{1,2}$), por um e dois dias de colonização. As barras assinalam os intervalos de confiança ao nível de 95%.

teria carácter aleatório, nuns casos imperando a colonização via massa de água, e noutros o contrário. Salienta-se, contudo, que este estudo, para além de se referir a períodos semanais de colonização, foi efectuado num ecossistema tropical, onde o carácter mais sedentário das comunidades (FOX, 1977), incrementa a interacção biológica (TOWNSEND, 1989). Esta, resultante de vários mecanismos de estruturação da comunidade (NILSON & OTTO, 1977; PECKARSKY & DODSON, 1980_a),

1980_b); PECKARSKY, 1981; HART, 1983; MINSHALL & PETERSEN, 1985), pode assim, dificultar uma clara percepção da fase inicial do processo de colonização.

6.2.2. Taxas de chegada

Poucos autores se têm dedicado ao estudo directo da influência dos parâmetros físico-químicos da água no processo de colonização (FONTOURA, 1989), sendo numerosos os trabalhos que se referem à sua influência na deriva dos organismos (WATERS, 1972). Este facto, dado o acentuado paralelismo existente entre deriva e recolonização (WATERS, 1964; DEJOUX *et. al.*, 1983; KOHLER, 1985), permite, de uma forma indirecta, detectar os efeitos desses parâmetros no processo de colonização.

A análise do padrão de variação sazonal da taxa média de chegada, em cada situação, referente ao número de indivíduos e aos pesos (C_{i2} e C_{p2} respectivamente), (fig. 22 e 23), faz ressaltar a existência de taxas médias de chegada mais elevadas no Verão. Estes valores, sendo em parte consequência dos picos de abundância estival de um reduzido número de taxa (*Duguesia tigrina*, *Dero obtusa*, *Erpobdella octoculata*, *Caenis luctuosa*, *Chironomus* sp. e Chironominae - ver anexo 2), poderá também resultar de uma generalizada maior taxa de redistribuição dos organismos bentónicos no Verão. Nas restantes épocas do ano, embora de forma menos evidente, registam-se tendências minorantes para o Inverno e Outono (fig. 22 e 23).

O local A, no que se refere aos pesos, não se integra perfeitamente na tendência acima exposta (fig. 23). Pode tal resultar da presença de *Atyaephira desmarestii* e de *Naucoris maculatus*, espécies cujas dimensões acima da média, são responsáveis pelo máximo relativo de Inverno. A exclusão destas espécies faria baixar o valor de C_{p2} de Inverno para 0,089g, passando assim a integrar-se na tendência geral.

O número de taxa presentes, por não expressar as flutuações populacionais de carácter sazonal, não apresenta de forma clara a tendência observada nas contagens e nos pesos (fig. 24).

Só num reduzido número de casos C_2 se correlacionou com os parâmetros físico-químicos avaliados (quadro V). Tal facto pode ser consequência directa das grandes amplitudes de variação de C_2 observadas, as quais, poderão resultar

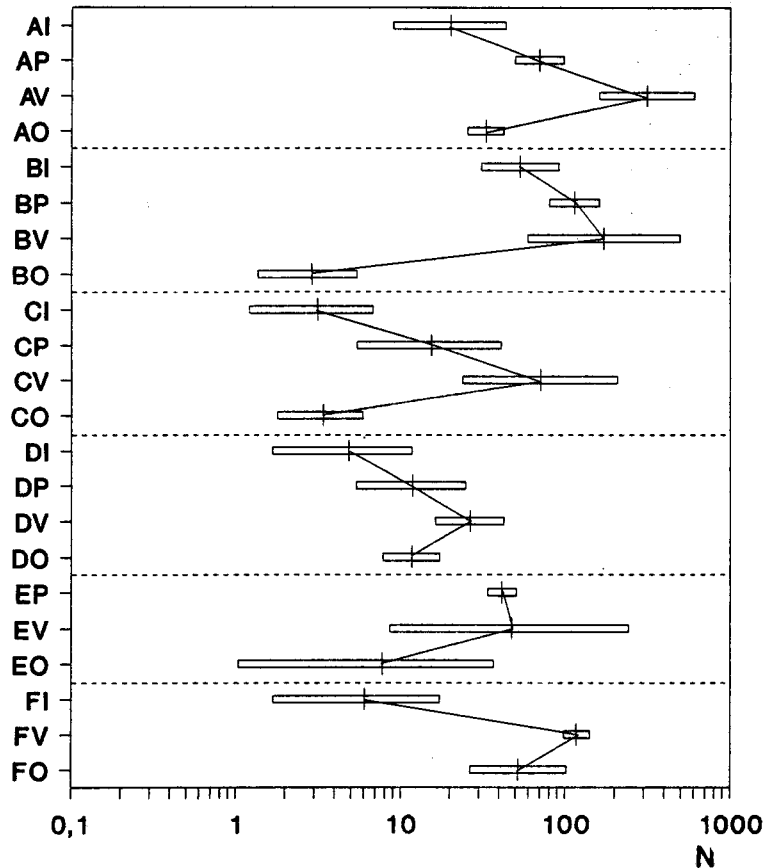


Figura 22. Variação sazonal da taxa de chegada relativa do número de indivíduos (C_{2i}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

das tendências agregativas evidenciadas por este tipo de povoamentos (TOWNSEND, 1989; PINTO, 1991)

A temperatura foi o parâmetro que se apresentou maior número de vezes correlacionado com C_2 (Quadro V). De um modo geral, os valores apontam para correlações positivas, sugerindo que um aumento da temperatura incrementa a actividade dos organismos, tal como observado por outros autores (MONN, 1940; NEVES, 1979). Este aumento de actividade, seria, assim responsável pelo elevar da taxa de recolonização. Assinala-se, contudo, que esta dependência positiva não parece registar-se a partir de certos valores de temperatura. No Verão, quando as temperaturas da água são mais elevadas (anexo 1), apenas se regista uma correlação e de sinal negativo C_2 (Quadro V). A correlação negativa detectada no local E na Primavera poderá, eventualmente, resultar de descargas de água não superficial da barragem. Estas, ao mesmo tempo que contribuem para diminuir a temperatura, proporcionam um maior transporte, retenção e fixação de organismos. Relativamente à influência da

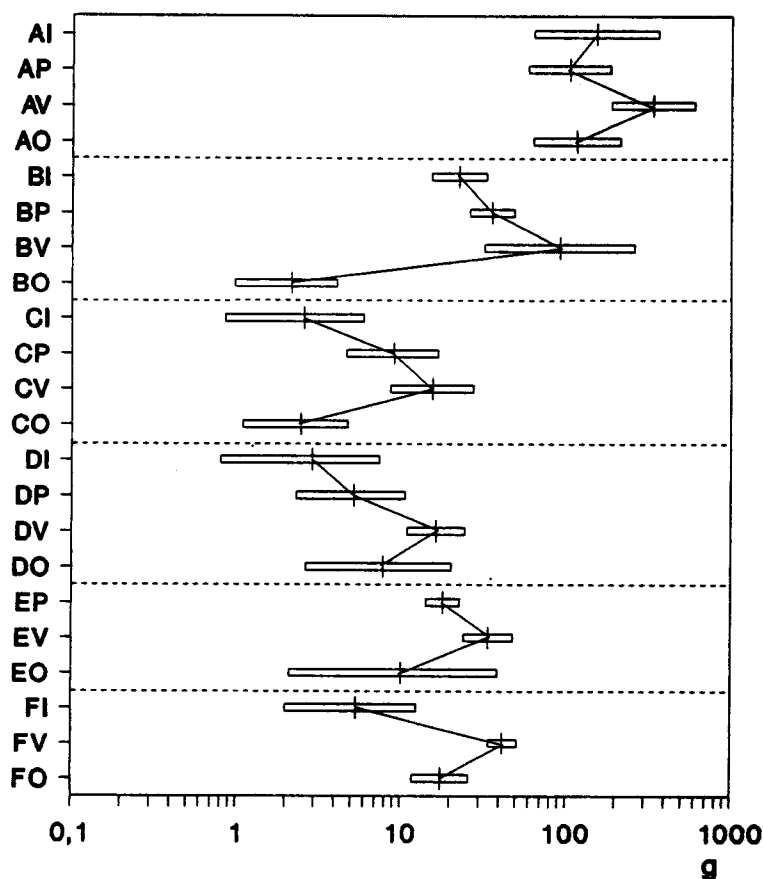


Figura 23. Variação sazonal média da taxa de chegada em peso (C_{2p}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

temperatura na deriva, os trabalhos realizados não são muito conclusivos, tendo-se mesmo detectado correlações significativas de sinal contrário, para as quais não foram adiantadas hipóteses explicativas (PEARSON & FRANKLIN, 1967; BRITTAIN & EIKLAND, 1988).

da barragem. Estas, ao mesmo tempo que contribuem para diminuir a temperatura, O oxigênio dissolvido (O.D.), apesar do pequeno número de correlações apontar para uma não influência no processo de colonização, regista correlações negativas em BV (quadro V). Os baixos níveis de O.D., observados nesta situação (anexo 1), poderão, eventualmente, ter concorrido para um "stress" respiratório, obrigando os organismos a moverem-se na massa de água, para melhor oxigenarem as suas brânquias (MINSHALL & WINGER, 1968; WILEY & KOHLER, 1980). Tal comportamento, terá possivelmente incrementado as taxas de chegada (?).

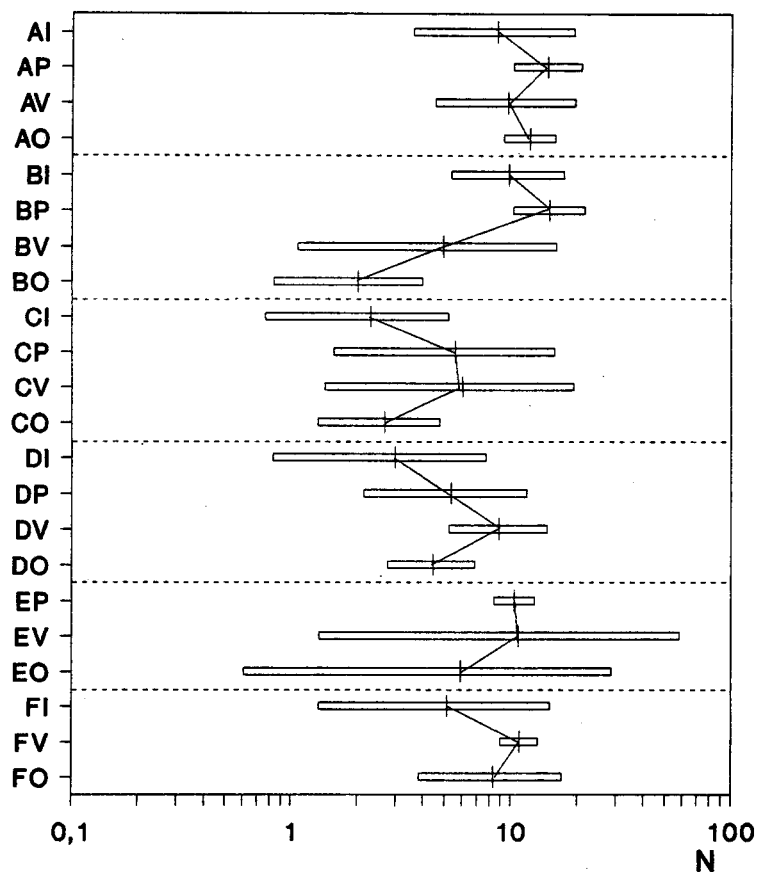


Figura 24. Variação sazonal média da taxa de chegada do número de taxa (C_{2t}) para os diferentes locais de colheita, os limites das barras correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

Relativamente à corrente, apenas um estudo, efectuado num canal experimental (FONTOURA, 1989), se refere à acção directa desta sobre a colonização. Segundo este autor, a corrente tem uma influência positiva sobre a colonização até um certo limiar de intensidade, a partir do qual, passa a ter efeitos negativos. No que se refere à influência da intensidade da corrente sobre a deriva, embora tendo sido mais estudada, está longe de ser esclarecida. Alguns autores consideram existir uma correlação positiva (DIMOND, 1967; WATERS, 1969; ELLIOT, 1971; BIRD & HYNES, 1980; STATZNER *et al*, 1985; CIBOROWSKY, 1987), enquanto outros consideram ser uma correlação negativa (MINSHALL & WINGER, 1968; HEMSWORTH & BROOKER, 1981), afirmando outros que não existe qualquer correlação (CIBOROWSKY *et al*, 1977; PEARSON, 1987; THONEY, 1987).

Quadro V - Correlações significativas detectadas entre C₂ e os parâmetros físico químicos da água. (i) - número de indivíduos ; (p) - pesos ; (t) - taxa; * - p<0,1 ; ** - p<0,05 ; * - p<0,01. Entre parêntesis rectos assinalam-se os graus de liberdade.**

| | TEMPERATURA | OXIGÉNIO DISSOLVIDO | VELOCIDADE DA CORRENTE |
|------------------|---|--|------------------------|
| INVERNO | D (i) 0,772 *** [6] D (p) 0,690 * [6] D (p) 0,851 *** [6] | | |
| PRIMAVERA | A (p) 0,870 ** [5] B (p) 0,629 * [6] E (p) -0,836 ** [5] | | B (t) 0,990 * [1] |
| VERÃO | C (p) -0,752 * [4] | B (i) -0,921** [2] B (p) -0,966 ** [2] B (t) -0,965 ** [2] | |
| OUTONO | D (p) 0,761 * [4] D (t) 0,961 *** [4] E (i) 0,990 *** [2] F (t) 0,913 ** [5] | | |

As conclusões dos trabalhos acima referidos atestam bem da complexidade da influência da intensidade da corrente sobre as comunidades de macro-invertebrados lóticos. No presente estudo, à semelhança do ocorrido com o oxigénio dissolvido, também parece não existir grande influência deste parâmetro no processo de colonização. Fica, no entanto, por esclarecer se, tal independência resulta do padrão agregativo das comunidades (TOWNSEND,1989; PINTO, 1991), da irregularidade da intensidade de corrente (anexo 1), ou de características inerentes ao próprio ecossistema estudado. Em concordância com esta última hipótese, alguns autores (DANCE & HYNES, 1979) consideram que, nos rios de carácter temporário - caso do rio Degebe - existe tendência para uma menor correlação entre deriva e velocidade de corrente.

O facto de a colonização ser um processo preponderantemente condicionado pela deriva, torna a sua interpretação bastante complexa, não se esgotando de forma alguma nos parâmetros ambientais avaliados. Outros factores físicos, assim como outros de carácter biológico que condicionam a deriva, também serão por certo importantes vectores do processo de colonização de zonas desprovidas de fauna. Entre estes

factores salienta-se: a matéria em suspensão na água (**CIBOROWSKY *et al.*, 1977**); a natureza granulométrica do substracto (**LEHMKULL & ANDERSON, 1972; CORKUM *et al.*, 1977; WILLIAMS & MUNDIE, 1978**); a luz (**BISHOP, 1969; CHASTON, 1969; WATERS, 1969; ADLER *et al.*, 1983; KOHLER, 1985; MOON *et al.*, 1986; ALLAN *et al.*, 1988**);

a densidade populacional (**WILEY, 1981**); a presença de predadores (**WALTON, 1980**); o alimento disponível (**HUGHES, 1970; HILDEBRAND, 1974; KOHLER, 1985; WILZBACH, 1990**); o ciclo biológico (**MÜLLER, 1982; BENSON & PEARSON, 1987**) e as dimensões dos organismos (**HART & RESH, 1979**).

6.3. Cinética de colonização dos principais *taxa*.

O estudo da cinética de colonização dos diferentes *taxa* incidiu apenas sobre os mais abundantes. Para cada situação, não foram considerados os *taxa* cujo somatório do número de indivíduos na totalidade das amostras sequenciais era inferior a 60.

O padrão temporal de colonização dos diferentes *taxa* aponta, de um modo geral, para uma tendência crescente (Quadros VI a IX), indicando que a colonização, em valor absoluto, se processa de uma forma gradual, dependendo, provavelmente, do incremento da melhoria das condições de habitabilidade do substrato (McAULIFE, 1982; LAKE & DOEG, 1985). A proliferação de uma película orgânica vegetal e/ou animal (RAVENI & MINSHALL, 1977; HART, 1981; BOULTON *et al*, 1988; ROBINSON *et al*, 1990), assim como a deposição de matéria orgânica particulada (LUEDTKE & BANEVEN, 1976; ANDERSON & SEDELL, 1979; GORE, 1979; FISHER *et al*, 1982; OGILVIE & CLIFFORD, 1986; RAVENI & MINSHALL, 1990; HILDREW *et al*, 1991) constituem os principais factores desta melhoria de habitabilidade. Os detritos inorgânicos, podem, também, influenciar as condições de fixação dos organismos ao substrato, existindo, contudo, alguma controvérsia relativamente à sua acção (CUMMINS & LAUF, 1969; RAVENI & MINSHALL, 1977; WILLIAMS & MUNDIE, 1978).

Embora para um reduzido número de casos seja a regressão linear que mais se ajusta a esta tendência crescente, de facto, e à semelhança de outros estudos (SHELDON, 1977; GORE, 1979; LAKE & DOEG, 1989), é a regressão logarítmica que melhor a parece explicar.

Em oposição à tendência crescente generalizada, registam-se a duas regressões lineares negativas: uma no Inverno, pouco significativa ($p < 0,1$) para *Caenis luctuosa* no local F e outra na Primavera, altamente significativa para Orthocladinae n. i. no local E (fig. 25). No primeiro caso, a correlação detectada parece resultar de uma quebra acentuada dos efectivos de *Caenis luctuosa* a partir do 16º dia, facto este, decorrente de acções de vandalismo sobre os substratos. O segundo caso, por seu turno, revela características completamente diferentes: a regressão altamente significativa ($p < 0,01$) expressa claramente uma tendência decrescente que, neste caso, poderá estar associada a fenómenos de emergência (KHALAF & TACHET, 1977; LAKE & DOEG, 1985).

Quadro VI - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no INVERNO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x+1)$.

| | A | B | C | D | E | F |
|----------------------------------|---|--------------------------|---|------|---|-------------------------|
| <i>Physa acuta</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Nais elinguis</i> | N.A. | LOG $b = 1.153$ (9,9)** | N.A. | N.A. | | N.A. |
| <i>Stylaria lacustris</i> | N.A. | LOG $b = 0.714$ (8,0)** | | N.A. | | N.A. |
| <i>Caenis luctuosa</i> | PAR $b = 0.802$ (6,7)** $c = -0.004$ | LOG $b = 0.078$ (13,2)** | N.A. | N.A. | | LIN $b = -0.025$ (7,1)* |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> | N.A. | LOG $b = 0.428$ (5,7)** | PAR $b = 0.143$ (4,2)** $c = -0.006$ | | | N.A. |
| <i>Naucoris maculatus</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> | N.A. | LIN $b = 0.053$ (57,3)** | N.A. | | | N.A. |
| Orthocladinae | N.A. | LIN $b = 0.019$ (7,4)** | N.A. | N.A. | | LIN $b = 0.940$ (5,7)** |
| Simuliidae | N.A. | | | | | |

Quadro VII - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no PRIMAVERA. LIN - modelo linear ($y=a+bx$); LOG - modelo logarítmico ($y=a+b\log x$); PAR - modelo parabólico ($y=a+bx+cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x+1)$

| | A | B | C | D | E | F |
|------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|---|
| <i>Dugegia igrina</i> | LO 0.959 (8,9)** | N.A. | | | | |
| <i>Physa acuta</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | N.A. | N.A. | | | | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | N.A. | PAR $b=0.184$ (9,2)*** $c=-0.006$ | | | | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> | N.A. | LOG $b=1.092$ (12,3)** | | | | |
| <i>Sylaria lacustris</i> | N.A. | PAR $b=0.185$ (31,1)** $c=-0.008$ | | | | |
| <i>Dero obtusa</i> | N.A. | LOG $b=1.289$ (26,9)** | LIN $b=0.057$ (32,5)** | LOG $b=1.089$ (15,1)** | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | LO $b=0.666$ (4,3)* | N.A. | | | | |
| <i>Eryobdella octomlata</i> | LO $b=0.826$ (7,0)** | N.A. | | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> | N.A. | | | | LOG $b=1.005$ (17,8)** | |
| <i>Choroterpes picteti</i> | N.A. | | | | LOG $b=0.981$ (20,1)** | |
| <i>Climene</i> sp. | | PAR $b=0.153$ (5,4)** $c=-0.005$ | | | | |
| Tanypodinae n.i. | N.A. | | | | LOG $b=0.479$ (3,6)* | |
| Orthocladinae n. i. | N.A. | | | N.A. | LIN $b=0.035$ (23,1)** | |
| Chironominae n. i. | PA $b=0.203$ (28,3)** $c=-0.006$ | N.A. | N.A. | LOG $b=0.900$ (27,1)** | LOG $b=0.746$ (40,7)** | |

Quadro VIII - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no VERÃO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); EST - tendência estável; N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x+1)$.

| | A | B | C | D | E | F |
|---------------------------------------|------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| <i>Dugesia tigrina</i> | | | | | N.A. | |
| <i>Physa acuta</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | | | N.A. | | | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> | | LOG b = 0.903 (12.4)** | | | | |
| <i>Dero obtusa</i> | | PAR b = 0.372 (12.9)** c = -0.006 | PAR b = 0.336 (9.1)*** c = -0.015 | N.A. | | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> | | | | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> | LOG b = 0.598 (20.2)** | | | | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> | LOG b = 0.522 (7.5)** | | | | | |
| <i>Ayaephyra desmaresii</i> | | | | | LOG b = 0.994 (40.1)** | |
| <i>Caenis luctuosa</i> | | LOG b = 0.440 (4.3)* | | | EST | EST |
| <i>Choroterpes picteti</i> | | | | | | |
| <i>Thraulius bellus</i> | | | | | LIN b = 0.037 (21.4)** | |
| <i>Ischnura elegans</i> | | | | LIN 0.040 (13.2)** | | |
| <i>Haliphys lineaticollis</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | | | | | LOG b = 0.379 (4.8)** | LOG b = 0.836 (42.6)** |
| Tanypodinae n.i. | | | | | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | | LOG b = 0.970 (64.2)** | LOG b = 1.429 (28.9)** | | | |
| Chironominae n.i. | | LOG b = 1.028 (31.6)** | LOG b = 0.899 (16.9)** | LOG b = 0.496 (98.4)** | | LOG b = 1.144 (53.8)** |

Quadro IX - Ajustamento dos modelos matemáticos ao padrão temporal de colonização no OUTONO. LIN - modelo linear ($y = a + bx$); LOG - modelo logarítmico ($y = a + b \log x$); PAR - modelo parabólico ($y = a + bx + cx^2$); N.A. - não ajustável. Entre parêntesis assinala-se o valor de F da respectiva análise de variância, * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$. Número de indivíduos transformados em $\log(x+1)$.

| | A | B | C | D | E | F |
|--------------------------------|--------------------|----------------------|------|------|----------------------|----------------------|
| <i>Dugegia tigrina</i> | LIN 0.030 (9,0)** | | | | | |
| <i>Physa acuta</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Limnodrilus sp.</i> | LIN 0.046 (12,5)** | | N.A. | | | |
| <i>Dero obtusa</i> | LOG 0.917 (12,5)** | LOG b=0.561 (9.7)** | N.A. | | LIN b=0.034 (18,1)** | |
| <i>Erpobdella octomlata</i> | N.A. | | | | | |
| <i>Ayaephira desmaresii</i> | | | | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> | | | | | LOG b=0.634 (10,4)** | LOG b=0.961 (11,1)** |
| <i>Ecnomus sp.</i> | | | | | LOG b=0.440 (6,7)** | |
| <i>Orthocladinae n. i.</i> | | | | | | LIN b=0.060 (24,2)** |
| <i>Chironomus gr. plumosus</i> | | LOG b=0.603 (20,6)** | | N.A. | | |
| <i>Chironominae n. i.</i> | | | | | | LOG (6,9)** |
| <i>Simuliidae n. i.</i> | | | | | | N.A. |
| | | | | | | b=0.571 |

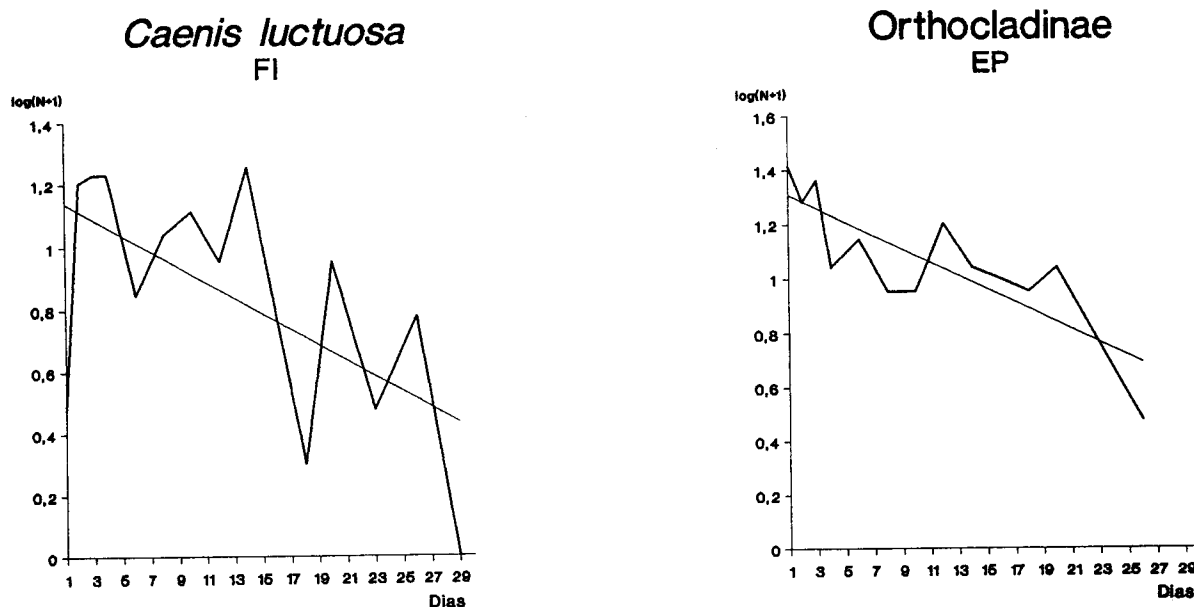


Figura 25. Regressões lineares negativas entre variação dos efectivos populacionais dos *taxa* e o tempo de colonização.

Em EP foram encontrados vários ~~ex~~emplares de Orthocladinae em fase de pré-emergência.

Uma equação do segundo grau ajustou-se melhor ao padrão temporal da colonização em nove situações (Quadro VI a IX). Este padrão de colonização, já referenciado por outros autores (KHALAF & TACHET, 1977; SHAW & MINSHALL, 1980; LAKE & DOEG, 1985), pode indicar uma estratégia oportunista de colonização por parte dos respectivos *taxa*. O ramo crescente da curva corresponderia a uma rápida colonização do novo espaço disponível, e o ramo decrescente à gradual redução dos seus efectivos, como consequência duma eventual intervenção de mecanismos de estruturação da comunidade (LAKE & DOEG, 1985).

Caenis luctuosa no Verão, apresenta uma certa tendência estável dos seus efectivos ao longo do processo de colonização, para os locais E e F (fig. 26). Este comportamento, não detectado para qualquer outro *taxa*, pode estar associado, simultaneamente, ao carácter dominante de *C. luctuosa* (anexo 2) e à maior mobilidade dos organismos no Verão (ver valores de C_2 na fig.17). Refira-se, por outro lado, que no Outono, assumindo também *Caenis luctuosa* nos mesmos locais caracter dominante, os seus padrões temporais de colonização ajustam-se significativamente a uma

tendência crescente (**quadro IX**). Este facto, poderá resultar de uma menor mobilidade dos organismos em comparação com o Verão.

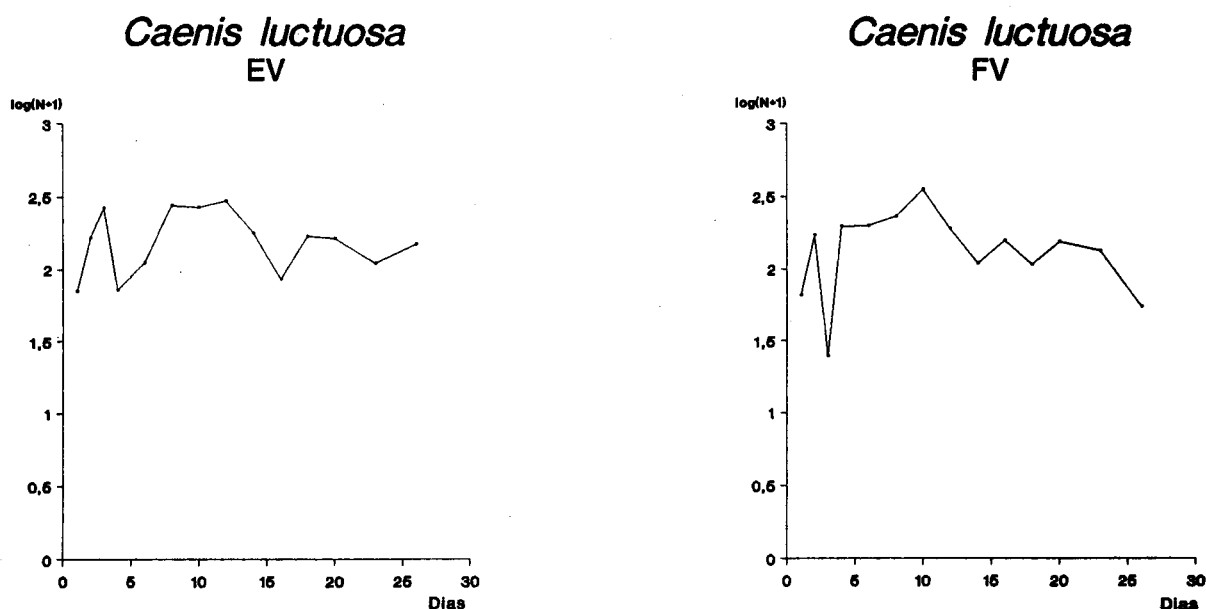


Figura 26. Situações em que os efectivos populacionais dos taxos tendem a manter-se estáveis ao longo do processo de colonização.

Physa acuta que surge sempre no local A com alguma abundância em qualquer época do ano (**quadros VI a IX**), não tem em nenhuma situação padrão temporal de colonização ajustável aos modelos testados (**Fig.27**). *Physa acuta* é preferencialmente herbívora (**TACHET et al., 1980**), e os substratos artificiais utilizados não devem dispor de alimento (perifiton) suficiente para esta espécie, em virtude do seu reduzido tempo de imersão. Assim, parece evidente que a presença de *P. acuta* nos substratos artificiais resulta de uma mera atitude exploratória de um novo espaço vago, no qual não têm condições de fixação. Desta forma, a ausência de perifiton constituiria um inibidor parcial da colonização (**BOULTON et al, 1988**).

A análise global do padrão temporal de colonização dos diferentes taxa, parece evidenciar, apenas para um reduzido número de situações, o comportamento oportunista dos macro-invertebrados bentónicos (**GLIMS & CLEMONS, 1972; CORTES, 1989; DOEG et al, 1989**). Os dados apontam na generalidade das situações (45) para uma colonização dependente da "hospitalidade" do meio (**LAKE & DOEG, 1985**). Referindo-se, este estudo à fase inicial do processo de colonização, fica,

contudo, por esclarecer se algumas das tendências de colonização crescentes não correspondem, de facto, ao início de um ramo de parábola. A confirmar-se esta hipótese, a actuação dos mecanismos de estruturação da comunidade fazer-se-ia sentir a uma escala temporal mais longa.

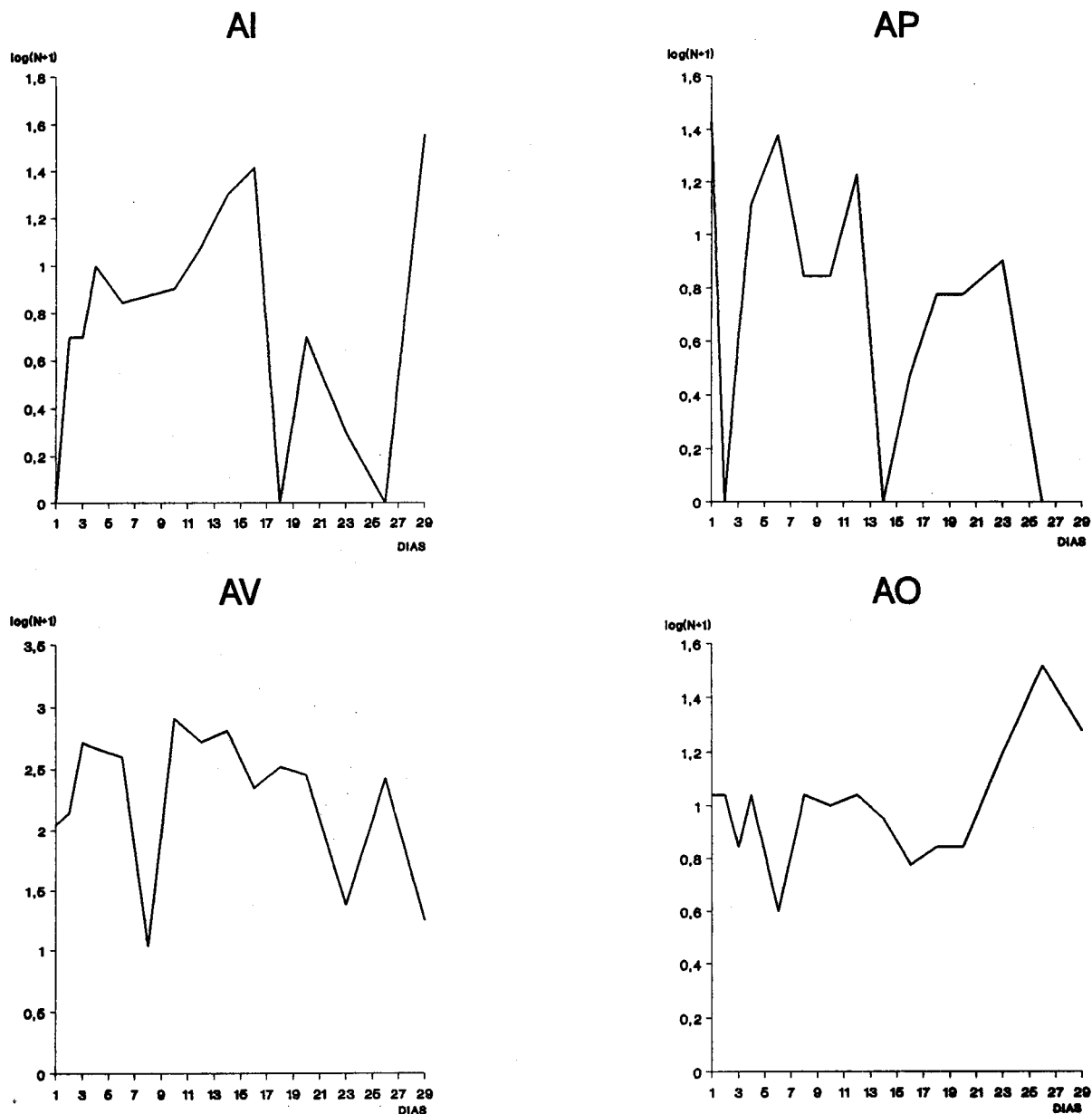


Figura 27. Padrão temporal de colonização de *Physa acuta* para o local A.

As variações temporais dos efectivos de *Dero obtusa*, *Caenis luctuosa* e Tanypodinae n. i. apresentam-se, consoante os casos, melhor ajustados aos modelos crescentes (linear ou logarítmico) ou ao modelo unimodal (parabólico). Este facto, poderia concorrer para uma eventual validação da hipótese anterior. No entanto, as correlações registadas entre os taxa (**Quadro X**), apontam em sentido contrário. Na maior parte das situações correlações detectadas têm sinal positivo, reflectindo, apenas a tendência crescente do padrão temporal do colonização da generalidade dos taxa, e não qualquer tipo de associação entre eles.

Quadro X - Número de correlações (para $p < 0,05$) detectadas entre os taxa nas diferentes situações. (+) correlação positiva; (-) correlação negativa;

| | INVERNO | | PRIMAVERA | | VERÃO | | OUTONO | |
|---|---------|-------|-----------|-----|-------|-----|--------|-----|
| | (+) | (-) | (+) | (-) | (+) | (-) | (+) | (-) |
| A | 19 | | 16 | | 9 | | 13 | |
| B | 30 | | 13 | | 9 | | 6 | |
| C | 2 | | 4 | | 4 | | | |
| D | 3 | | 4 | 1 | 2 | | | |
| E | ----- | ----- | 15 | 7 | 8 | 1 | 9 | 1 |
| F | 4 | | | | 4 | 2 | 3 | |

As correlações negativas, não apontam de forma clara para a existência de interacções biológicas consistentes. Na Primavera todas se encontram associadas a Orthocladinae, *taxon* que, em nítida oposição aos restantes, apresentou um padrão de colonização decrescente (**fig.25**). As restantes, dado, não só o seu reduzido número, como também por os taxa envolvidos terem posicionamentos tróficos e ecológicos diversificados (**quadro XI**), não parecem indicadoras da existência de interacções biológicas, pelo menos para a escala espacio-temporal do presente estudo.

Quadro XI- Taxa que estabelecem entre si correlações negativas (p<0,001). Entre parêntesis assinalam-se os respectivos locais de amostragem.

| PRIMAVERA | VERÃO | OUTONO |
|---------------------------------|--|---|
| Orthocladinae- Lumbriculidae(D) | <i>C. simile</i> - <i>P. acutipennis</i> (E) | <i>Chaetogaster</i> sp.-- <i>A. desmarestii</i> |
| " <i>D. tigrina</i> (E) | " Tanypodinae(F) | (E) |
| " <i>H. stagnalis</i> (E) | | |
| " <i>P. acutipennis</i> (E) | Tanypodinae- <i>P. leachi</i> (F) | |
| " <i>C. pictetii</i> (E) | | |
| " Chironominae(E) | | |

6.4. Cinética de colonização da comunidade

6.4.1. Índices de diversidade

No quadro XII apresentam-se, para todas as situações, os coeficientes das regressões que melhor descrevem o padrão temporal de colonização da comunidade, relativamente ao número de indivíduos, aos pesos e ao número de *taxa* presentes. Estes resultados apontam para uma colonização, em valor absoluto, tendencialmente crescente, vindo a concordar com a generalidade dos estudos desta natureza (SHELDON, 1977; NILSEN & CAERIMORE, 1973; GORE, 1979; MEIER *et al*, 1979; SHAW & MINSHALL, 1980; LAKE & DOEG, 1985).

O modelo logarítmico tende a ajustar-se melhor ao padrão temporal da colonização, concordando, assim, com os trabalhos de GORE(1979) e LAKE & DOEG(1985). MEIER *et. al.* (1979) afirmam ser o modelo linear que melhor se ajusta à variação temporal do número de *taxa* presentes. Esta discordância não parece, contudo, relevante. Na realidade, os dois modelos ajustados, na maior parte das situações, seguem trajectos bastante próximos com regressões igualmente significativas. Regista-se apenas, por parte do modelo logarítmico, um maior ajustamento. O bom ajustamento verificado pelo modelo logarítmico, levou a considerar o seu coeficiente de regressão como um descritor do processo de colonização. Denomina-se este descritor por *taxa média de colonização* e refere-se, quer ao número de indivíduos (CR_i), quer ao número de *taxa* (CR_t) (anexo 4).

Um estudo da mesma natureza efectuado nas cabeceiras do Rio Reno (KHALAF & TACHET, 1977), detectou, quer por parte do número de indivíduos, quer por parte do número de *taxa*, uma tendência estabilizante a partir, respectivamente, do 16º e 8º dias. O referido trabalho não fornece informação muito circunstanciada sobre as características ecológicas do local. No entanto, a natureza granulométrica do substrato (blocos e cascalho), assim como a acentuada presença estival de *simulidae*, indiciam um hidrodinamismo francamente mais acentuado. Este facto poderá condicionar o processo de colonização, nomeadamente no que se refere ao seu aceleração (FONTOURA, 1989). Não foram testados modelos assintóticos de colonização (SHELDON, 1977; CIBOROWSKI & CLIFFORD, 1984) por as elevadas amplitudes de variação das taxas absolutas de chegada não permitirem a sua aplicação. Num reduzido número de situações, o padrão de colonização parece

Quadro XII- Coeficientes das regressões que melhor se ajustam ao padrão de variação temporal do número de indivíduos, dos pesos, e dos taxa presentes. LIN- modelo linear ($y=a+bx$); LOG - modelo logarítmico ($y =a+blogx$). Entre parêntesis assinalam-se os valores de F da análise de variância da regressão. * - $p<0.1$; ** - $p<0.05$; * - $p<0.01$; NS - não significativo.**

| | INDIVÍDUOS | PESOS | TAXA |
|-----------|-------------------------|-------------------------|------------------------|
| AI | LOG b=0,327 (1,66)NS | LIN b=-0,012 (0,73)NS | LOG b=0,206 (2,41)NS |
| BI | LIN b=0,030 (18,37)*** | LIN b=0,024 (7,11)** | LIN b=0,015 (25,00)*** |
| CI | LOG b=0,550 (7,06)** | LIN b=0,028 (5,44)** | LOG b=0,337 (10,30)*** |
| DI | LOG b=0,225 (0,67)NS | LIN b=0,008 (0,44)NS | LOG b=0,271 (4,22)* |
| FI | LOG b=0,468 (9,00)** | LIN b=0,014 (0,87)NS | LOG b=0,041 (0,13)NS |
| AP | LOG b=0,579 (8,21)** | LOG b=0,751 (6,44)** | LOG b=0,217 (4,31)* |
| BP | LOG b=0,767 (25,46)*** | LOG b=0,591 (22,00)*** | LOG b=0,261 (21,57)*** |
| CP | LOG b=0,919 (37,53)*** | LOG b=0,698 (13,93)*** | LOG b=0,326 (27,65)*** |
| DP | LOG b=0,866 (20,56)*** | LOG b=0,732 (23,19)*** | LOG b=0,384 (17,81)*** |
| EP | LOG b=0,582 (25,97)*** | LIN b=0,047 (45,08)*** | LOG b=0,216 (10,39)*** |
| FP | LOG b=0,732 (112,54)*** | LOG b=0,997 (159,27)*** | LOG b=0,253 (31,61)*** |
| AV | LOG b=0,224 (0,95)NS | LOG b=0,385 (4,06)* | LOG b=0,178 (12,18)*** |
| BV | LOG b=0,905 (41,99)*** | LIN b=0,040 (14,27)*** | LOG b=0,234 (6,33)** |
| CV | LOG b=1,155 (19,58)*** | LOG b=0,663 (8,24)** | LOG b=0,196 (8,82)** |
| DV | LOG b=0,512 (15,51)*** | LOG b=0,452 (14,93)*** | LOG b=0,209 (25,89)*** |
| EV | LIN b=0,116 (0,25)NS | LOG b=0,689 (22,58)*** | LIN b=0,002 (1,00)NS |
| FV | LIN b=3,794 NS | LOG b=0,400 (4,09)* | LIN b=0,003 (4,00)* |
| AO | LIN b=0,016 (10,24)*** | LOG b=0,564 (3,02)NS | LOG b=0,824 *** |
| BO | LOG b=0,635 (25,65)*** | LOG b=0,388 (13,15)*** | LOG b=0,255 (12,20)*** |
| CO | LOG b=0,236 (0,48)NS | LIN b=0,010 (2,78)NS | LIN b=0,004 (1,78)NS |
| DO | LIN b=0,002 (0,06)NS | LIN b=0,006 (0,76)NS | LIN b=-0,001 (0,11)*** |
| EO | LOG b=0,509 (20,65)*** | LIN b=0,023 (4,37)* | LOG b=0,127 (9,59)*** |
| FO | LOG b=0,863 (9,72)** | LOG b=0,477 (8,36)** | LOG b=0,230 (4,67)* |

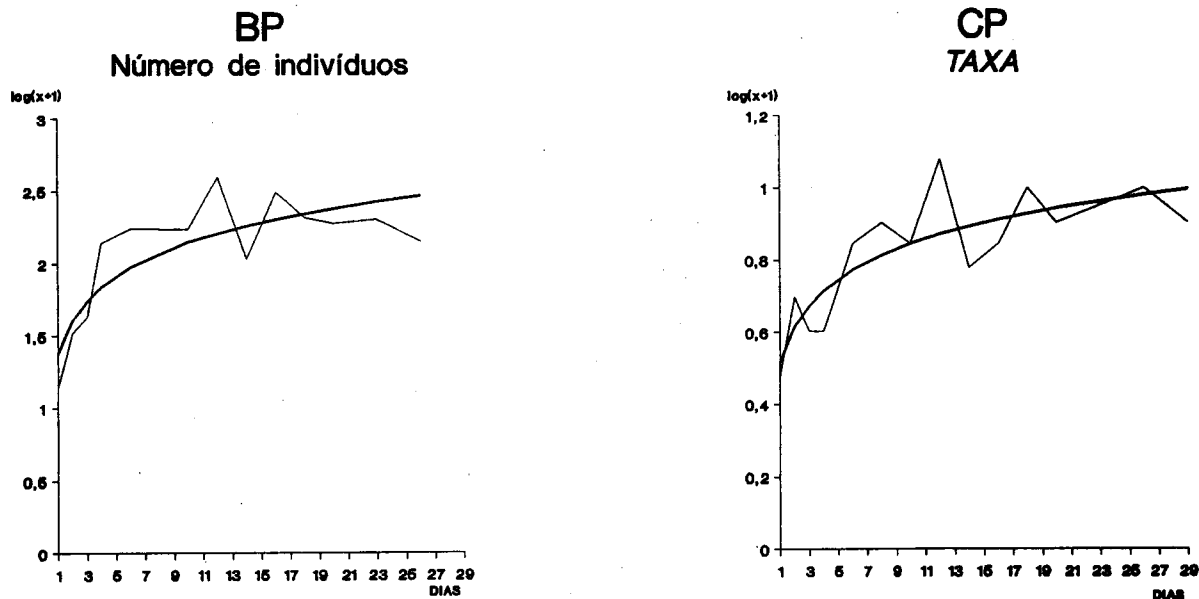


Figura 28. Ajustamento significativo ($p < 0,01$) do modelo logarítmico a situações com eventual patamar de estabilização (modelo assintótico de colonização).

apontar para um patamar de estabilização. Verifica-se, no entanto, nesses casos, um bom ajustamento da regressão logarítmica (Fig.28). Este facto, faz supor que um modelo assintótico não se desviaria substancialmente do modelo logarítmico.

Os modelos de colonização encontram-se mais ajustados na Primavera, podendo indicar que, nesta esta época do ano, a colonização se processa de uma forma mais gradual. Nas restantes épocas do ano, a instabilidade ambiental (no Inverno), ou o "stress" ecológico (no Verão e Outono), serão responsáveis por uma maior irregularidade do padrão temporal de colonização (Quadro XII). As principais causas deste "stress" no Verão são as elevadas temperaturas e a ausência de corrente, enquanto no Outono é o efeito abrasivo resultante do arrastamento das componentes sólidas depositadas no leito durante o Verão (GARCIA DE JALON, 1986).

Os índices de diversidade calculados apresentam ao longo do processo de colonização oscilações amortecidas, atingindo-se, na maior parte das situações, o patamar de estabilização convencionado.

O índice de Shannon-Wiener (H') tende a atingir o patamar de estabilização antes da equitabilidade (EQ) (Fig.29 a 32). Este facto, decorre do aumento crescente do número de taxa ao longo do processo de colonização, o qual, tende a atenuar os

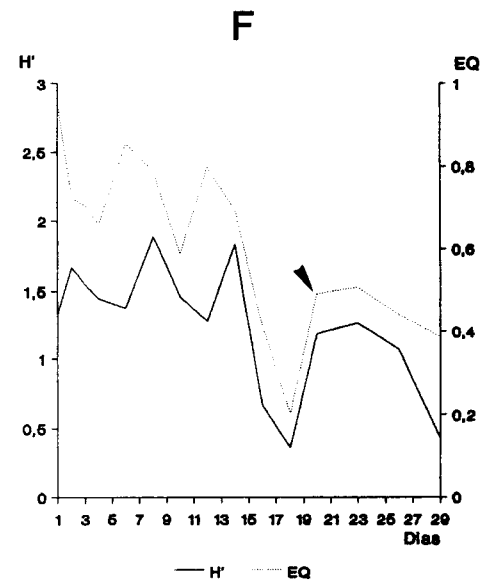
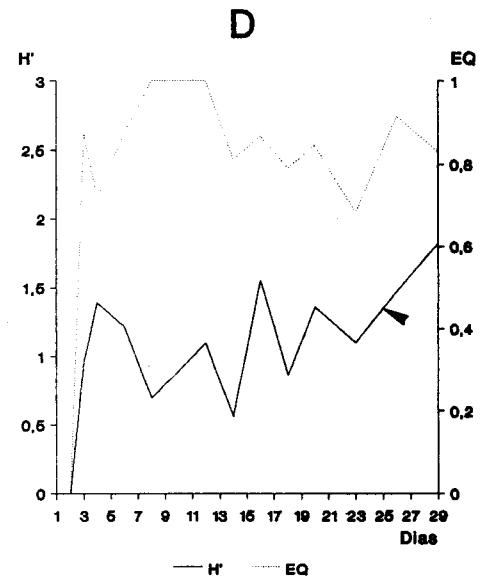
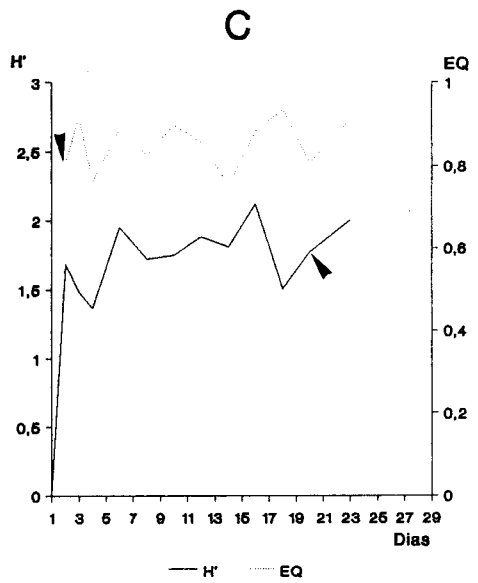
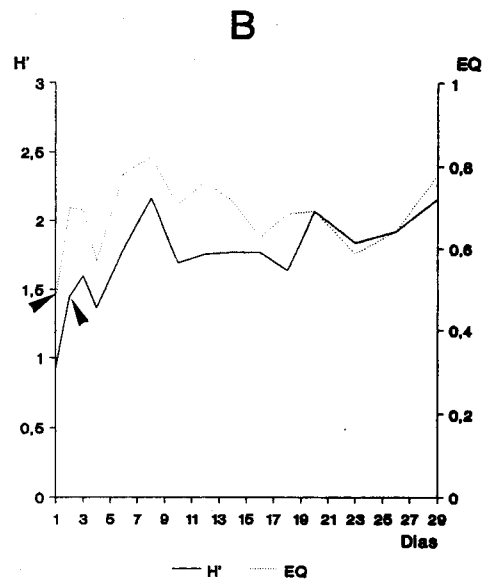
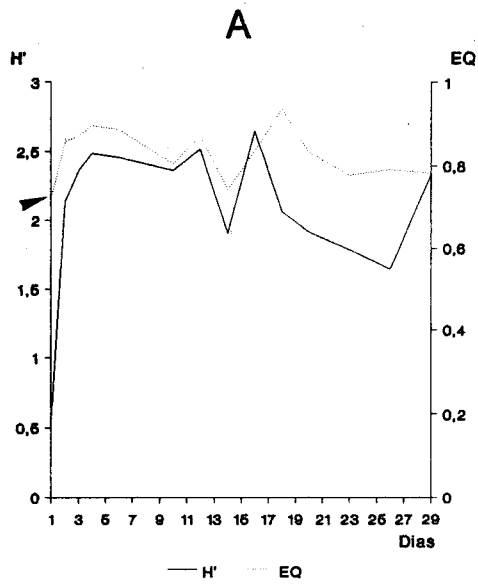


Figura 29. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Inverno. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

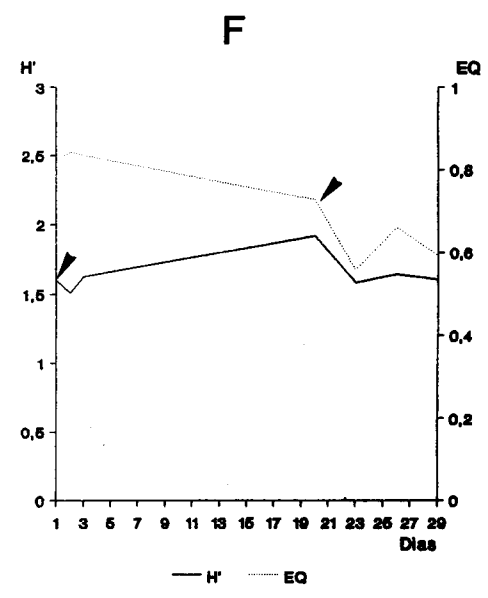
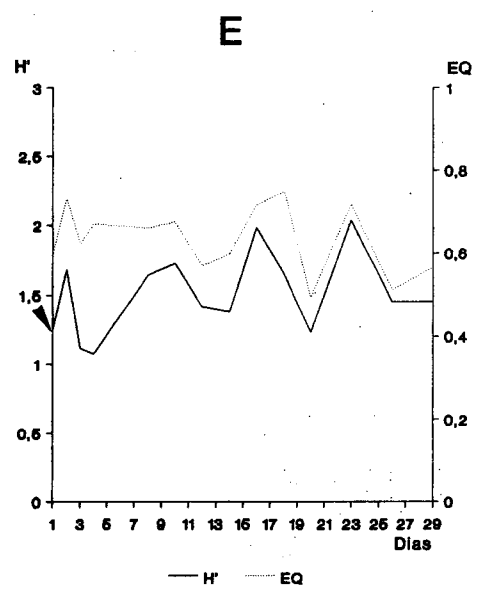
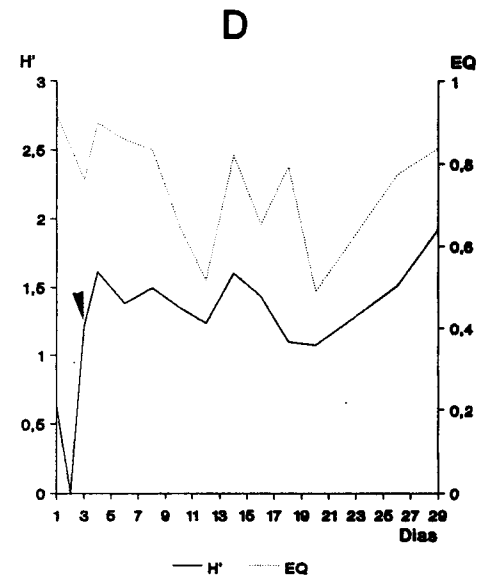
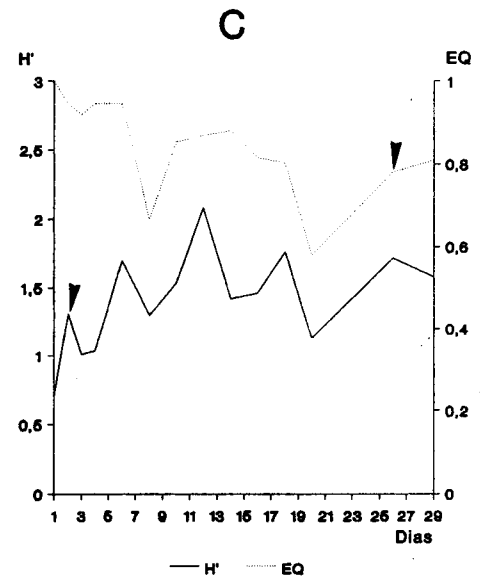
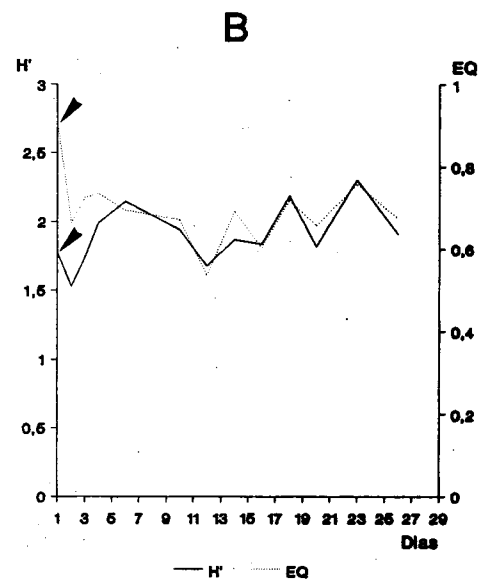
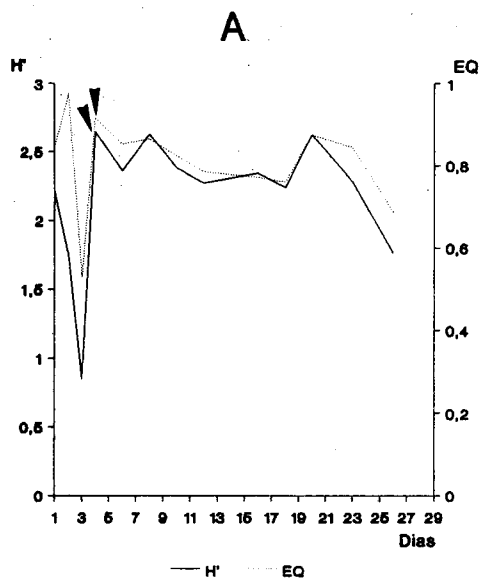


Figura 30. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais na Primavera. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

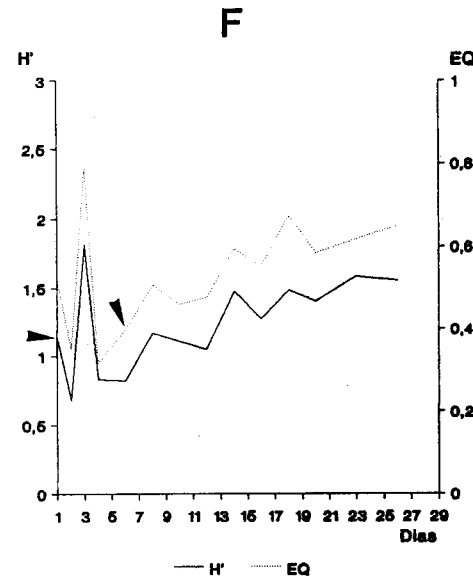
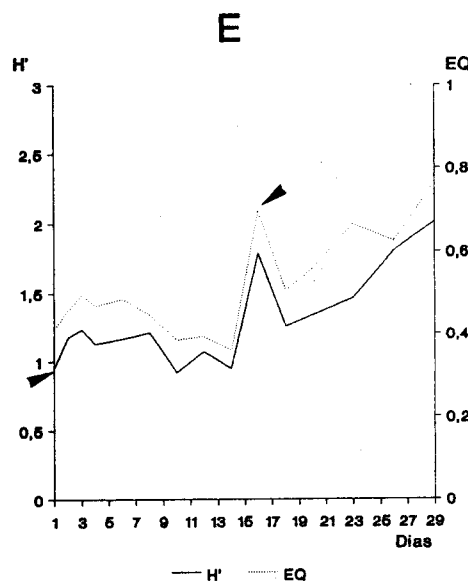
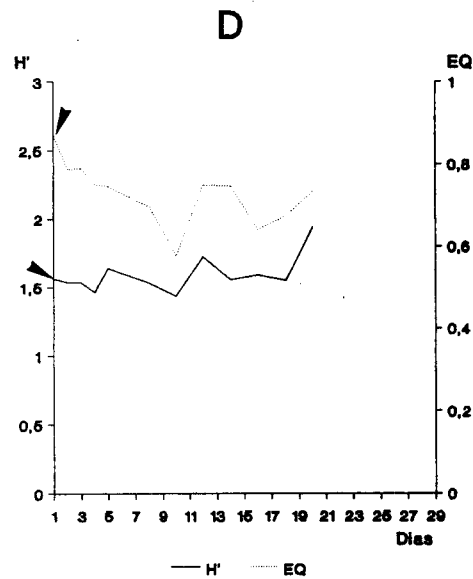
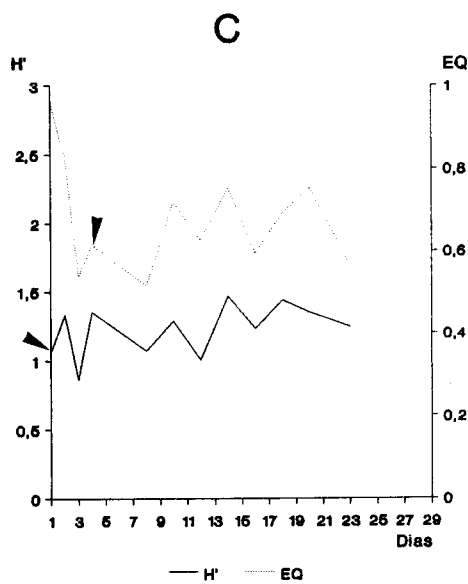
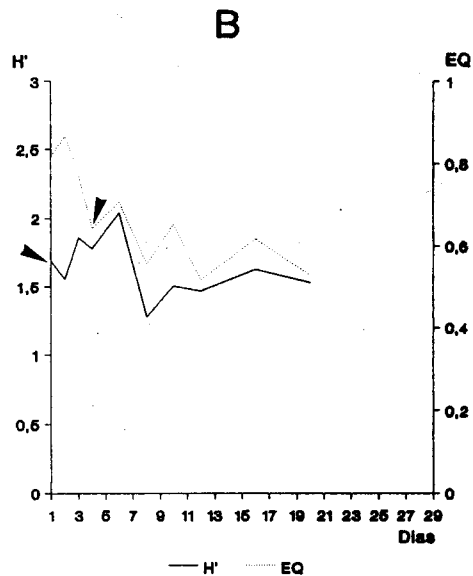
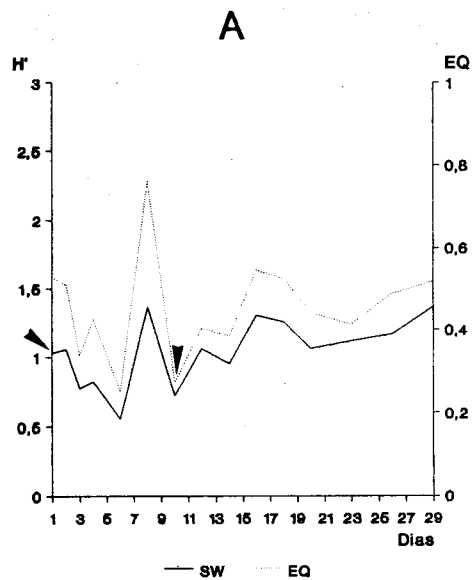


Figura 31. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Verão. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

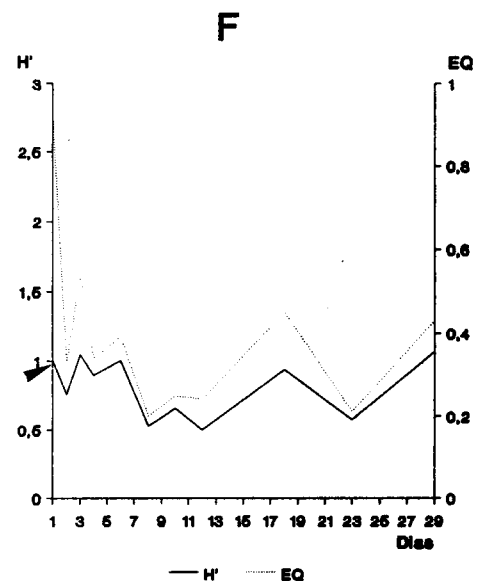
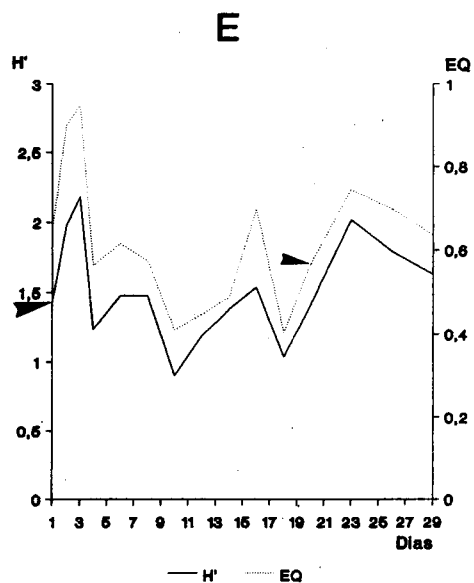
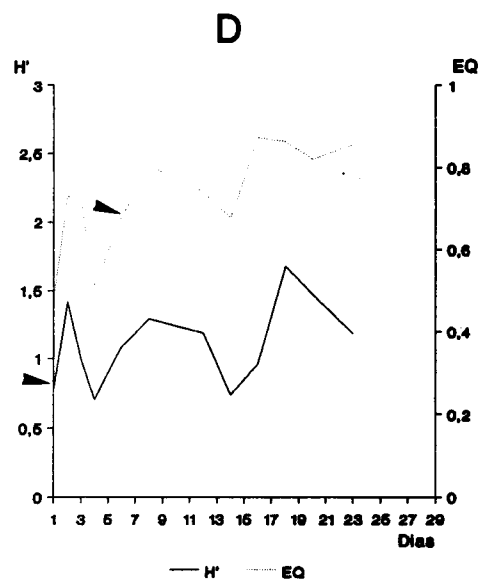
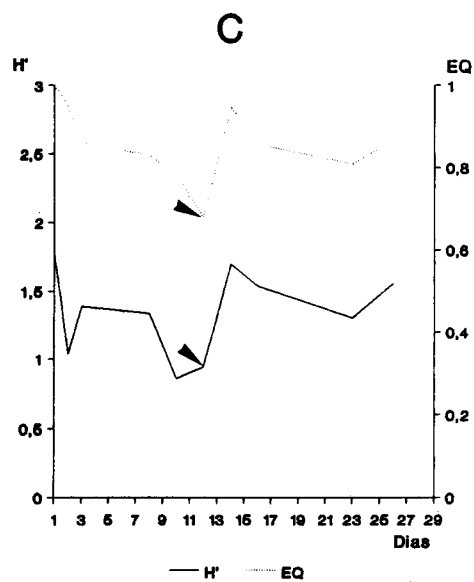
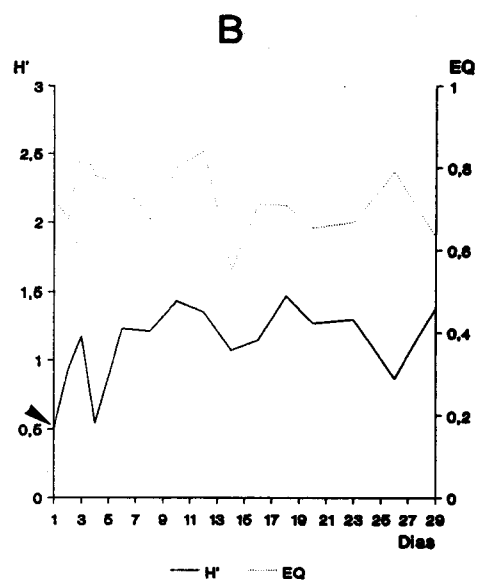
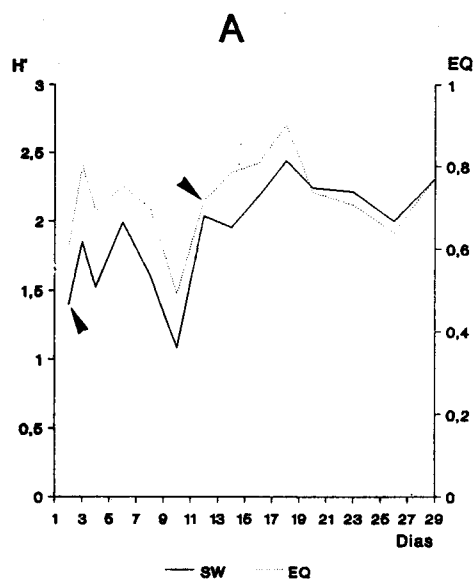


Figura 32. Variação temporal do índice de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade (EQ) para os diferentes locais no Outono. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

efeitos das oscilações das frequências relativas dos *taxa*. A equitabilidade, torna-se mais sensível a estas oscilações, por ser independente do número de *taxa* presentes.

Os valores obtidos no de Inverno, parecem contrariar a tendência acima exposta. A instabilidade das condições ambientais, bem como a provavelmente fraca estruturação das comunidades, poderão explicar este facto. As comunidades de macroinvertebrados bentónicos no Inverno são constituídas por um elevado número de *taxa* de reduzida ocorrência (anexo 2), conduzindo a pequenas oscilações das suas frequências relativas. Por este motivo, **EQ** tem, no Inverno, comportamento mais estável do que **H'**, o qual depende do número de *taxa* presentes.

No Verão, o índice de **Shannon-Wiener** atinge, logo a partir do primeiro dia, o patamar de estabilização (**fig.31**). Esta rápida estabilização é consequência directa dos picos de abundância de um reduzido número de *taxa* (anexo 2), os quais praticamente dominam a comunidade nos substratos de colheita. Estes resultados, na sua globalidade, concordam com os de **KHALAF & TACHET(1977)**.

A rápida estabilização do índice de diversidade neste estudo, contrasta com a observada em outros, onde o substrato se encontra mais isolado da fonte dos organismos: caso de um canal recentemente colonizado (**GORE, 1979**), e de substratos suspensos (**COVER & HARREL, 1978**). Nestas situações, o padrão temporal de variação aponta para uma tendência permanentemente crescente, exceptuando a fase inicial. Verifica-se assim, por parte da comunidade, uma maior dificuldade na sua estruturação. Realça-se, deste modo, a influência da distância à fonte no estabelecimento do processo de colonização (**GORE, 1979; BOULTON et al, 1988; BROOKS & BOULTON, 1991**)

O índice de estabilização de **H'** (**F_{H'}**) (**fig.33**) apresenta, para a larga maioria dos casos, valores da mesma ordem de grandeza, sendo as suas diferenças mais marcantes resultado de tempos de estabilização diferentes.

O índice de estabilização da equitabilidade (**F_{EQ}**) (**fig.34**), contrariamente a **F_{H'}**, apresenta uma maior disparidade de valores, inclusivamente em situações com idêntico tempo de estabilização. Dentro do patamar de estabilização, a equitabilidade apresenta um maior nível de oscilação, que decorre de uma maior sensibilidade a variações na distribuição das frequências relativas dos *taxa* das comunidades.

Embora tendo um carácter mais exigente, a equitabilidade parece

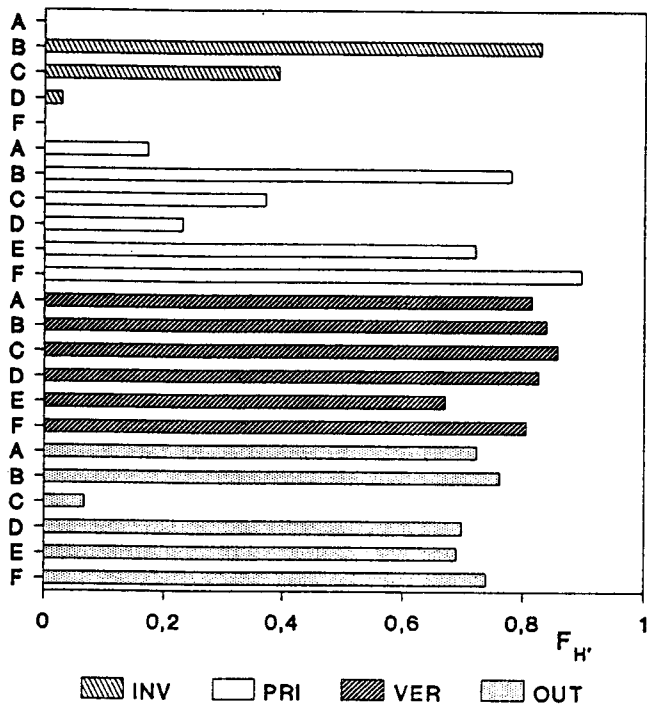


Figura 33. Índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener ($F_{H'}$).

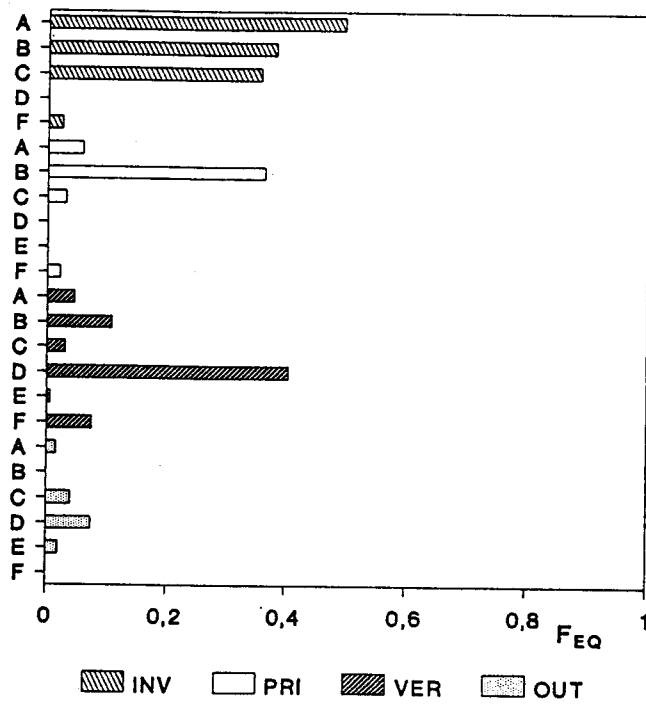


Figura 33. Índice de estabilização de equitabilidade (F_{EQ}).

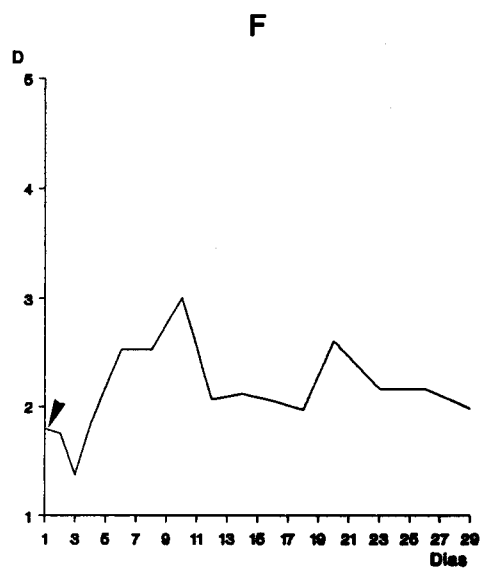
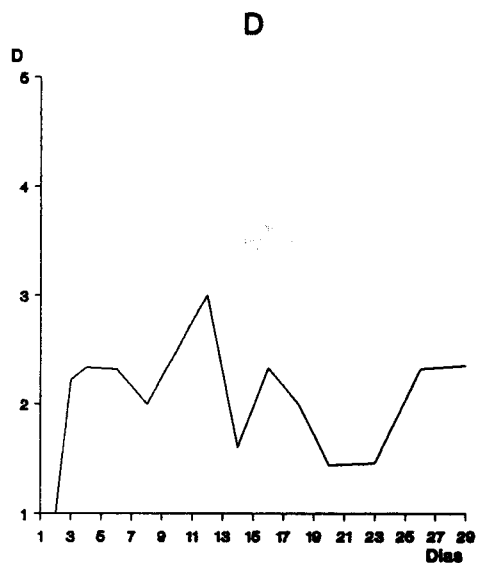
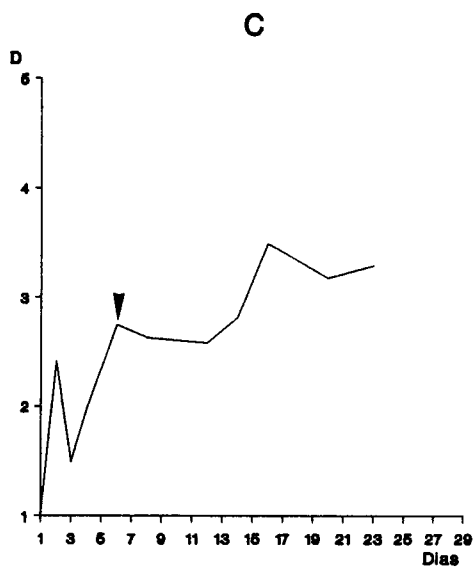
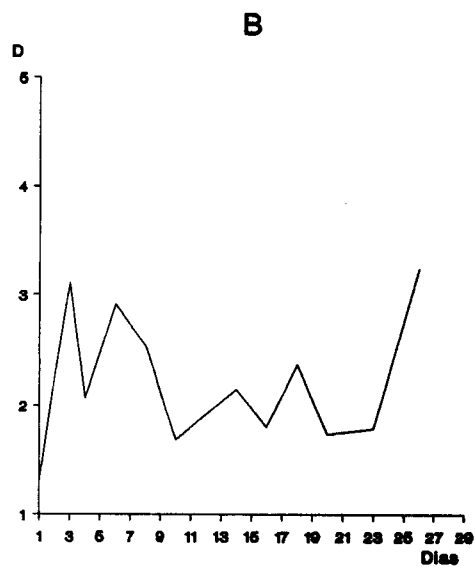
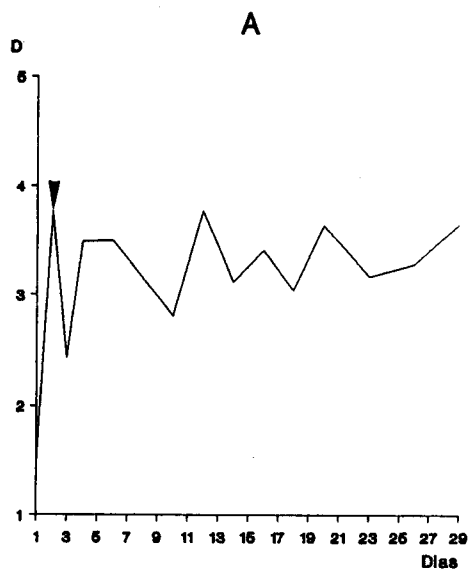


Figura 35. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Inverno. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

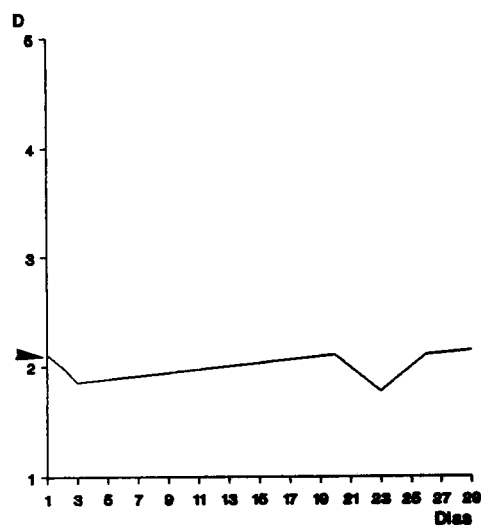
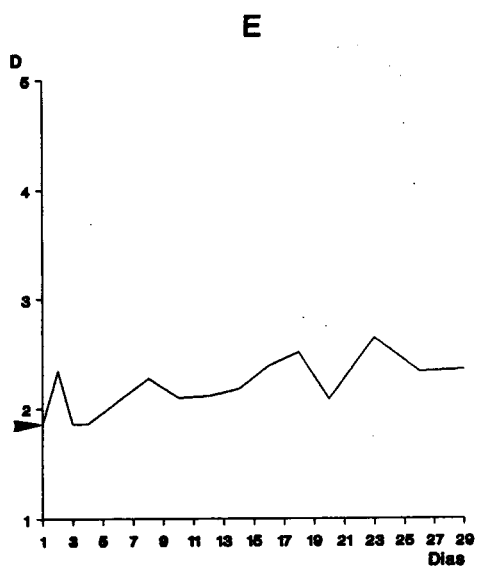
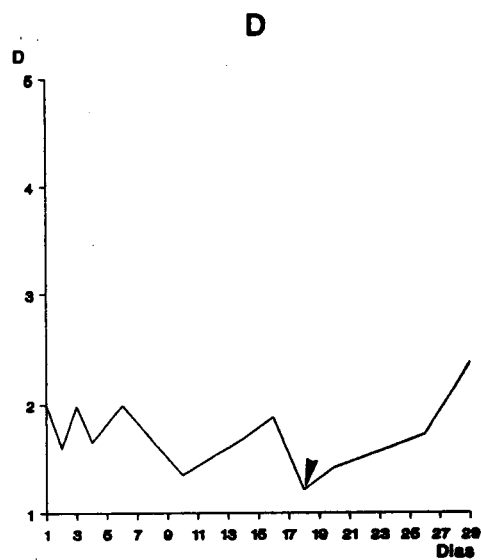
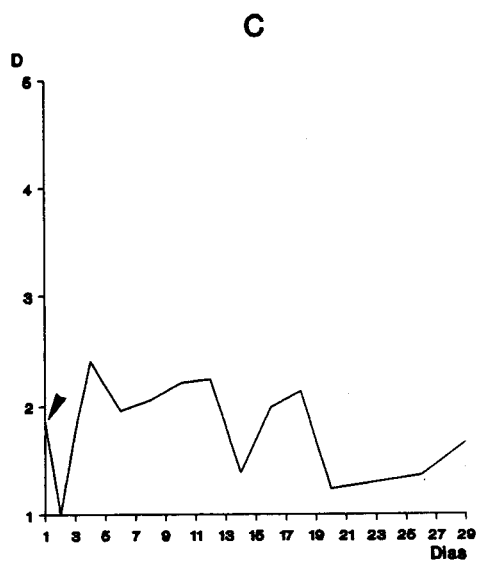
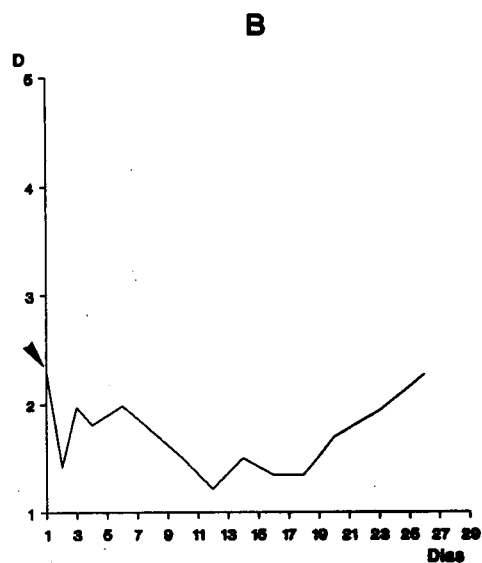
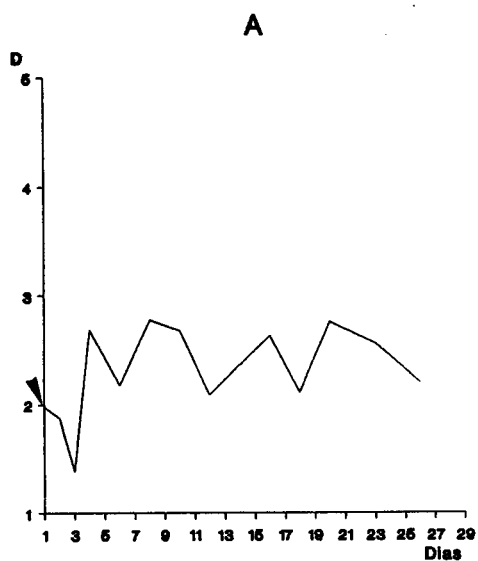


Figura 36. Variação temporal do índice tráfego (D) para os diferentes locais no Primavera. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

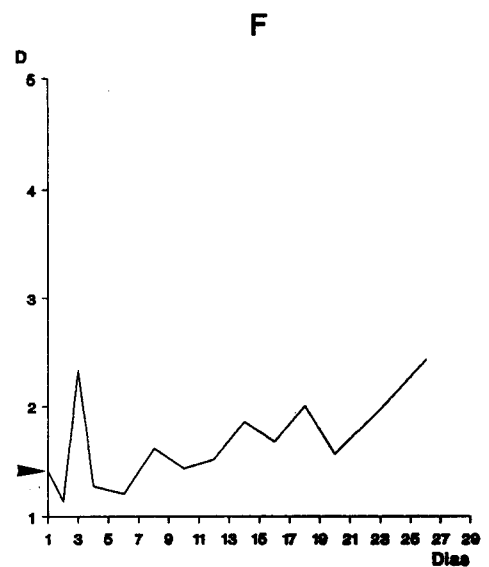
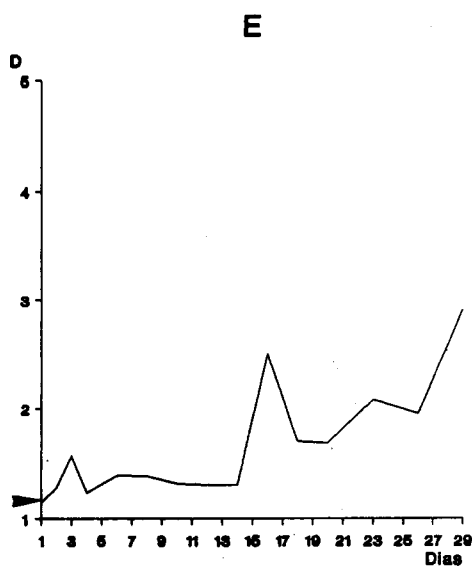
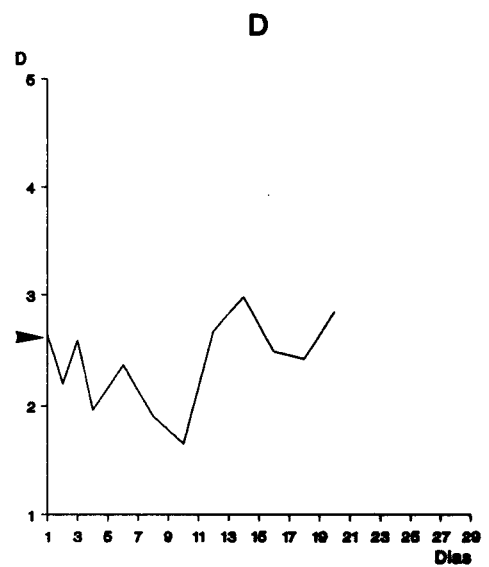
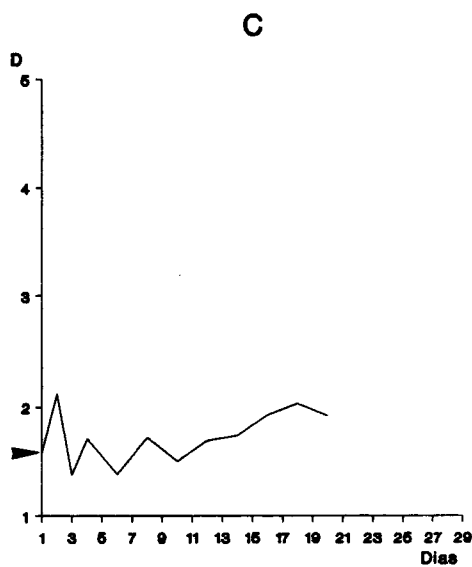
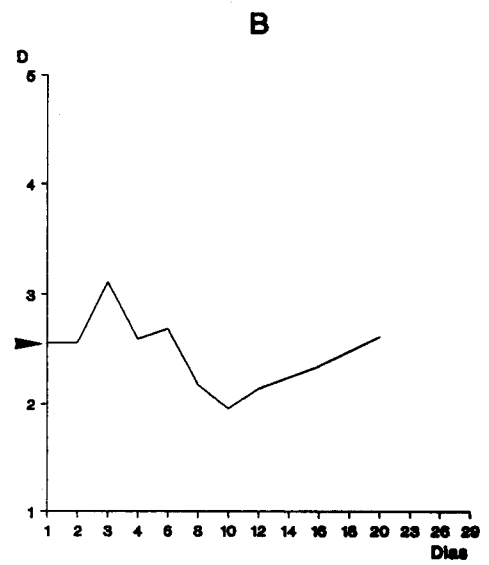
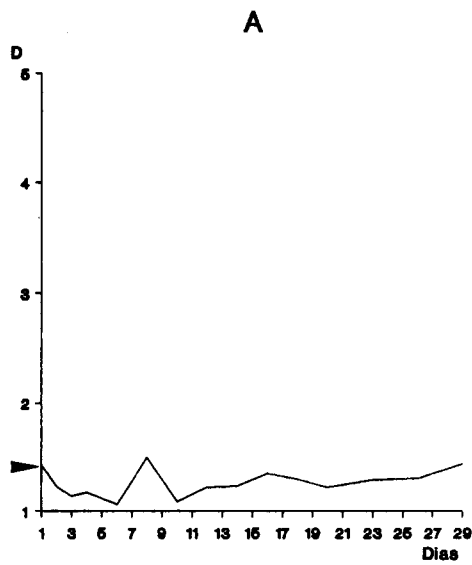


Figura 37. Variação temporal do índice tráfego (D) para os diferentes locais no Verão. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

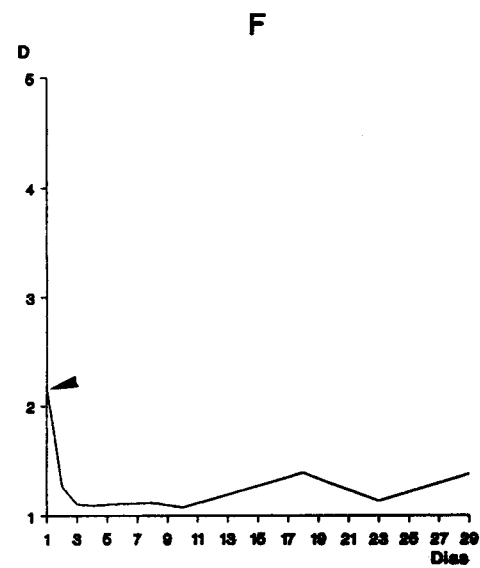
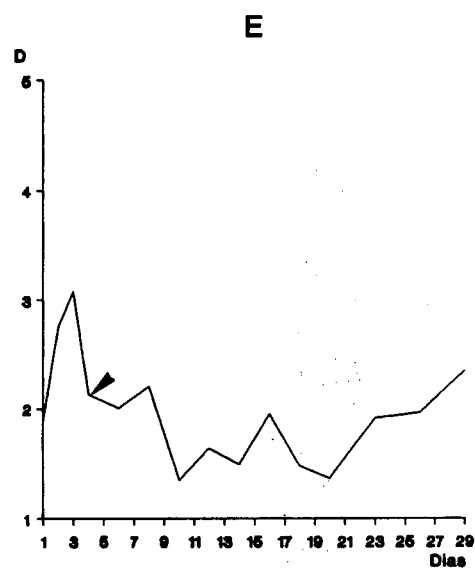
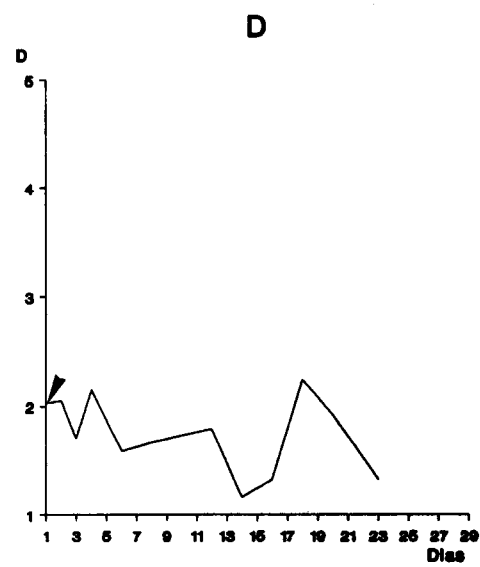
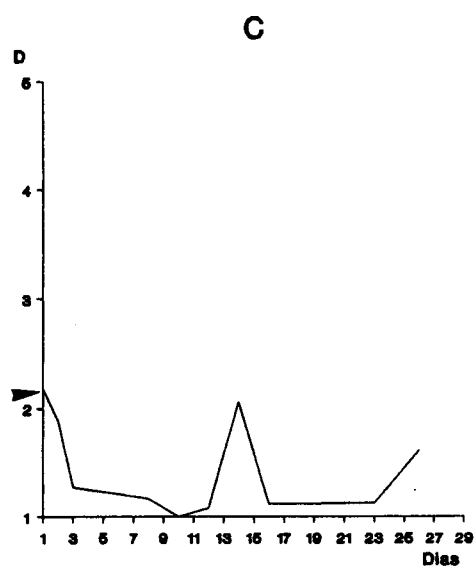
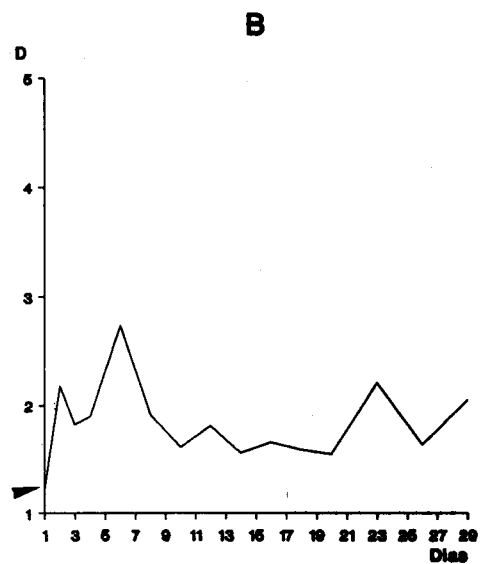
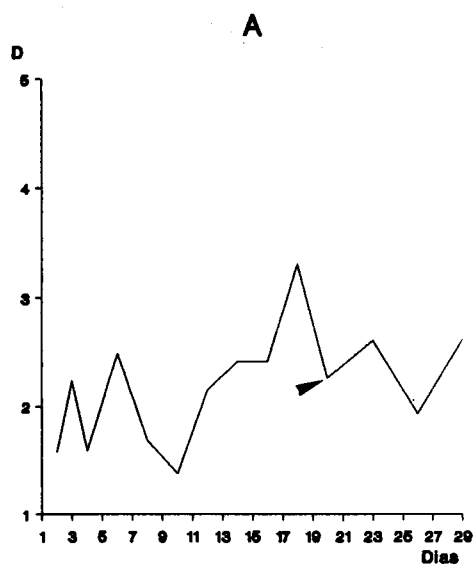


Figura 38. Variação temporal do índice trófico (D) para os diferentes locais no Outono. As setas assinalam o início do patamar de estabilização.

constituir um descritor mais apropriado de estabilização estrutural da comunidade. A sua independência, relativamente ao número de *taxa* presentes, torna-a inteiramente dependente da estabilização das frequências relativas dos *taxa* que constituem a comunidade. Ressalva-se, contudo, a sua aplicação em comunidades maioritariamente formadas por *taxa* de reduzida abundância.

O índice trófico tende a atingir o patamar de estabilização em menos tempo do que os índices anteriores (fig. 35 a 38). Os tempos de estabilização tendem a ser menores na Primavera e Verão. Este facto parece resultar, fundamentalmente, da menor presença de detritívoros e de colectores filtradores, grupos tróficos que apresentam uma grande irregularidade no padrão de temporal de colonização.

O carácter mais flutuante deste índice concorre, à semelhança do que se verifica com a equitabilidade, para uma elevada variabilidade dos índices de estabilização (F_D) (fig.39), observando-se também variações acentuadas referentes a situações com idênticos tempos de estabilização.

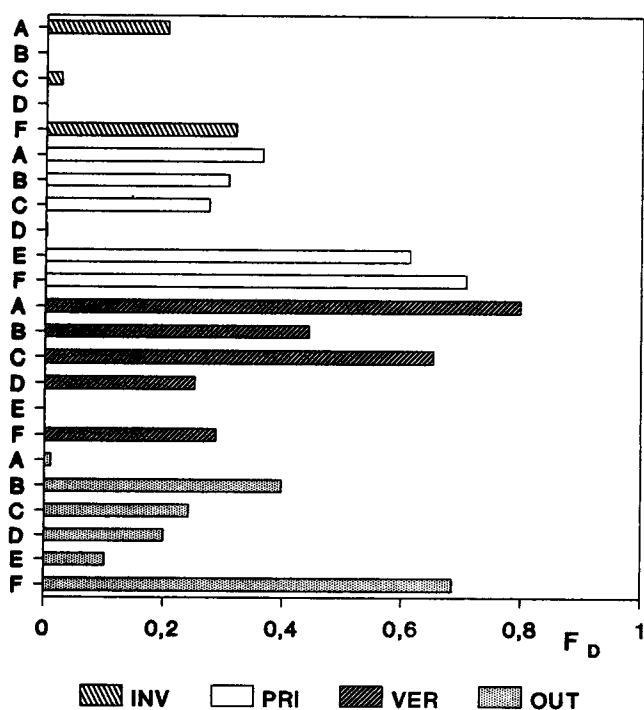


Figura 39. Índice de estabilização do índice trófico (F_D).

6.4.2. Estrutura trófica

Nas **figuras 40 a 43** apresenta-se, para cada época do ano, a análise aglomerativa referente à totalidade das amostras colhidas nos diferentes locais. As amostras foram descritas pelas frequências relativas dos grupos tróficos.

Na Primavera e Verão, de um modo geral, os grupos estabelecidos tendem a englobar amostras provenientes do mesmo local. As diferenças estruturais das comunidades tendem, assim, a sobrepor-se às diferenças decorrentes do padrão temporal de colonização. No Inverno e no Outono, esta tendência não é tão evidente, verificando-se, frequentemente, que, amostras de vários locais e com tempos de colonização diferentes, pertencem ao mesmo grupo.

A análise aglomerativa também torna claro que não é possível, em termos globais, individualizar fases precisas do processo de colonização, para cada época do ano. Em qualquer das campanhas, detectam-se no mesmo grupo amostras referentes a tempos de colonização substancialmente diferentes.

Os diagramas triangulares (**fig. 44 a 47**), ao nível particular das situações estudadas, revelam certas tendências estabilizantes, as quais podem ter características diferentes.

Numa primeira abordagem, torna-se mais uma vez evidente, ser no Verão que a estabilização se processa com maior rapidez. Sempre que é detectada, atinge-se logo ao fim do primeiro dia. O Inverno, regista uma maior dificuldade na estabilização da estrutura trófica. A instabilidade ambiental de Inverno, e a também já referida, maior mobilidade dos organismos no Verão, poderão concorrer para estas situações.

O comportamento das comunidades, nas situações consideradas estáveis, é bastante variável, não apresentando características definidas para os locais ou para as épocas do ano (ver áreas de estabilização nas **figuras 44 a 47**). A variação trófica média ($\overline{\Delta TR}$) (**fig. 48**), que expressa de uma forma sintética a amplitude da área de estabilização, apresenta valores de idêntica ordem de grandeza. Este facto faz supor que, quando a estrutura trófica atinge uma certa estabilidade, tende a flutuar temporalmente com amplitudes médias formalmente idênticas.

Em termos gerais, os **particulófagos** e os **fitófagos** apresentam uma maior percentagem de variação (ΔTR)

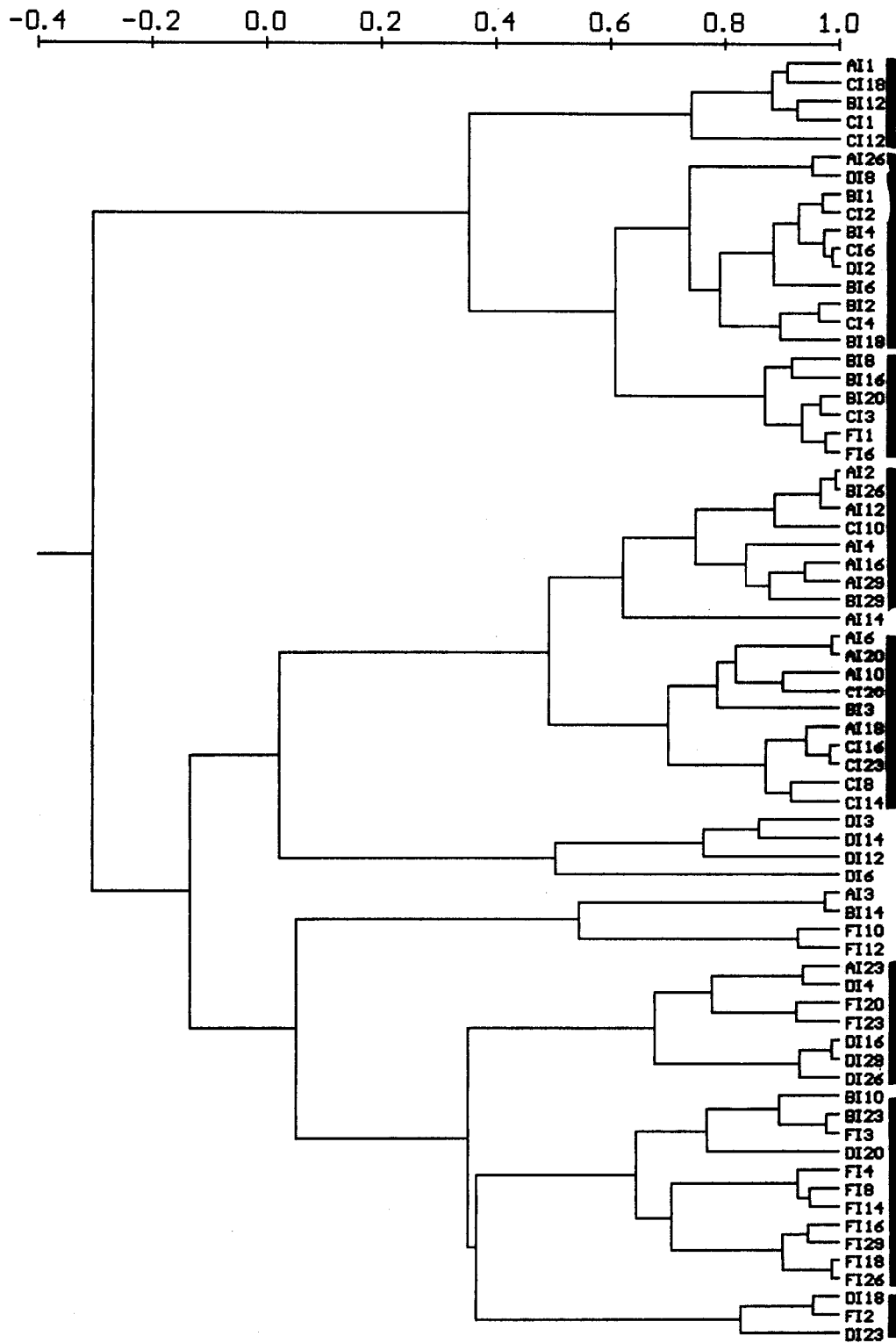


Figura 40. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Inverno, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos. Correlação cofenética= 0,7.

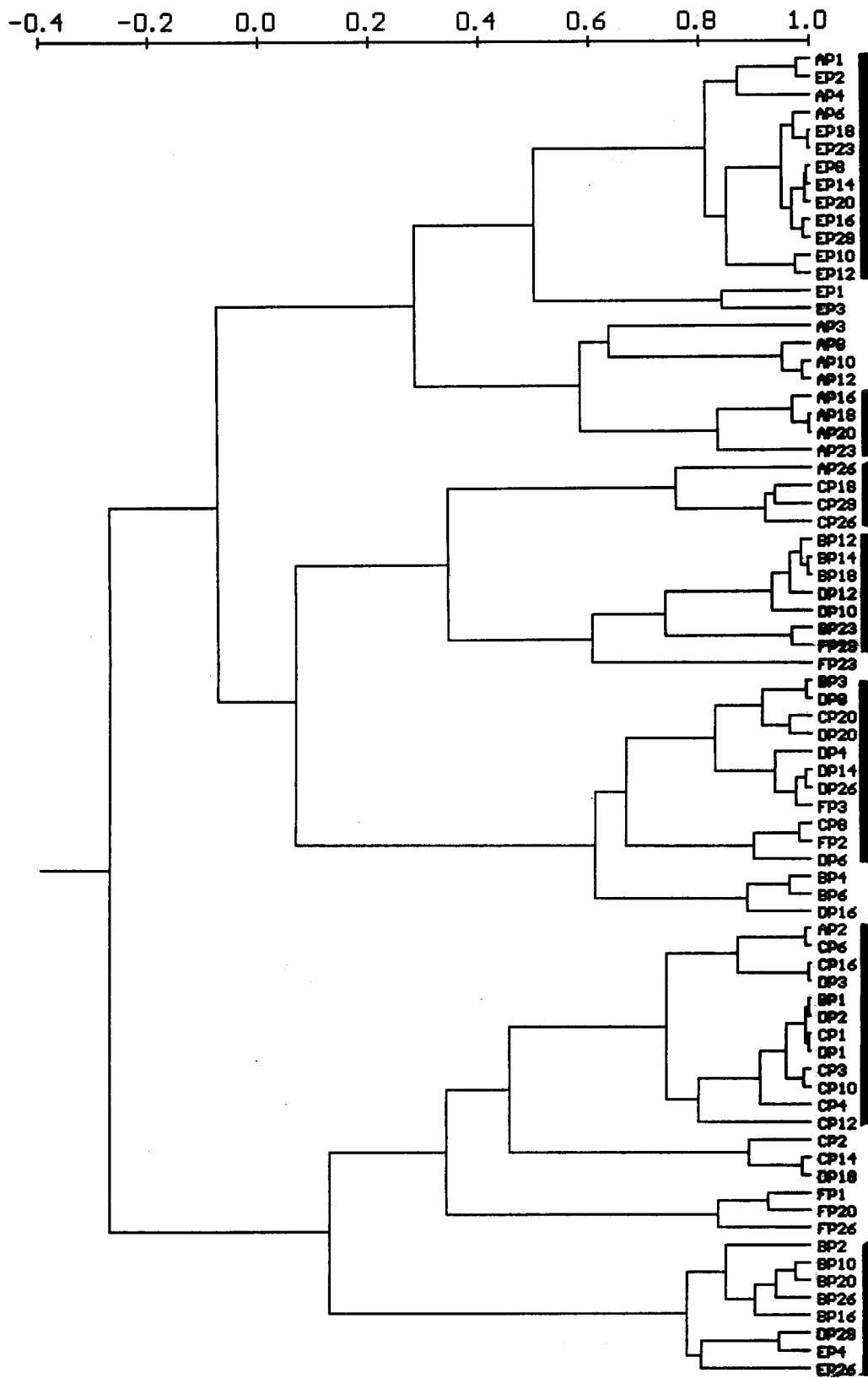


Figura 41. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuada no Primavera, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos. Correlação cofenética= 0,67.

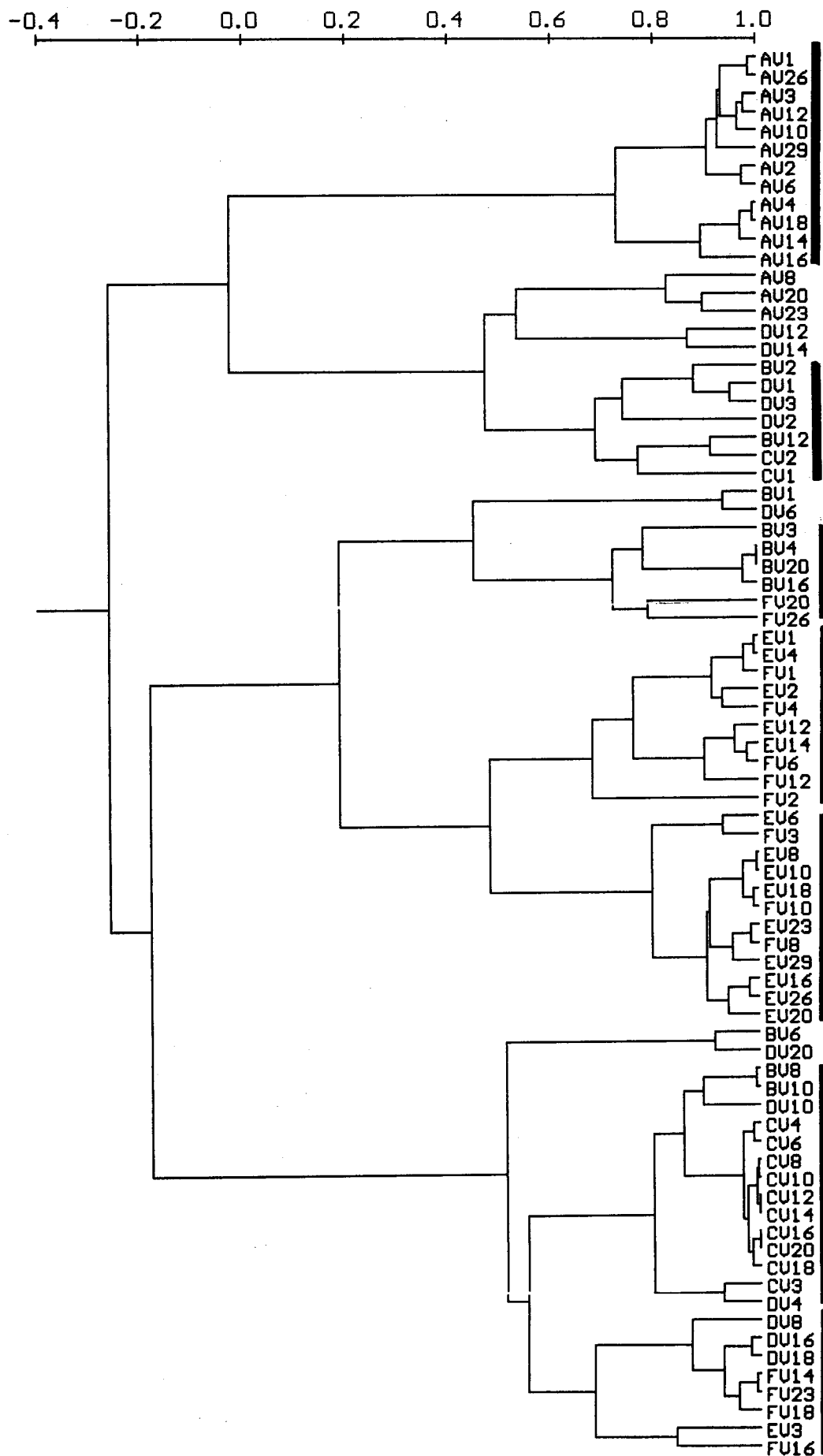


Figura 42. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Verão, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos. Correlação cofenética= 0,74.

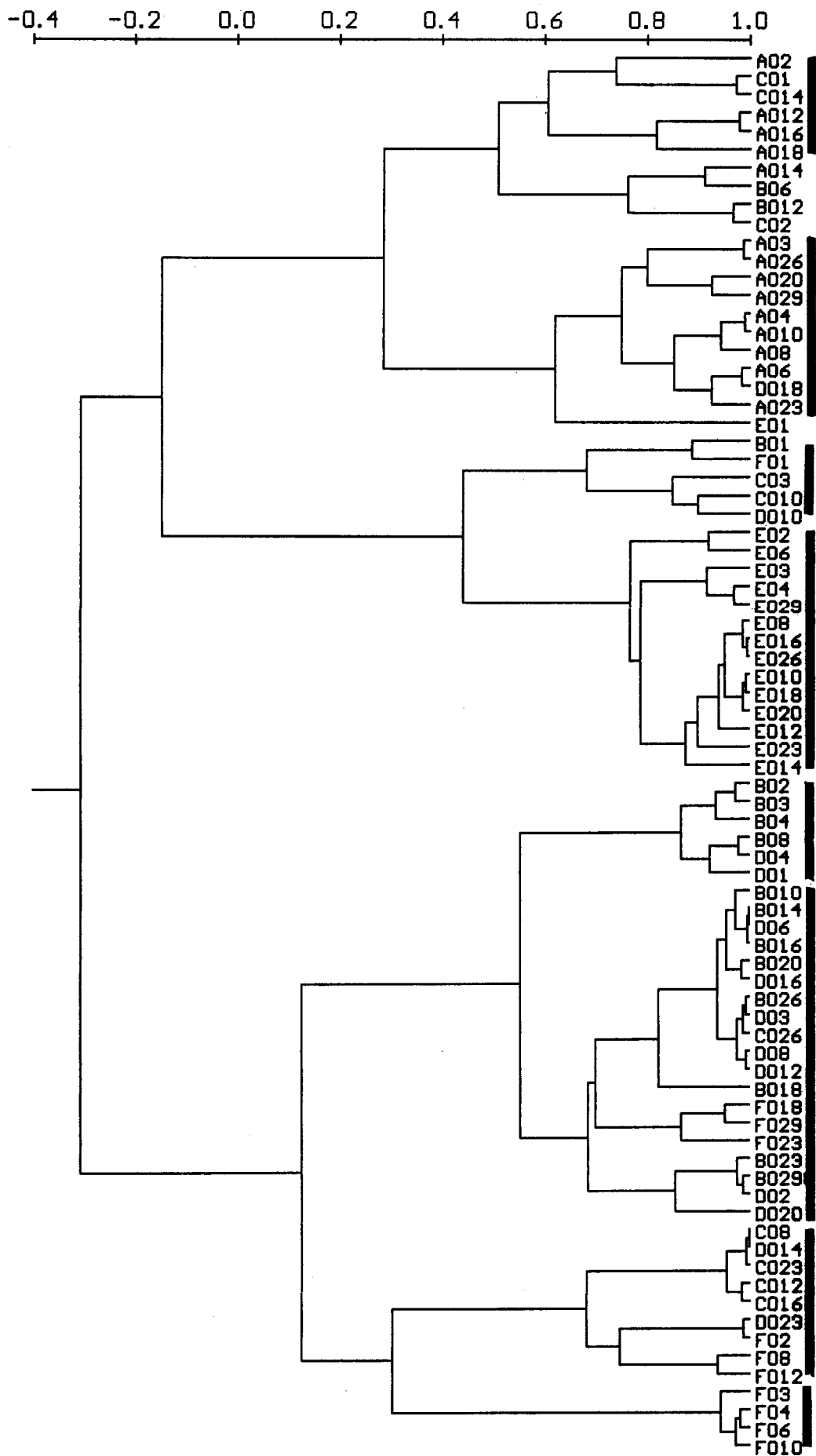


Figura 43. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuada no Outono, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os descritores utilizados foram os grupos tróficos. Correlação cofenética= 0,74.

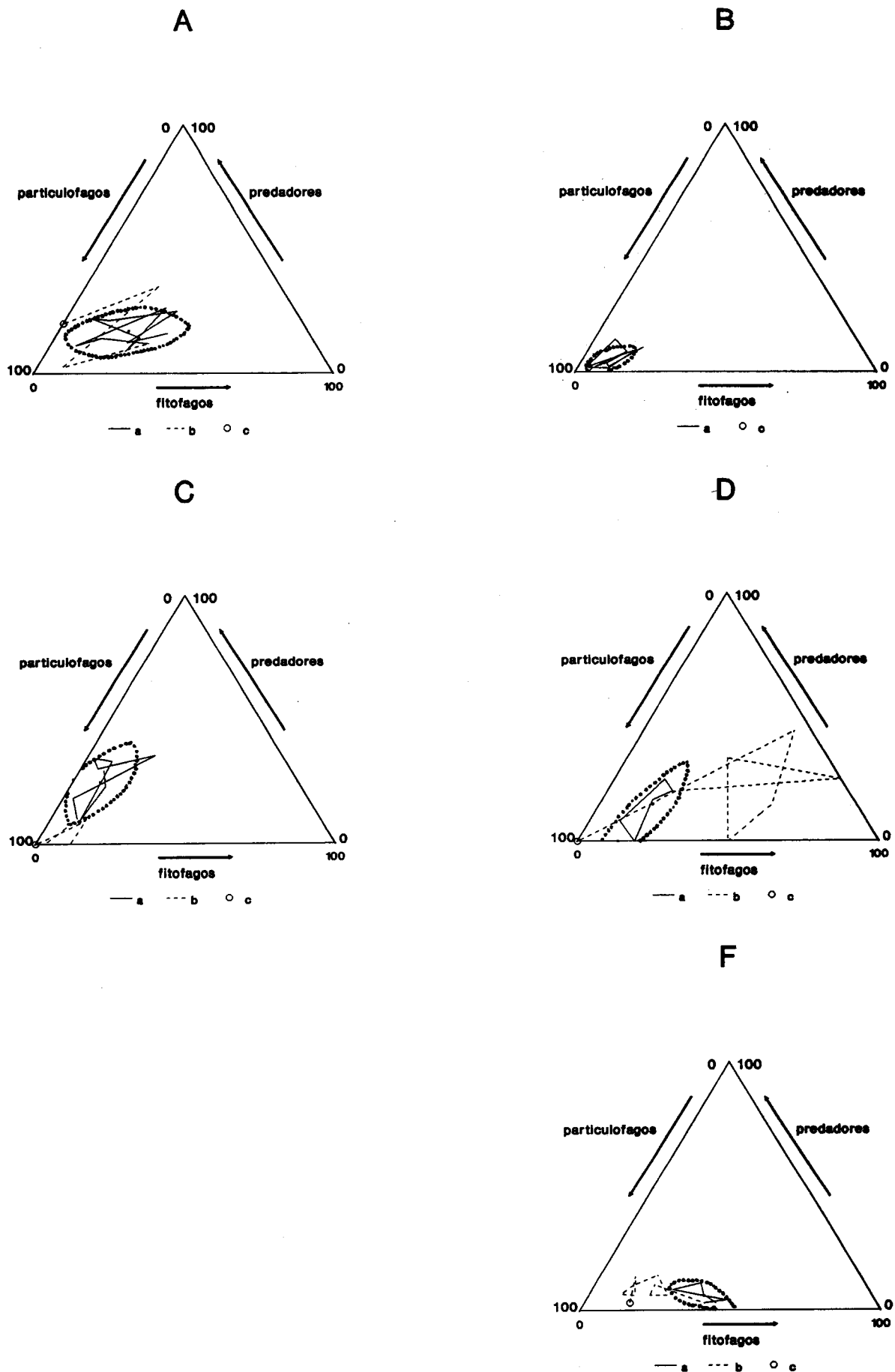


Figura 44. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Inverno. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

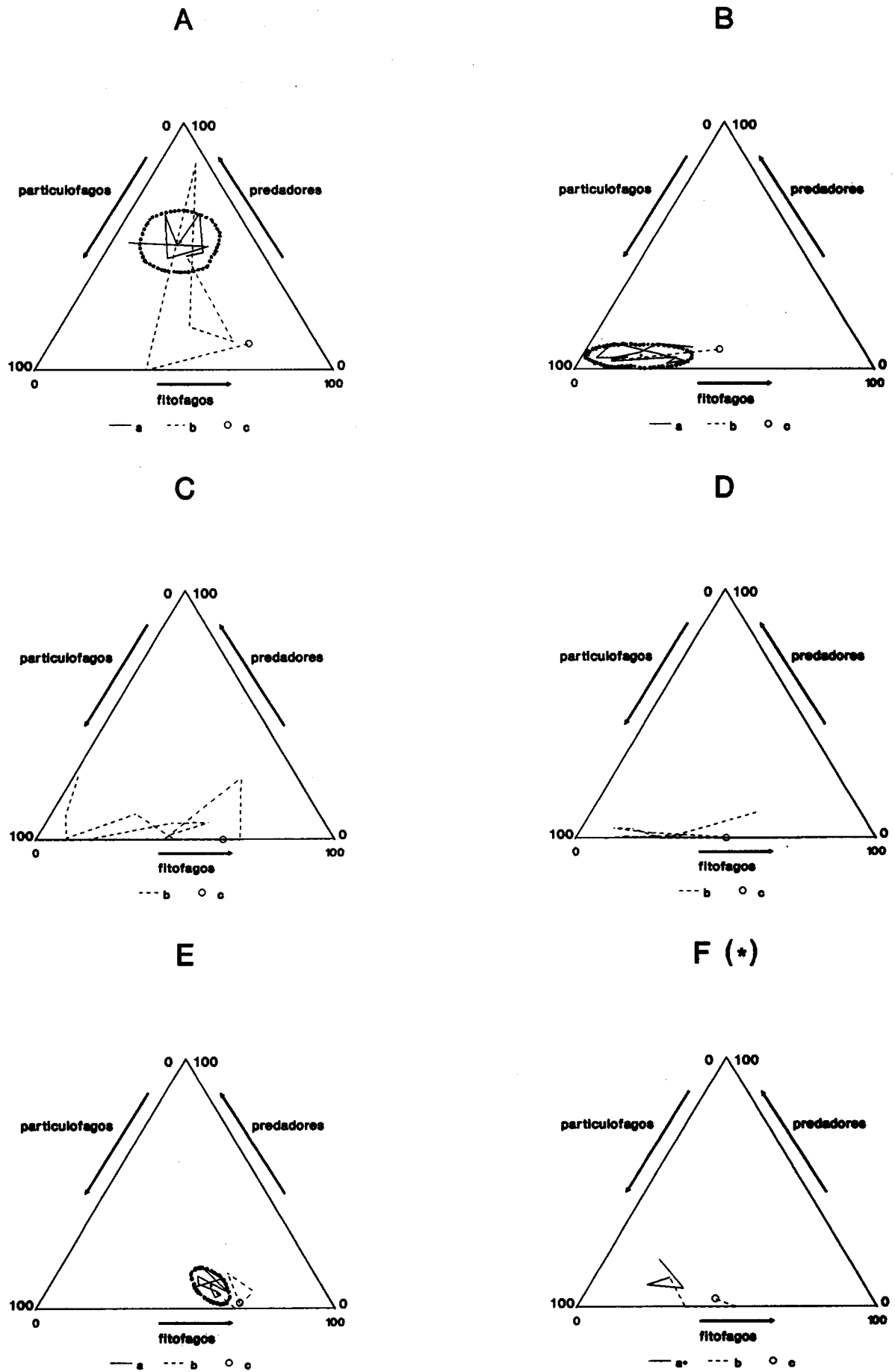


Figura 45. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica na Primavera. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

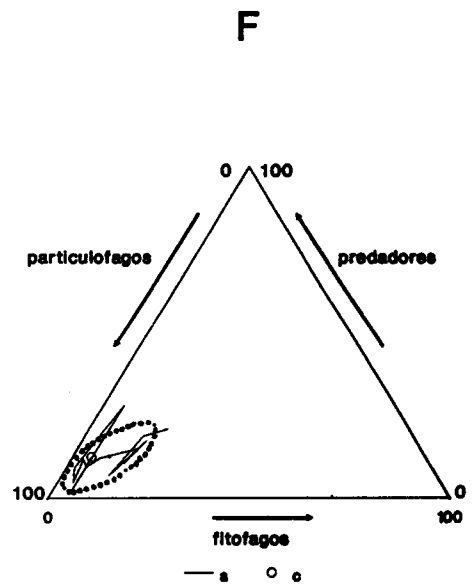
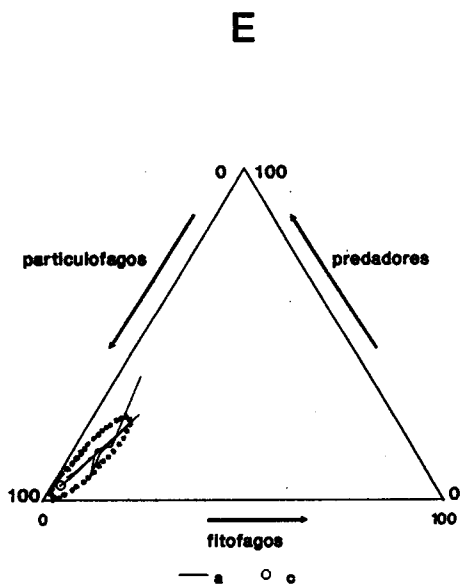
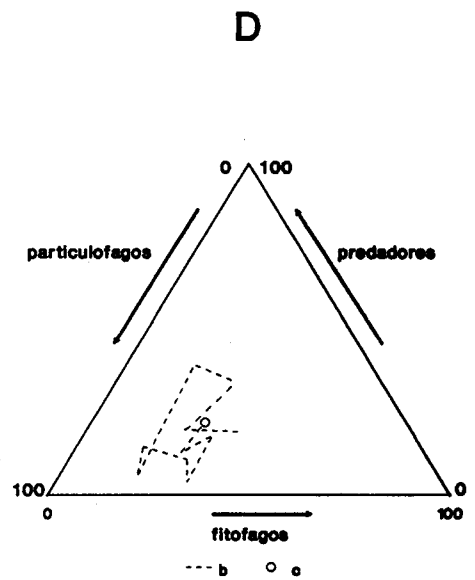
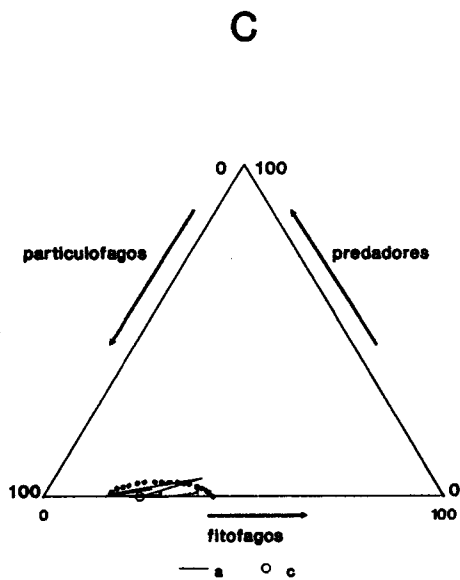
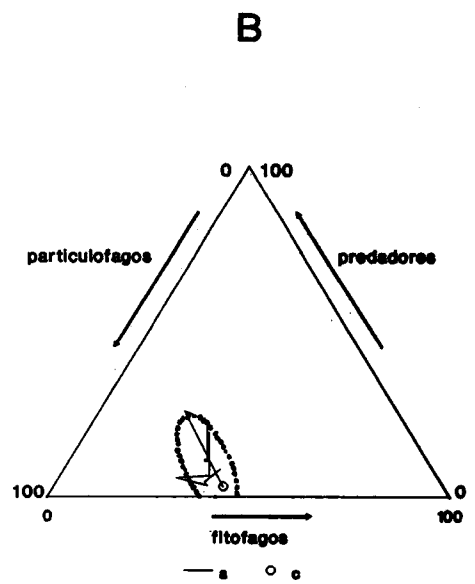
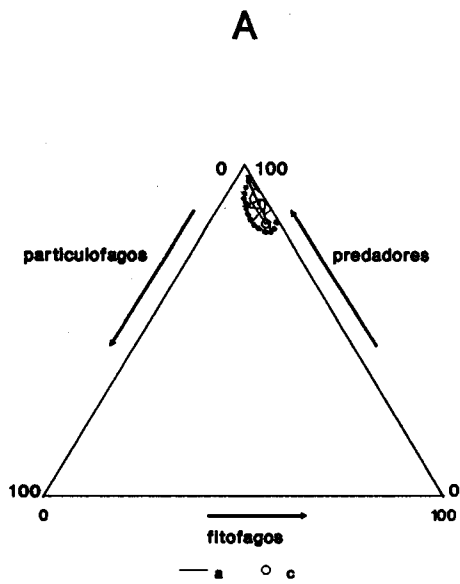


Figura 46. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Verão. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

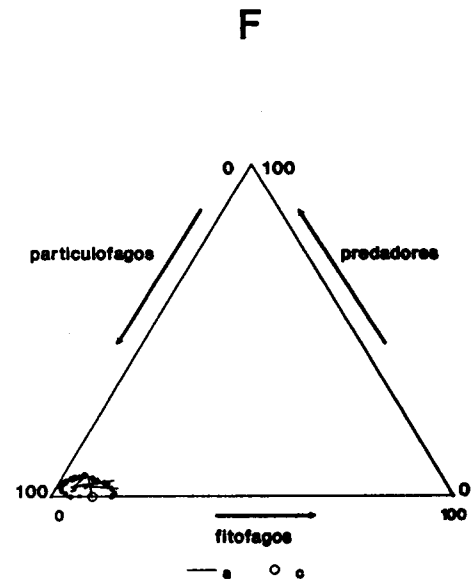
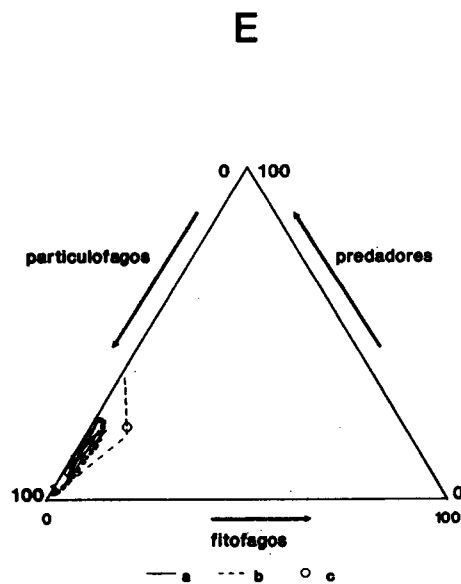
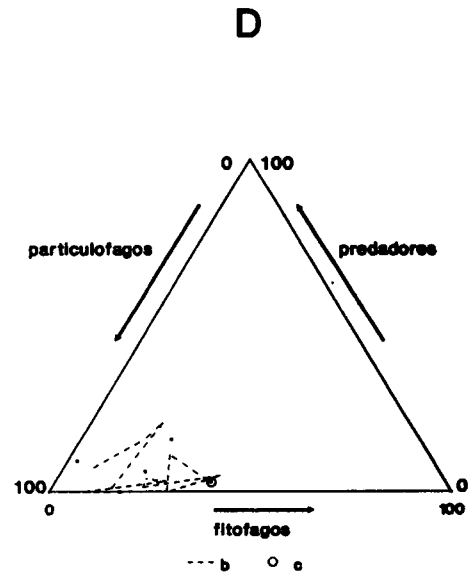
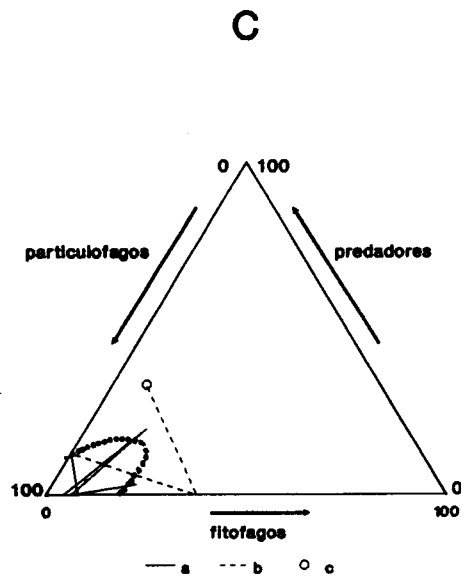
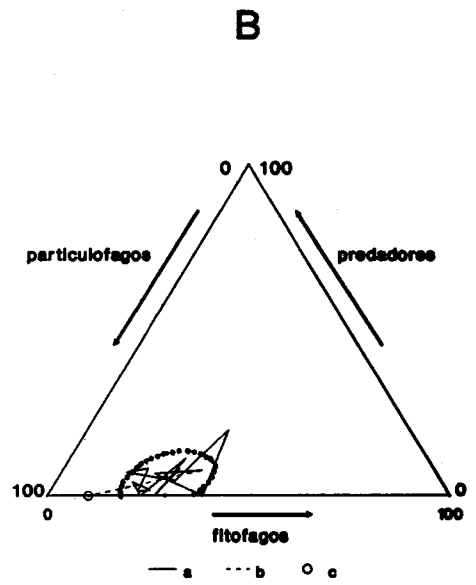
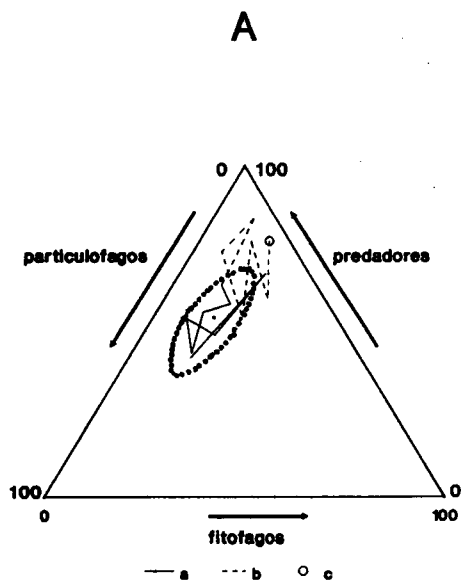


Figura 47. Diagramas triangulares referentes, para cada local, à variação temporal da estrutura trófica no Outono. a - fase estável; b - fase não estável; c - início de colonização. A área delimitada a ponteados corresponde à área de estabilização ($p < 0,01$).

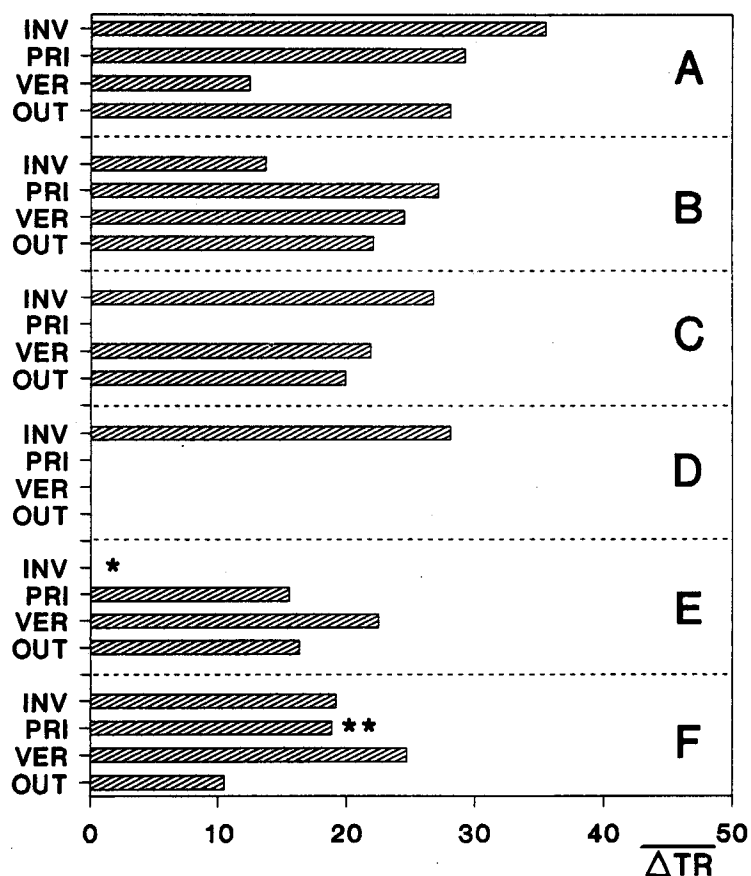


Figura 48. Variação trófica média (ΔTR), de cada local, para cada época do ano (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens das fases intermédias do processo de colonização).

relativamente aos predadores (fig. 49). A fixação destes dois grupos tróficos depende principalmente das condições de habitabilidade dos substratos, nomeadamente no que se refere à disponibilidade da matéria orgânica particulada e de perifiton (McAULIFE, 1982; LAKE & DOEG, 1985). Embora a colocação dos substratos tivesse obedecido a critérios de homogeneidade ecológica é, no entanto, impossível que a retenção de matéria orgânica particulada e que o desenvolvimento do perifiton, sejam idênticos para todos os substratos. Alguma variação na disponibilidade alimentar poderá concorrer para uma maior variabilidade destas componentes tróficas. Uma menor abundância de perifiton nos substratos relativamente ao meio natural, acarreta, como consequência, um menor grau de fixação dos fitófagos. Estes tendem a abandonar os substratos para procurarem zonas de maior disponibilidade alimentar.

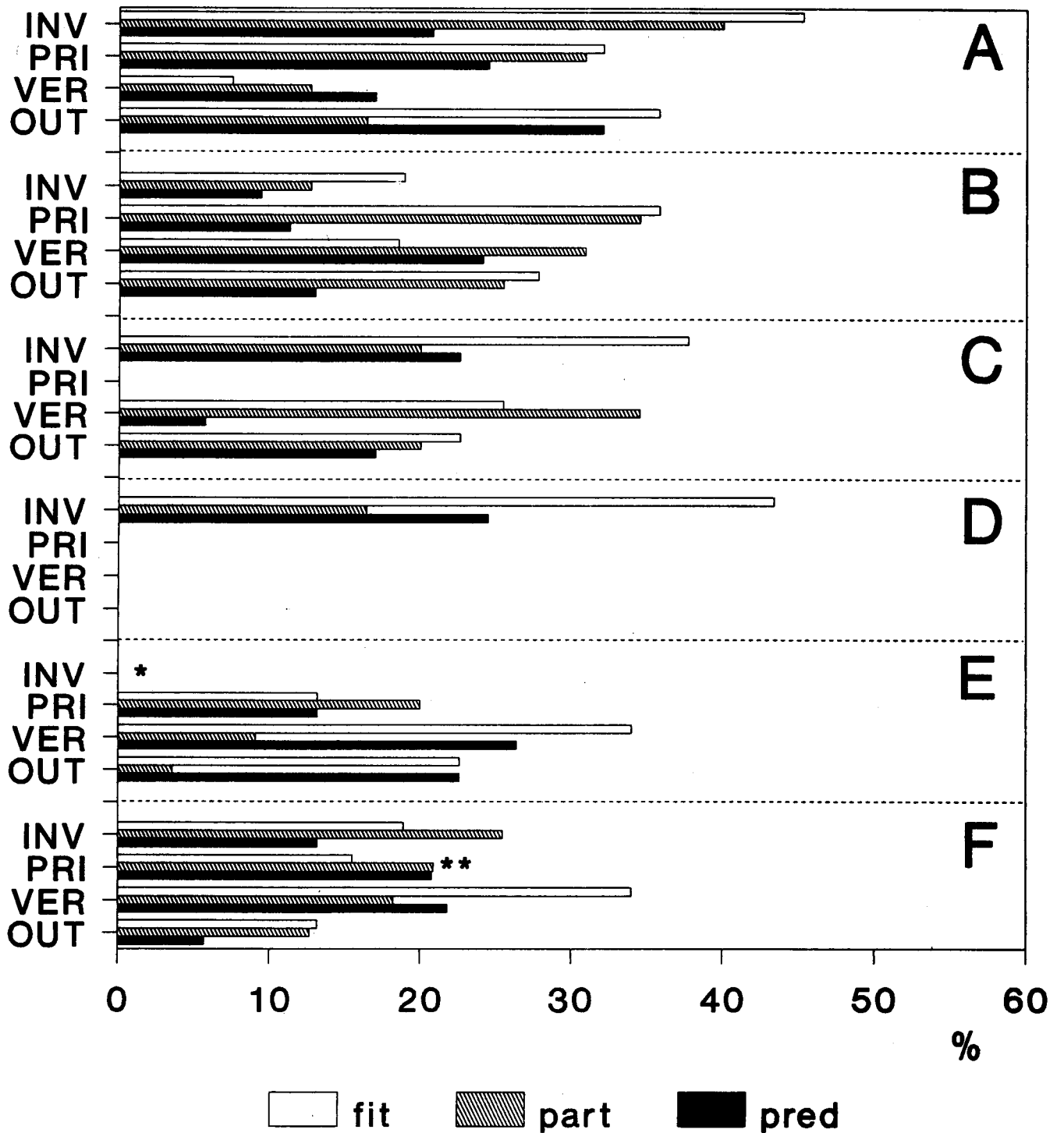


Figura 49 Comparação das percentagens de variação tróficas (ΔTR), de cada local, nas diferentes épocas do ano (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens das fases intermédias do processo de colonização).

O índice de estabilização trófica (F_{TR}) (fig.50) vem de novo, realçar o carácter

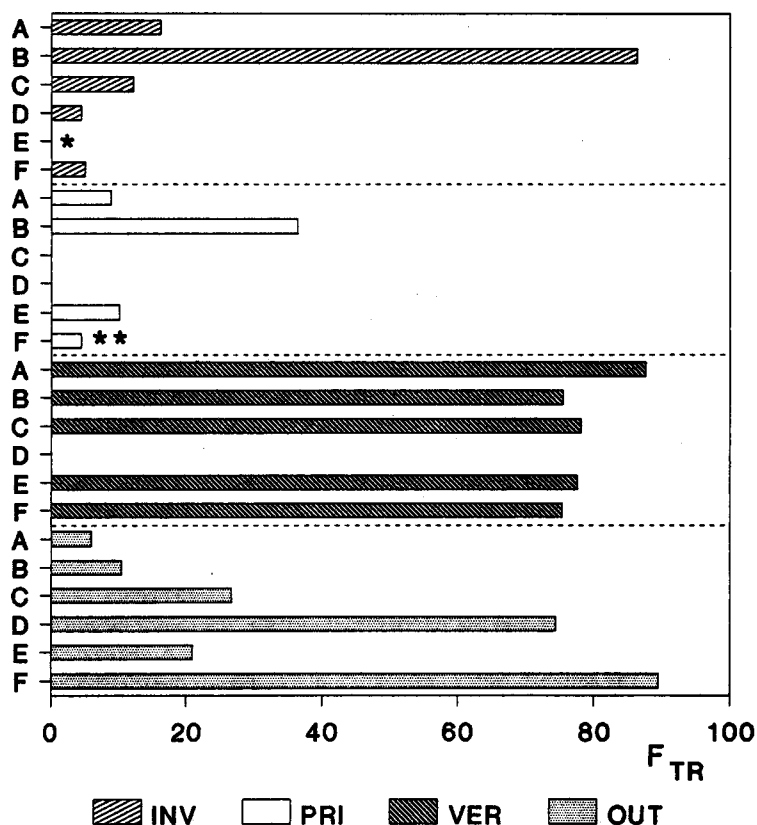


Figura 50. Índice de estabilização trófico (F_{TR}) das diferentes situações estudadas (* - amostras não efectuadas; ** - impossível efectuar amostragens das fases intermédias do processo de colonização).

mais estabilizante das situações de Verão. Os seus valores são claramente superiores aos dos das restantes épocas do ano, notando-se, contudo, valores excepcionalmente elevados para o local B no Inverno. Esta e outras discrepâncias serão analisadas posteriormente na discussão global (ver 6.5.).

Antes de se atingir a área de estabilização, a estrutura trófica tende a oscilar de forma aleatória, vindo, assim, a confirmar o carácter estocástico da fase inicial de colonização (GROSSMAN, 1982; GROSSMAN *et. al.*, 1982; LAKE *et. al.*, 1985; MINSHALL & PETERSEN, 1985). Apenas a estrutura trófica do local F no Inverno, parece variar, de uma forma menos aleatória. Antes de atingir a área de estabilização (fig.44). Após uma fase pioneira com clara dominância da componente **particulófaga**, esta tende a ser progressivamente substituída pela componente **fitófaga**. Este resultado,

embora sendo único, pode, de algum modo, indicar o carácter pioneiro que os colectores e os detritívoros assumem no processo de colonização (GORE, 1982).

Os resultados globais deste ponto, sugerem uma não especialização das componentes tróficas relativamente à fase de colonização. Este facto, já de alguma forma indiciado pela análise aglomerativa (fig. 40 a 43) é confirmado, pelos diagramas triangulares (fig. 44 a 47) para cada caso particular. A inexistência generalizada de sucessão ecológica da estrutura trófica, contrariamente ao verificado por FISHER *et al.* (1982), GORE (1982), MINSHALL *et al.* (1983), Boulton *et al.* (1991), HILDREW *et al.* (1991), poderá ter fundamentalmente duas causas: a maior proximidade à fonte dos organismos; e o estabelecimento da estrutura trófica baseada na politrofia dos *taxa*. Desta forma, não só a colonização é incrementada, como também se atenua uma compartimentação do posicionamento trófico dos organismos.

A estruturação das comunidades, parece pois, efectuar-se, a partir de organismos com diferentes graus de mobilidade e com comportamentos tróficos diversificados, consistindo a fase inicial do processo de colonização, na chegada dos organismos em função da facilidade de acesso ao substrato.

6.4.3. Estrutura Taxonómica

Os dendogramas referentes à análise aglomerativa das diferentes amostras descritas pelos respectivos *taxa* (fig. 50 a 54), à semelhança do ocorrido com a estrutura trófica, revelam uma certa sobreposição das situações estudadas, sobre as fases da colonização. Este facto, tornou necessário proceder ao estudo de cinética de colonização para cada situação isoladamente.

A análise em componentes principais revelou, para cada situação, alguma variação dos padrões temporais de colonização (ver anexo 5). Num reduzido número de casos não foi possível detectar fases sequenciais do processo de colonização, devido, não só a uma irregularidade deste processo (não é possível estabelecer grupos coesos sem englobar amostras com tempos de colonização bastante díspares), como também de uma deficiente estruturação das comunidades (as amostras concentram-se em larga maioria na origem do sistema de eixos de coordenadas). Nas restantes situações, registaram-se diferenças, quer no número, quer na duração das fases da colonização (fig. 55).

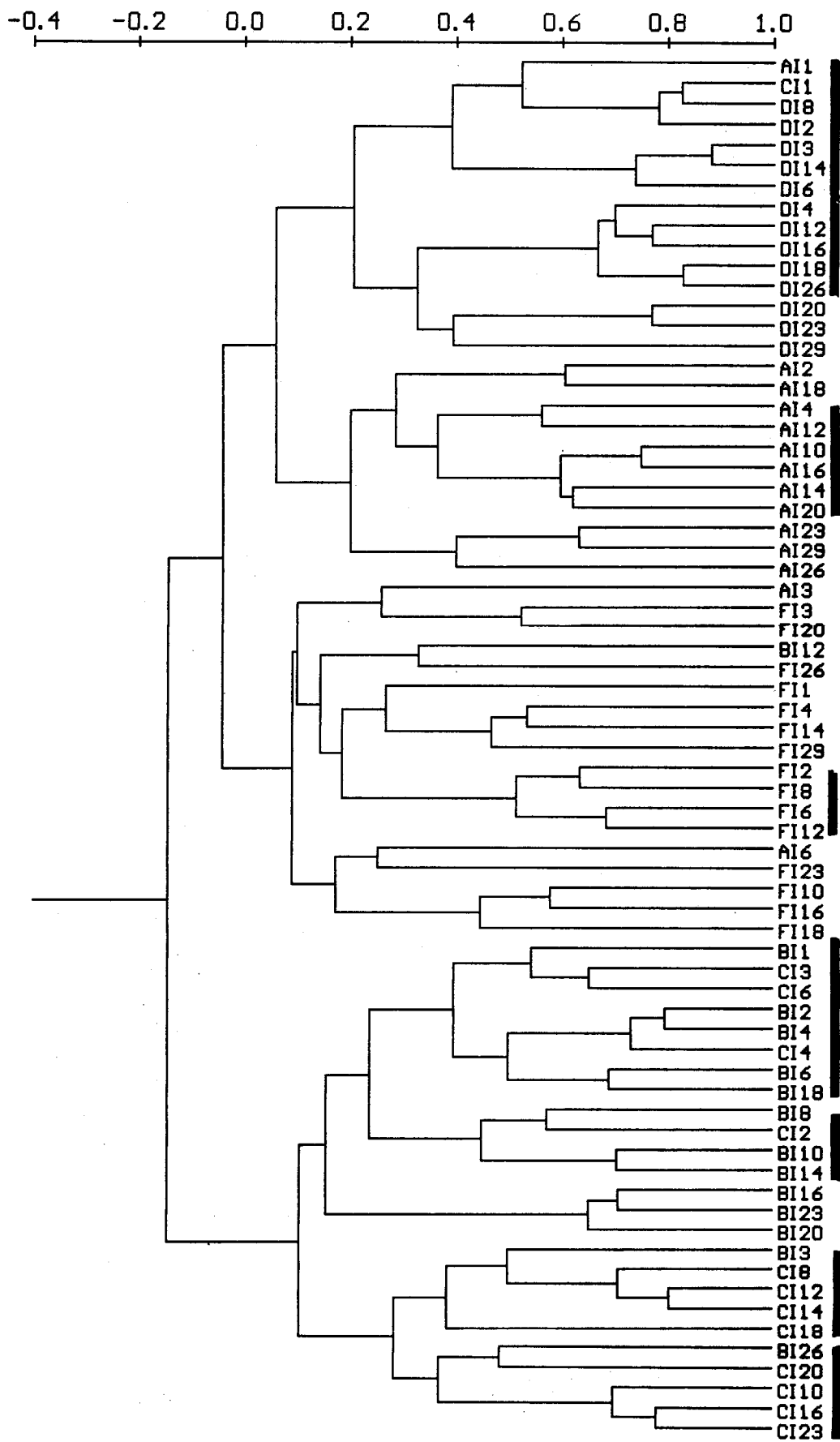


Figura 51. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Inverno, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética= 0,76.

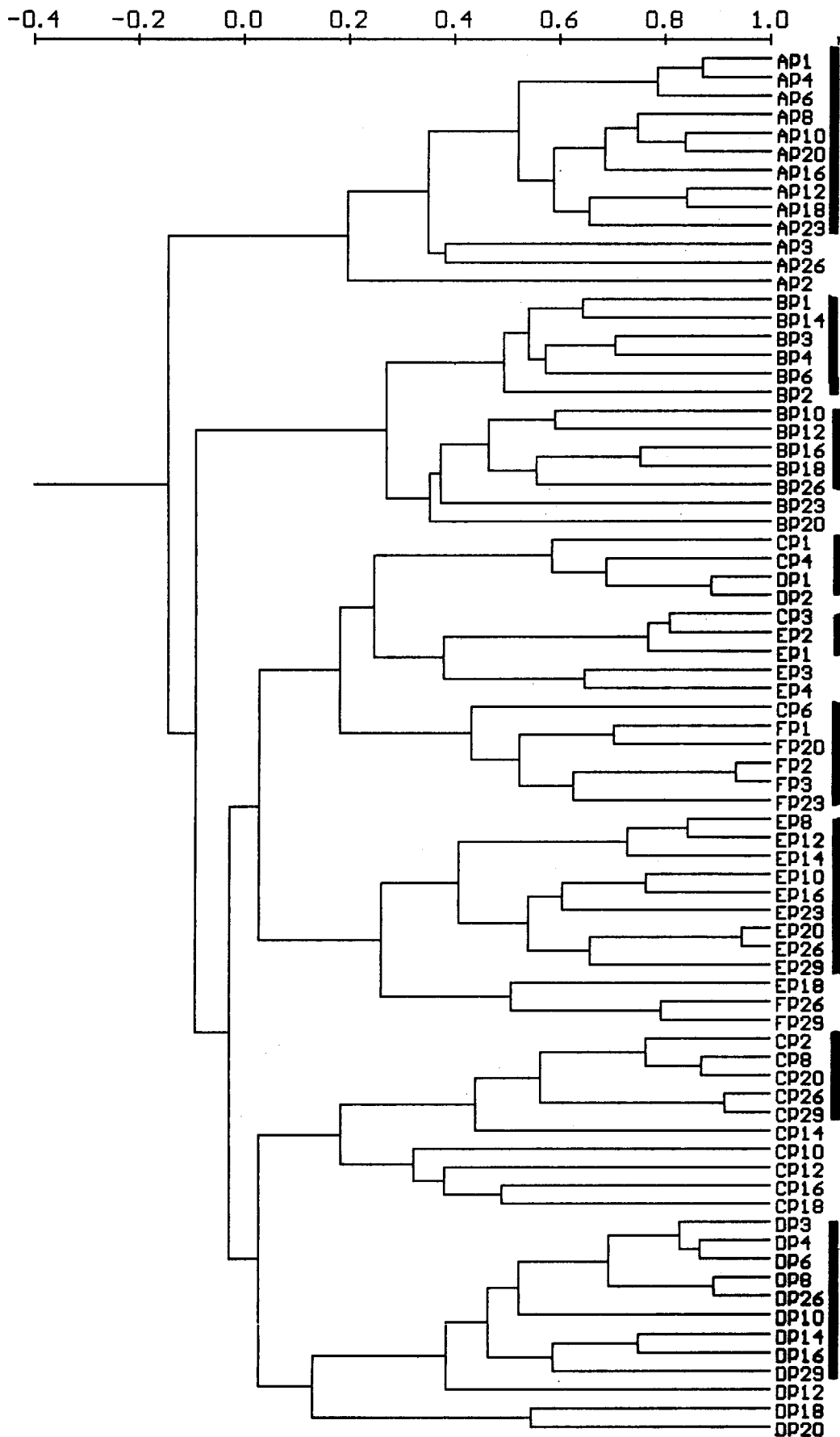


Figura 52. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas na Primavera, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os efectivos aos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética= 0,77.

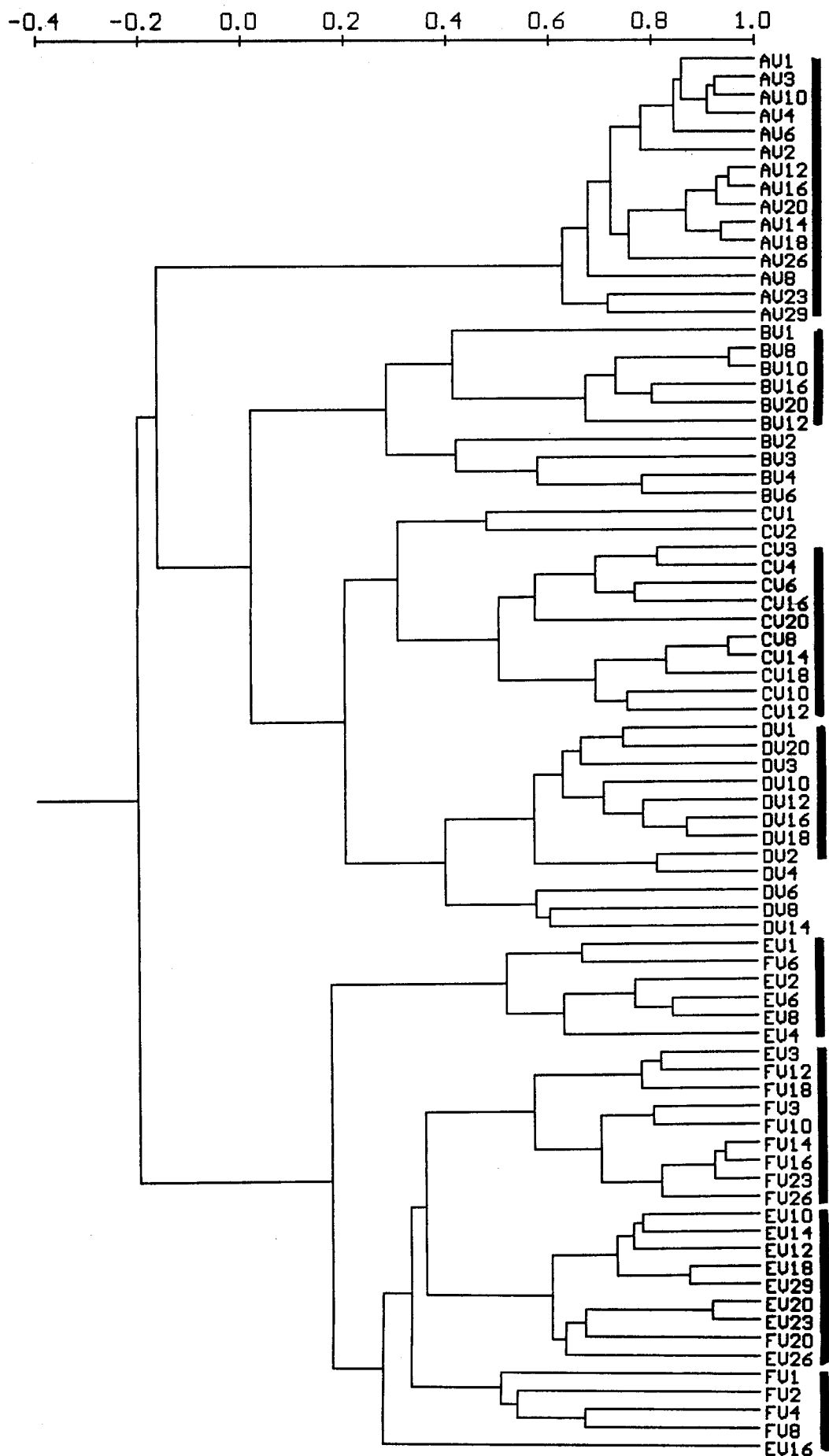


Figura 53. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Verão, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética= 0,91.

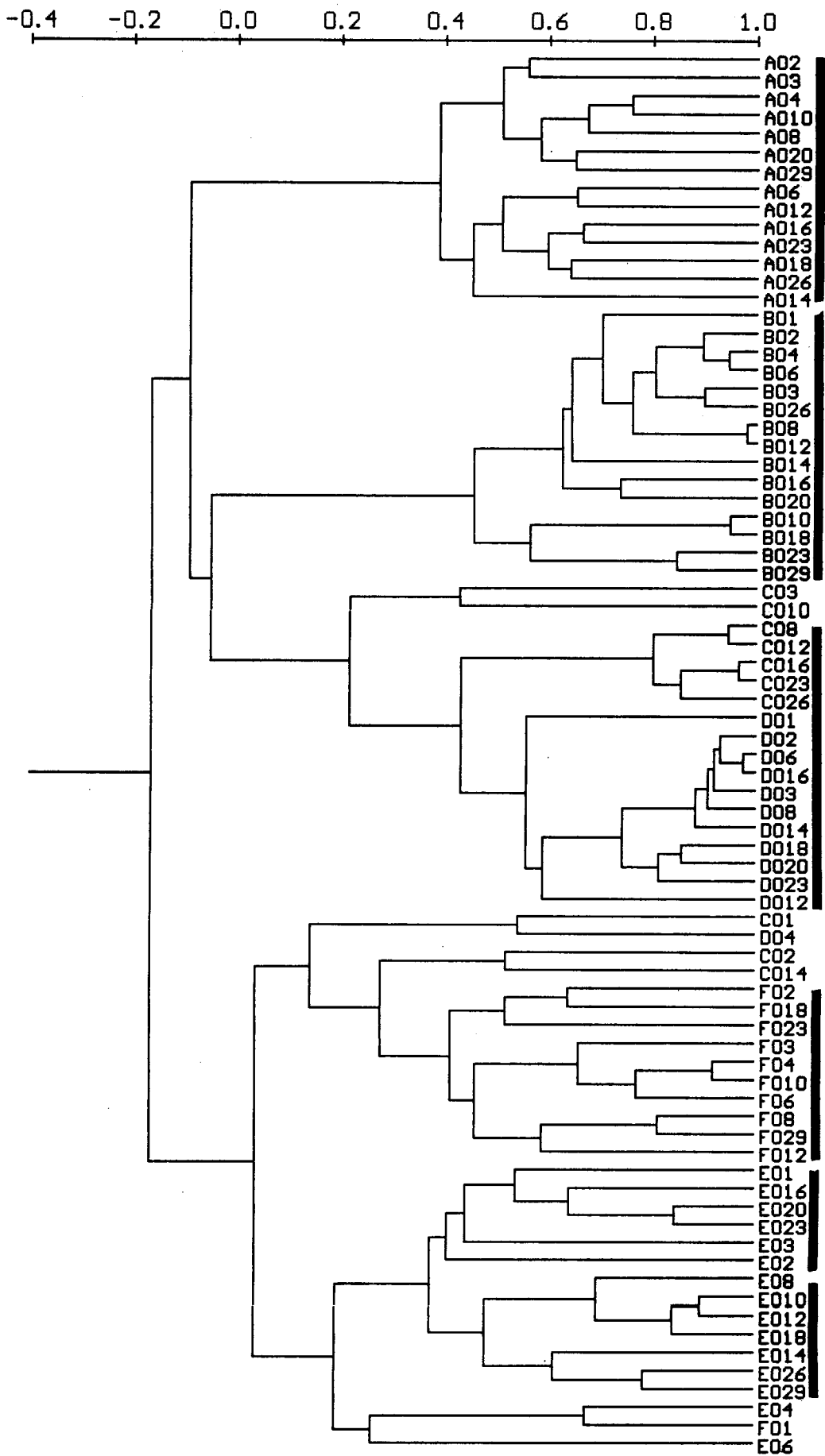


Figura 54. Análise aglomerativa efectuada com base na matriz de correlação referente a todas as amostras efectuadas no Outono, os números referem-se aos tempos de colonização em dias. Os efectivos dos *taxa* presentes constituíram os descritores das amostras. Correlação cofenética= 0,87.

Tempo de colonização

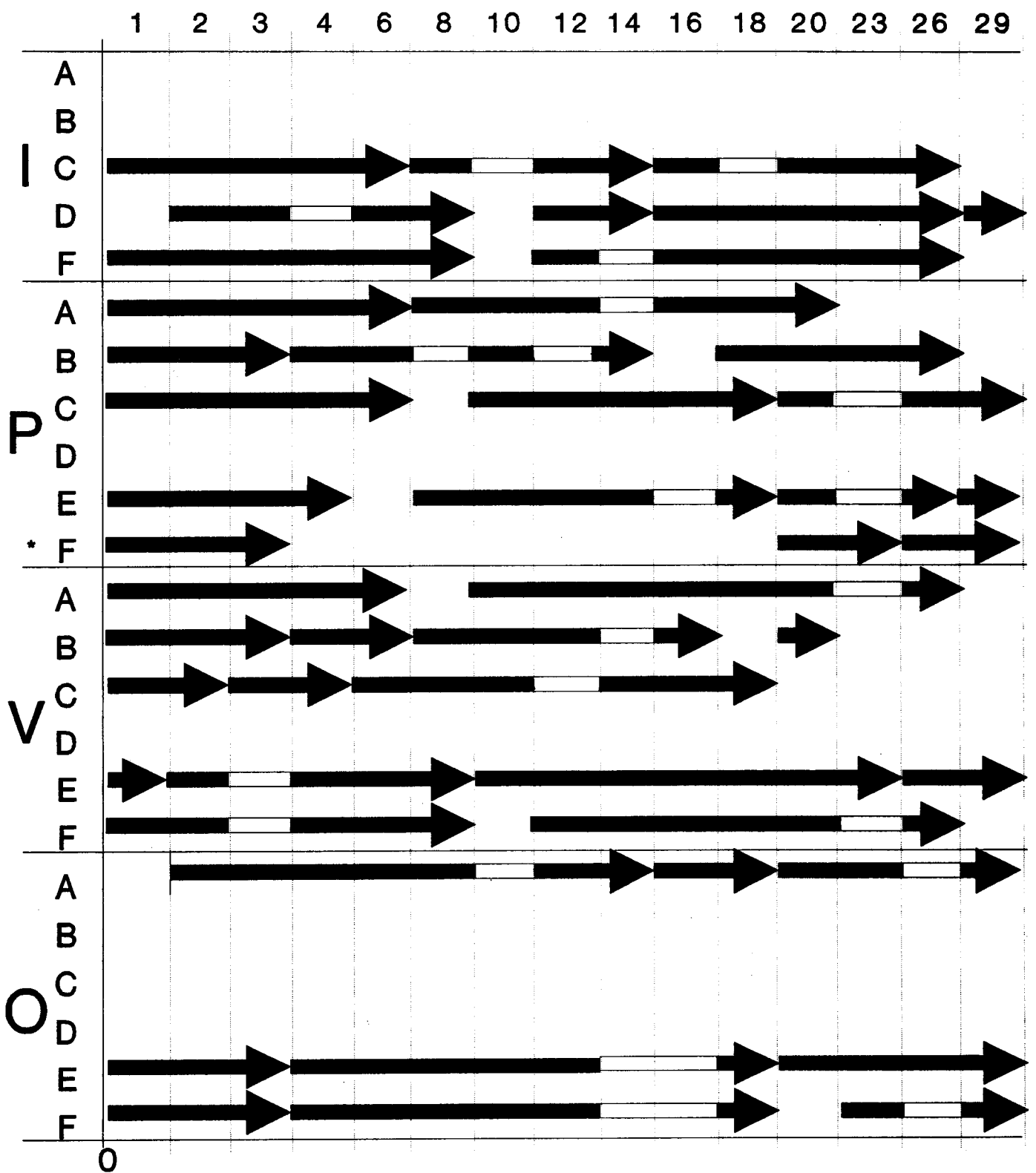


Figura 55. Duração e número das fases do processo de colonização estabelecidas a partir das respectivas análises em componentes principais de cada situação (anexo 5). Os espaços em branco correspondem a amostras inexistentes ou que foram eliminadas por se desviarem substancialmente do padrão de colonização detectado (anexo 5).

Os primeiros eixos das ordenações encontram-se, de uma forma geral, correlacionados com o número de organismos presentes (**quadro XIII**), enquanto que os

Quadro XIII - Coeficientes das correlações entre as projecções dos vectores das amostras no primeiro eixo de ordenação e o número de organismos presentes. NS - Não Significativo; * - $p < 0.1$; ** - $p < 0.05$; *** - $p < 0.01$.

| | A | B | C | D | E | F |
|-----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|
| INVERNO | 0,97 *** | 0,94 *** | -0,34 NS | 0,96 *** | ————— | -0,85 *** |
| PRIMAVERA | 0,92 *** | 0,82 *** | 0,84 *** | 0,85 *** | 0,83 *** | 0,94 *** |
| VERÃO | 0,46 * | 0,95 *** | 0,932 ** | -0,58 ** | 0,29 NS | 0,56 ** |
| OUTONO | 0,82 *** | -0,96 *** | 0,90 *** | 0,01 NS | -0,81 *** | 0,96 *** |

segundos eixos parecem reflectir mais diferenças de carácter qualitativo entre as amostras.

Em termos globais, verificou-se que a primeira fase do processo de colonização corresponde a uma menor presença de organismos. As fases subsequentes (intermédias e "finais"), na maior parte dos casos, separam-se no segundo eixo da ordenação. Este facto, parece corresponder a uma alteração de carácter qualitativo da comunidade. Não se registam alterações apreciáveis na composição taxonómica, verificando-se no entanto, diferenças relativamente aos *taxa* mais abundantes. Esta alteração da distribuição das frequências dos *taxa*, poderá corresponder à substituição de uma comunidade com estratégia de colonização oportunista, por outra com carácter menos estocástico (MINSHALL & PETERSEN, 1985).

O local F, no Outono, apresenta no entanto, um padrão de colonização algo diferente. As três fases detectadas sucedem-se ao longo do primeiro eixo da ordenação sem que sejam separadas pelo segundo eixo (anexo 5). Para este caso, a colonização parece processar-se de uma forma gradual sem grandes clivagens na estrutura da comunidade. Fica no entanto, por esclarecer se o padrão de colonização detectado corresponde a uma diferença no processo de colonização ou se, pelo contrário é apenas reflexo do tempo de duração do ensaio.

O gráfico da **figura 55** revela ser no Inverno e no Outono que se torna mais difícil o estabelecimento de um padrão temporal de colonização, realçando-se assim novamente, o carácter menos estável das situações de Inverno e Outono.

Efectuou-se por último, para cada época do ano, uma análise em componentes principais, tendo-se excluído os locais sem padrão temporal de colonização detectado, e as amostras substancialmente divergentes das fases de colonização estabelecidas (ver anexo 5). Verificou-se, com esta ordenação, nas quatro épocas do ano, a existência de uma tendência centrípeta das fases iniciais da colonização, verificando-se o contrário com as fases "finais". Relativamente às três primeiras dimensões do espaço das amostras, registou-se, na maior parte dos casos, uma regressão linear positiva entre o comprimento dos vectores das amostras, e o respectivo tempo de colonização (**quadro XIV e fig.56 a 59**).

Quadro XIV - Coeficientes das regressões lineares ($y=a+bx$) entre os comprimentos dos vectores das amostras e os respectivos tempos de colonização (três primeiras dimensões do espaço das amostras). Entre parêntesis assinala-se o valor de F da análise de variância da regressão. NS - Não Significativo; * - $p<0.1$; ** - $p<0.05$; * - $p<0.01$.**

| | A | B | C | D | E | F |
|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|--------------------|------------------|
| INVERNO | ----- | ----- | 0.029 (0,9)** | 0.003 (0,3)NS | | 0.016 (5,9)** |
| PRIMAVERA | 0.037 (9,5)** | 0.017 (3,2)NS | 0.003 (0,6)NS | ----- | 0.003 (4,0)* | 0.022 (9,9)** |
| VERÃO | 0.022 (6,5)** | 0.017 (0,6)NS | 0.023 (0,4)* | ----- | 0.010 (4,0)* | 0.010 (6,3)++ |
| OUTONO | 0.028 (9,7)** | ----- | ----- | ----- | 0.017 (32,1)*** | 0.016 (7,1)** |

Estes resultados, vêm pôr em evidência, que, para o presente conjunto de dados, o processo de colonização, ao nível taxonómico, se traduz numa crescente diferenciação (estruturação) das comunidades, não sendo contudo perceptível uma fase estável tendencial. À semelhança dos resultados de **DEJOUX et al. (1983)**, o presente estudo, também parece indicar que a processo de colonização consiste num permanente de desequilíbrio e reequilíbrio do sistema, correspondendo, sob este ponto de vista as diferentes fases da colonização, aos "núcleos de equilíbrio periódicos" (**HOLLING, 1973**). Os coeficientes de regressão apresentados no **quadro XIV**, por reflectirem o processo de estruturação das comunidades dos substratos de colheita, passam a constituir um novo descritor do processo de colonização. Denomina-se este descritor por **taxa média de diferenciação (DIF)**.

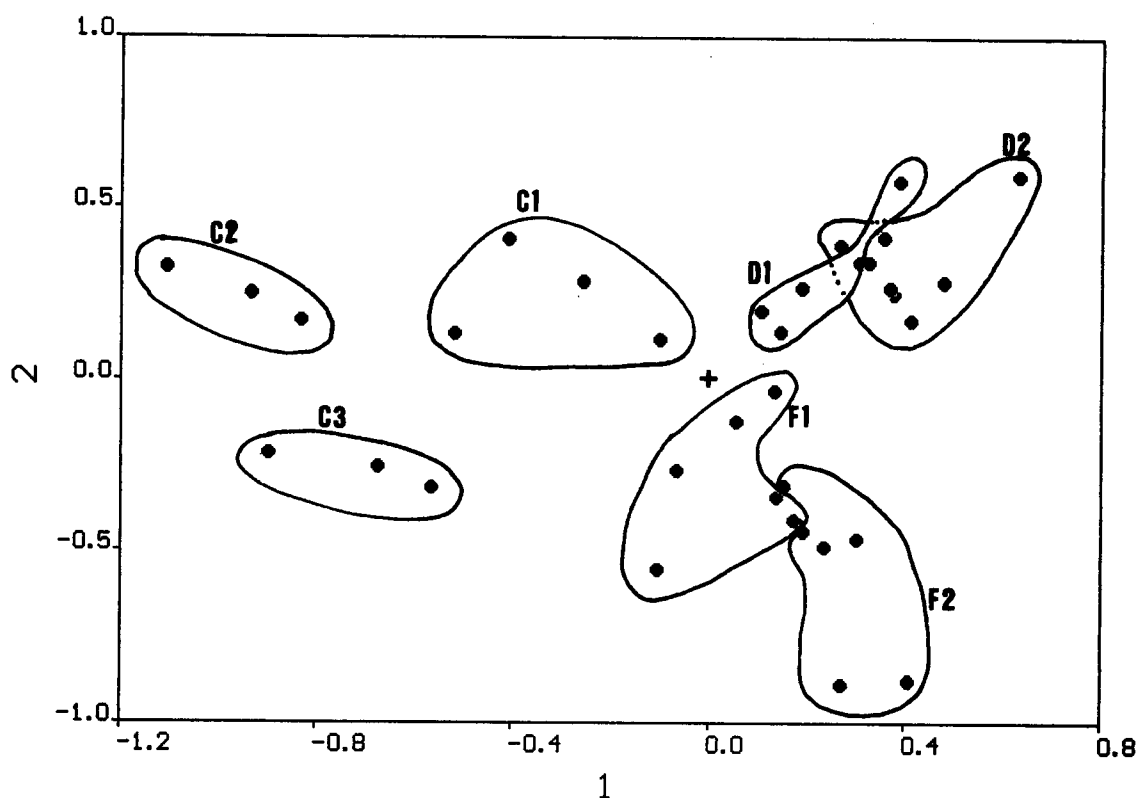


Figura 56. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Inverno. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 21,1; 15,8; 8,6. Correlação cofenética= 0,85)

O carácter divergente que as diferenciações centrífugas assumem entre si, realçam as diferenças existentes entre os locais estudados. (fig.56 a 59). No Verão, quando todos os locais apresentam características lénticas, assiste-se a uma maior aproximação dos processos de colonização (C com B e E com F).

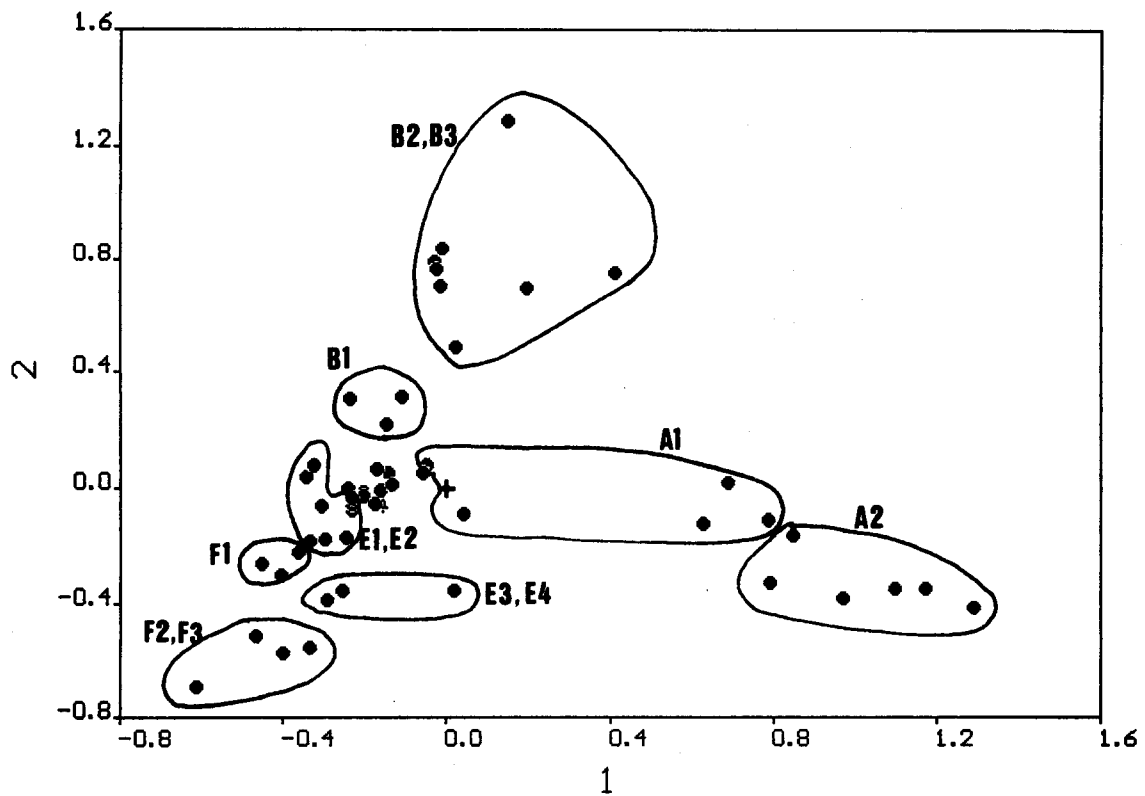


Figura 57. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Primavera. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 20,6; 16,0; 12,6. Correlação cofenética= 0,89)

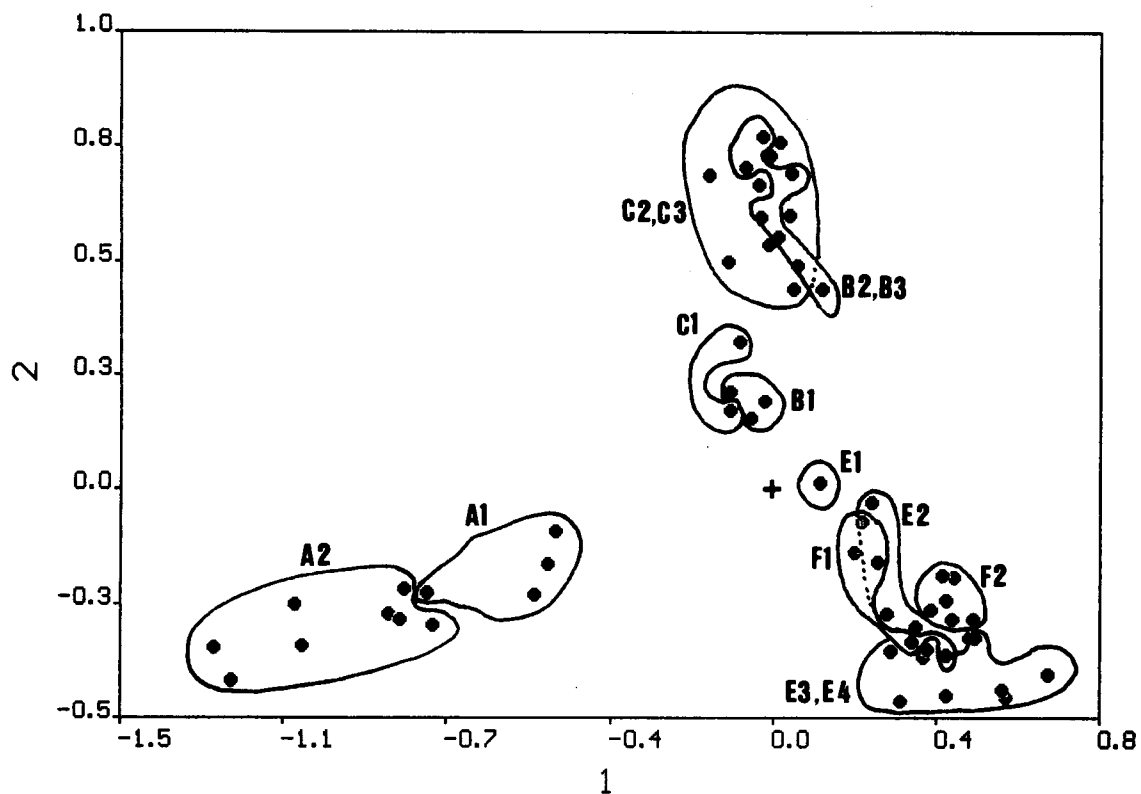


Figura 58. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Verão. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 25,3; 16,8; 10,0. Correlação cofenética= 0,85)

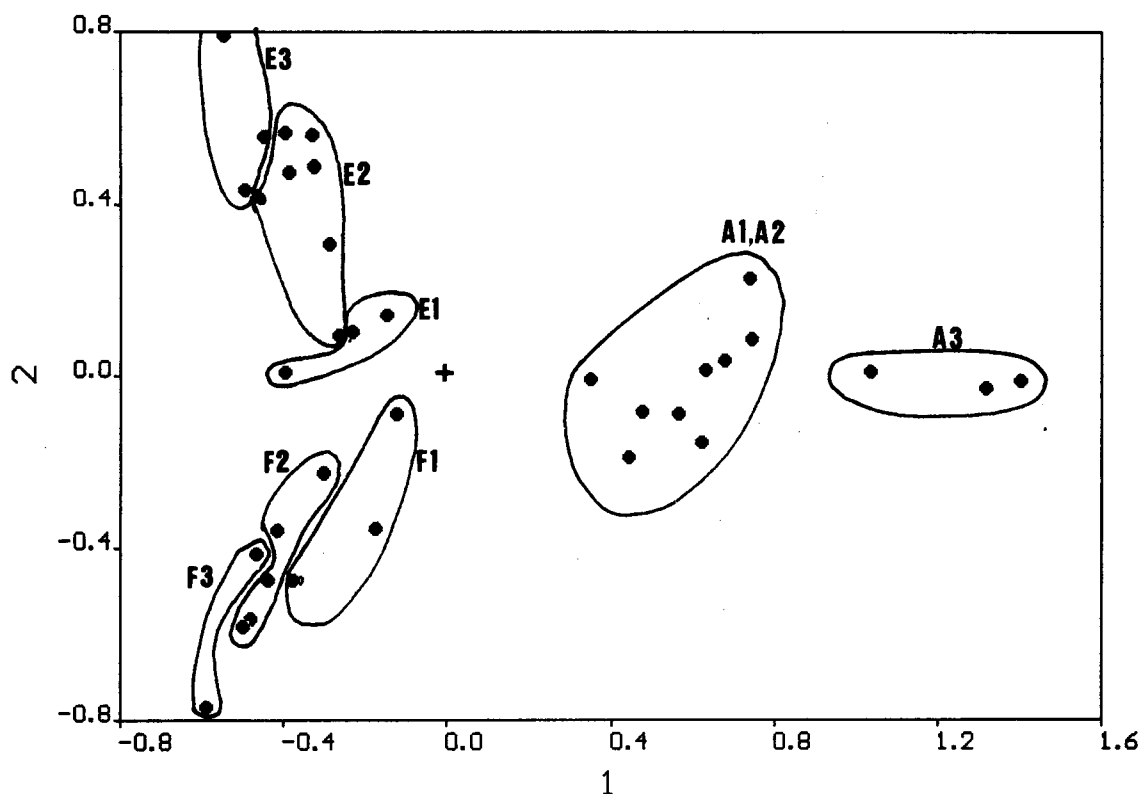


Figura 59. Primeiro plano da ordenação em componentes principais do espaço das amostras de Outono. Foram eliminados locais sem faseamento temporal da colonização e as amostras que se afastavam substancialmente de padrão detectado. Ver no texto o significado dos grupos estabelecidos. (percentagem de explicação dos três primeiros eixos: 33,7; 15,7; 10,3. Correlação cofenética= 0,92).

6.5. Discussão global

6.5.1. Cinética de colonização

Nenhum dos **descritores** utilizados nos capítulos precedentes se revelou suficientemente sintético, ao ponto de conseguir abranger toda a complexidade do processo de colonização. Os **tempos de estabilização (quadro XV)**, apesar do grau de concordância entre eles não ser muito elevado, indicam todavia uma tendência, mais estabilizante das situações de Verão, verificando-se o contrário no Outono e o Inverno. Este facto, poderá resultar dos valores mais elevados das taxas médias de chegada no Verão, as quais, propiciam um aceleração do processo de estruturação das comunidades.

A **equitabilidade**, pelo contrário, escapa à tendência anteriormente exposta. É precisamente no Inverno que este descritor apresenta tendências gerais mais estabilizantes (**quadro XV**). Resulta este comportamento da já citada independência da equitabilidade relativamente ao número de *taxa* presentes. Um grau de estruturação, provavelmente inferior das comunidades, conduz à existência de um número acentuado de *taxa* de baixa ocorrência, com frequências relativas bastante semelhantes, o que facilita a estabilização.

Quadro XV - Tempos de estabilização (em dias) dos diferentes índices utilizados na descrição do processo de colonização. H'-índice de Shannon-Wiener; EQ-equitabilidade; D-índice trófico; TR-estrutura trófica

| | INVERNO | | | | PRIMAVERA | | | | VERÃO | | | | OUTONO | | | |
|---|---------|----|----|----|-----------|-----|----|-----|-------|----|----|----|--------|----|----|----|
| | H' | EQ | D | TR | H' | EQ | D | TR | H' | EQ | D | TR | H' | EQ | D | TR |
| A | -- | 1 | 2 | 4 | 4 | 4 | 1 | 8 | 1 | 10 | 1 | 1 | 1 | 12 | 20 | 12 |
| B | 1 | 1 | -- | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 1 | 4 | 1 | -- | 1 | 8 |
| C | 20 | 1 | 6 | 6 | 2 | 26 | 1 | -- | 1 | 3 | 1 | 1 | 12 | 12 | 1 | 3 |
| D | 26 | -- | -- | 16 | 3 | -- | 18 | -- | 1 | 1 | 1 | -- | 1 | 6 | 1 | -- |
| E | | | | | 1 | -- | -- | 8 | 1 | 16 | -- | 1 | 1 | 20 | 3 | 4 |
| F | -- | 20 | 1 | 16 | 1* | 20* | 1* | 20* | 1 | 6 | 1 | 1 | 1 | -- | 1 | 1 |

Com o objectivo de compreender de uma forma mais global o processo de colonização, efectuou-se uma análise aglomerativa dos descritores da colonização (dependentes e não, de patamares de estabilização)(fig.60), tendo por base a matriz simétrica de correlação apresentada no quadro XVI. O respectivo dendograma realça, não só a grande inter-relação existente entre duas taxas médias de chegada (C_{i2} e C_{t2} , $p < 0,01$), como também a correlação destas com os índices de estabilização (excepto com o índice de estabilização da equitabilidade - F_{EQ}). A um nível mais particular, verifica-se que as correlações positivas entre a taxa média de chegada do número de indivíduos (C_{i2}) e os índices de estabilização são altamente significativas ($p < 0,01$). Evidencia-se, assim, a influência marcante que a taxa média de chegada do número de indivíduos exerce sobre o desenrolar do processo de colonização, nomeadamente no que se refere ao atingir de situações estabilizantes, com carácter mais estruturado.

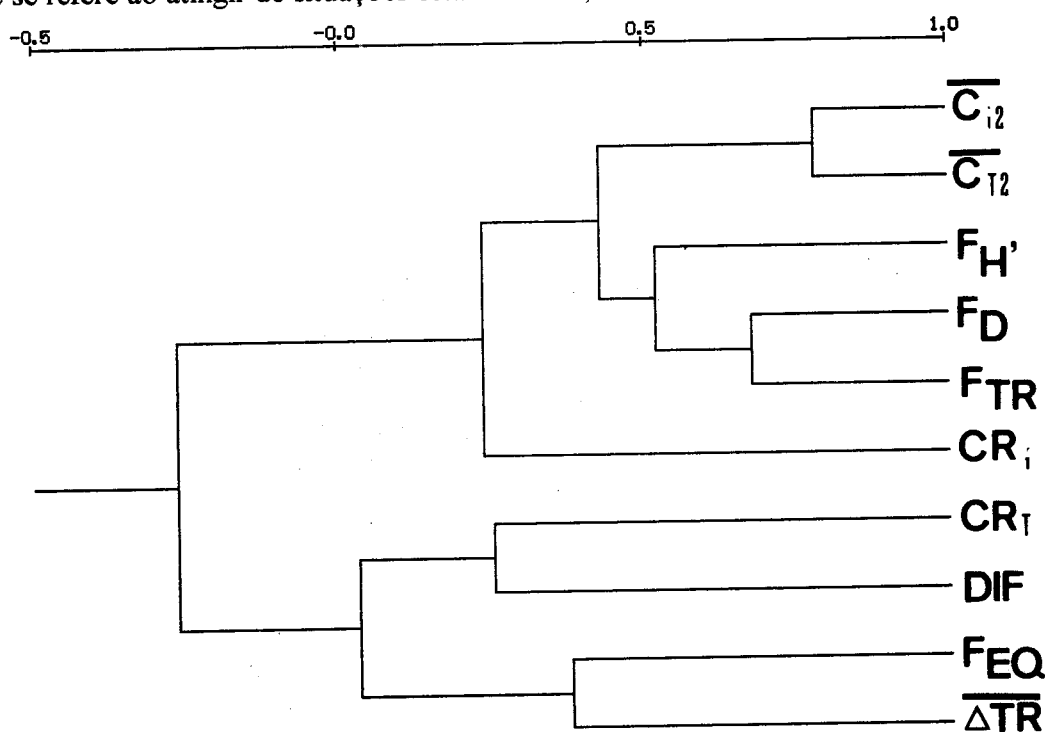


Figura 60. Dendrograma referente à análise aglomerativa dos descritores da colonização. Correlação cofenética=0,83

Os índices de estabilização referentes à estrutura trófica (F_D e F_{TR}) correlacionam-se positivamente com o índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener - F_H' (fig. 60). Este facto, pode indicar que uma plena ocupação dos nichos ecológicos da comunidade (estrutura trófica estável), corresponde a uma majoração da

Quadro XV I- Matriz de correlação dos valores dos descritores de colonização. As correlações significativas encontram-se assinaladas com uma caixa.

| | C_i | C_t | CR_i | CR_t | F_H | FEQ | F_D | F_{TR} | ΔTR | DIF |
|-------------|-----------|---------|-----------|-----------|-----------|---------|------------|----------|-------------|-------|
| C_i | 1 | | | | | | | | | |
| C_t | 0.780 *** | 1 | | | | | | | | |
| CR_i | 0.334 | -0.086 | 1 | | | | | | | |
| CR_t | -0.473 ** | -0.166 | -0.259 | 1 | | | | | | |
| F_H | 0.555 *** | 0.390 * | 0.006 | -0.141 | 1 | | | | | |
| FEQ | -0.034 | 0.090 | -0.528 ** | -0.182 | 0.206 | 1 | | | | |
| F_D | 0.569 *** | 0.221 | 0.4116 ** | 0.666 *** | 0.414 * | -0.256 | 1 | | | |
| F_{TR} | 0.621 *** | 0.222 | 0.529 ** | -0.316 | 0.626 *** | -0.093 | 0.677 *** | 1 | | |
| ΔTR | -0.146 | -0.016 | 0.109 | -0.115 | -0.390 * | 0.378 * | -0.601 *** | -0.498 * | 1 | |
| DIF | -0.520 ** | -0.471 | 0.029 | 0.252 | -0.268 | 0.230 | -0.428 * | -0.433 * | 0.194 | 1 |

informação ambiental acumulada ao longo do processo de colonização (MARGALEF, 1968). A correlação positiva ($p < 0,05$) registada entre a taxa média de colonização do número de indivíduos da comunidade (CR_i) e o índice de estabilidade trófica (F_{TR}), vem também ao encontro da hipótese anterior.

Os índices de estabilização referentes à estrutura trófica das comunidades (F_D e F_{TR}) estabelecem entre si correlações altamente significativas (quadro XVI). Confere este facto uma certa consistência ao índice de estabilização trófico (F_{TR}), apesar de assentar em três grupos tróficos, contrariamente a F_D que se refere a cinco.

Aparentemente, e considerando a correlação positiva ($p < 0,01$) existente entre as duas taxas médias de chegada (C_{i2} e C_{t2}), pode parecer contraditória a correlação negativa ($p < 0,05$) detectada entre a taxa média de chegada do número de indivíduos (C_{i2}) e a taxa média de colonização do número de *taxa* (CR_t) (quadro XVI). Os valores elevadas de C_{i2} , muitas vezes são reflexo dos picos de abundância de um reduzido número de *taxa*. Desta forma, apesar de ser elevado o número de *taxa* a chegar ao substrato, apenas os mais abundantes têm maior probabilidade de fixação.

Os índices de colonização não dependentes de patamares de estabilização (CR_i , CR_t e DIF), aparecem no dendograma da análise aglomerativa (fig. 60) separados dos restantes índices, traduzindo o seu carácter marcadamente diferente relativamente aos dos outros descritores da colonização. No entanto, a um nível mais particular, verificam-se correlações negativas entre a taxa média de diferenciação (DIF) e os índices de estabilização referentes à abordagem trófica (F_D e F_{TR}) (quadro XVI). Este facto, pode indicar que a diferenciação entre as comunidades é um processo gradual que se opõe a tendências estáveis evidenciadas por outros descritores de colonização. A correlação negativa da taxa média de diferenciação (DIF) com a taxa média de chegada do número de indivíduos (C_{i2}) (quadro XVI), parece resultar apenas das influências dos picos de abundância de alguns *taxa* sobre os valores de C_{i2} .

A variação trófica média ($\overline{\Delta TR}$) apresenta correlação positiva simultaneamente com os índices de estabilização da diversidade ($F_{H'}$) e de equitabilidade (F_{EQ}). Esta correlação é de difícil interpretação, na medida em que $\overline{\Delta TR}$, para além de ter um universo de aplicação diferente dos dois índices de estabilização, conceptualmente também é diferente. Ficam, no entanto, como ponto em aberto as possíveis relações entre estes descritores.

Com o objectivo de detectar condicionantes de carácter mais pontual do processo de colonização, procedeu-se ao estudo comparativo da variação da taxa média

de chegada do número de indivíduos (condicionante básica do processo de colonização) com a variação dos diferentes descritores da colonização utilizados. Em algumas situações pontuais, observou-se que valores de C_{i2} contrariavam as correlações positivas anteriormente estabelecidas (**quadro XVI**). Os máximos relativos dos descritores no Inverno tendem a contrariar os mínimos relativos de C_{i2} , para esta mesma época do ano (**fig.61**). O maior hidrodinamismo existente no Inverno, ao estimular os organismos a refugiarem-se no substrato (**BOULTON & LAKE, 1988**) contribui para uma maior fixação destes ao substrato. Idêntica situação, ocorre também com particular evidência em **BO** e **EO**, relativamente ao índice de estabilização de H' ($F_{H'}$) (**Fig.61**). Estes dois locais situam-se imediatamente antes de obstruções do leito,

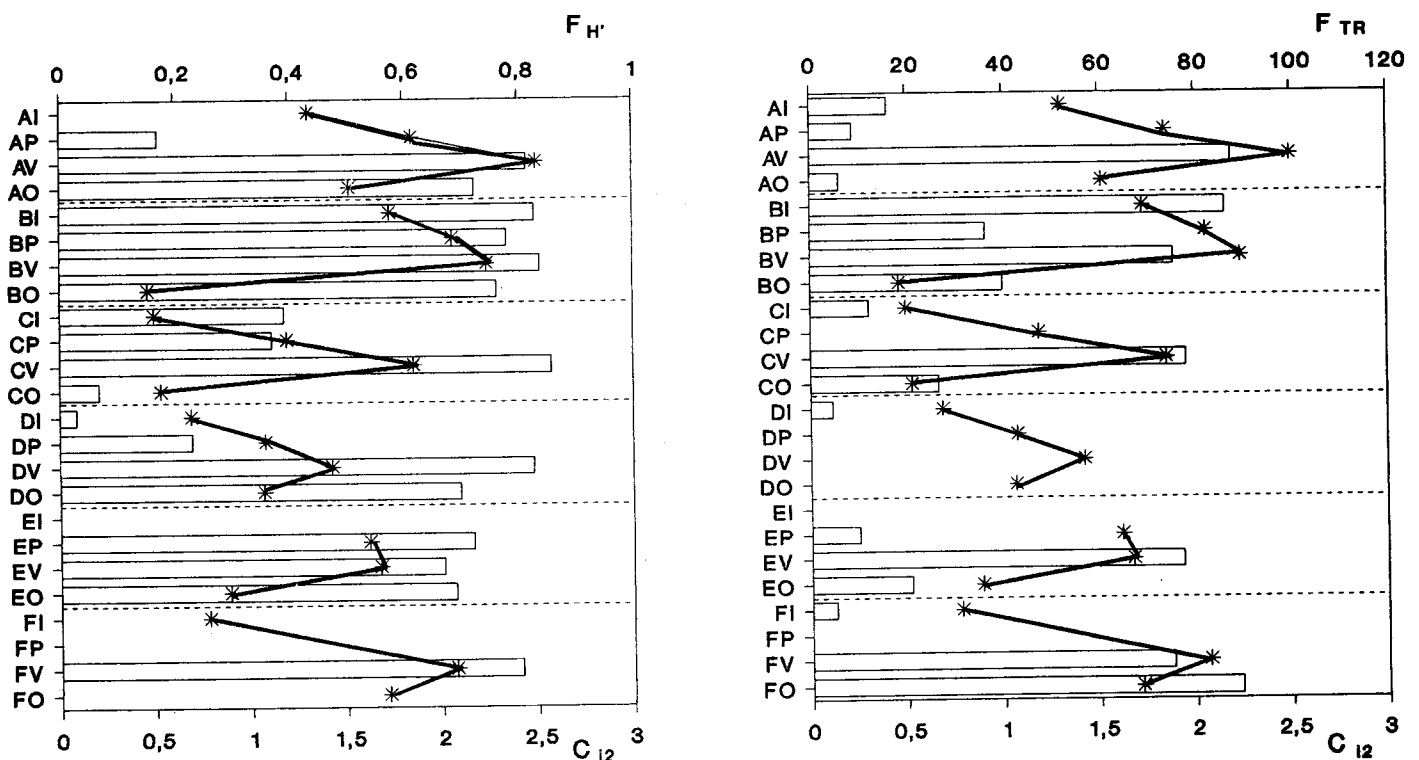


Figura 61. Variação conjunta da taxa média de chegada do número de indivíduos (C_{i2}) com o índice de estabilização do índice de Shannon-Wiener ($F_{H'}$) e o índice de estabilização trófico (F_{TR}). Os polígonos de frequência referem-se a C_{i2} , e os histogramas aos índices de estabilização ($F_{H'}$ e F_{TR}).

as quais vêm propiciar a formação de pequenos enclaves lênticos. As zonas de retenção de água assim criadas tendem a acumular os macro-invertebrados bentônicos,

aumentando desta forma as suas respectivas densidades (MARTIN & KNIGHT, 1989). Nestes locais, as baixas taxas de chegada seriam compensadas por uma maior taxa de retenção com carácter mais passivo. Este mecanismo não intervém nas restantes épocas do ano, em virtude da ausência de corrente não conferir a estes locais, o carácter de enclaves lânticos.

A taxa de chegada média do número de indivíduos (C_{i2}), apesar de ser uma condicionante importante do processo de colonização, não parece, no entanto, influir substancialmente na taxa média de colonização do número de indivíduos (CR_i). Este facto, aparentemente contraditório, poderá indicar que as comunidades desenvolvidas nos substractos, não são meros receptores passivos de macro-invertebrados bentónicos derivantes. Pelo contrário, elas tendem a integrar os organismos recém-chegados nos seus próprios processos de estruturação internos.

A análise em componentes principais das situações estudadas, quando caracterizadas pelos respectivos descritores de colonização, permite estabelecer grupos com processos de colonização mais próximos (Fig.62). As situações com carácter menos estabilizante formam praticamente um grupo, cujos seus vectores se opoem aos dos das taxas médias de chegada (C_{i2} e C_{t2} na figura 62) e se aproximam dos vectores dos descritores não dependentes de patamares de estabilização (DIST e CR_t na figura 62).

As situações com carácter mais estabilizante distribuem-se por três grupos (E.1, E.2 e E.3, na figura 62). Registando-se uma certa transição entre E.1, que corresponde a situações com maior estabilidade do ponto de vista taxonómico (H' e EQ), e E.3, que corresponde a situações mais estáveis do ponto de vista trófico (F_{TR} e F_D). O local A que apresenta, com excepção do período de Verão, características marcadamente estáveis, surge associado a uma fase de transição entre as situações de carácter estabilizantes e não estabilizante (fig.62).

O local D, situado na albufeira da barragem de Monte Novo, é o que apresenta menos tendências estabilizantes. Apenas no Verão, a ordenação em componentes principais (fig.62), permitiu o seu agrupamento com situações consideradas estáveis. O facto do local D ser o único com características perfeitamente lânticas, poderia justificar esta ocorrência. Porém, no Verão, com a anulação da corrente superficial, todos os locais apresentam características lânticas, sendo precisamente nesta época que se regista uma maior tendência estabilizante. Uma possível explicação parece residir na maior área de dispersão a que os organismos deste local têm acesso, ao longo de toda a facha

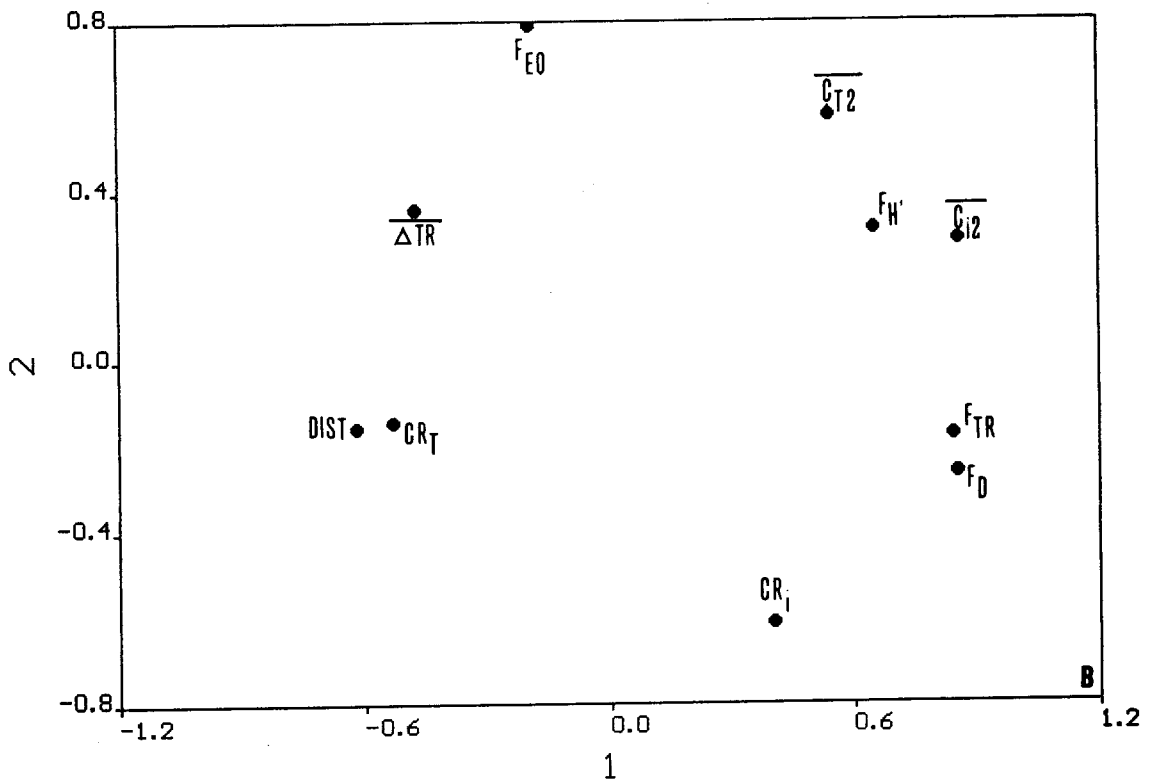
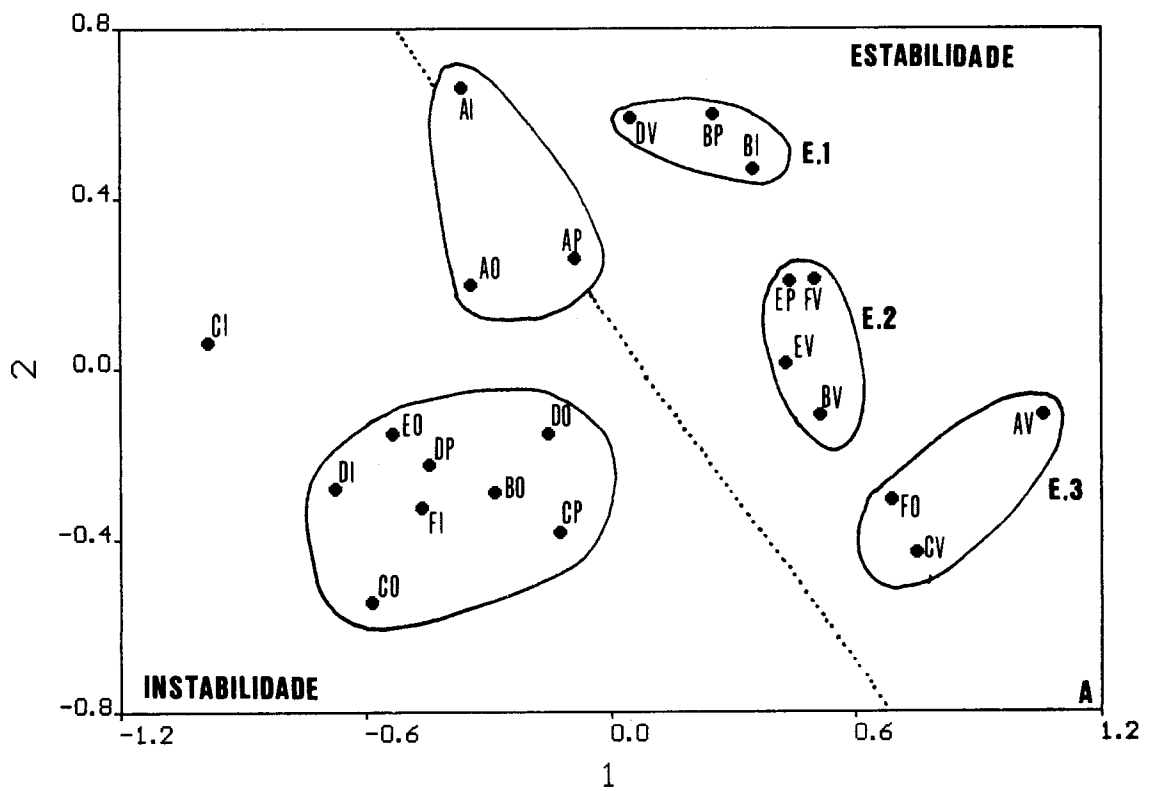


Figura 62. Projecção do espaço das situações estudadas (A) e dos descritores (B) sobre o primeiro plano da ordenação em componentes principais. A percentagem de explicação dos três primeiros eixos é respectivamente: 40, 18 e 14 (correlação cofenética=0,85) .

litoral da albufeira. Nos outros locais, os organismos encontram-se confinados a um menor espaço, com conseqüente aumento da densidade, incrementando-se deste modo, as respectivas taxas de redistribuição e colonização (WATERS; 1964; MINSHALL & WINGER, 1968; HILDEBRAND, 1974).

O local C, à semelhança do local D, também só apresenta comportamento estável no Verão. Neste caso, serão as variações associadas à transição entre situações lânticas e lólicas que lhe conferem estas características de instabilidade.

As correlações cofenéticas entre as matrizes simétricas de correlação das situações estudadas, respeitantes a diferentes abordagens das comunidades estudadas (quadro XVII), indicam uma acentuada falta de interdependência entre

Quadro XVII - Correlações cofenéticas entre as matrizes simétricas de correlação das situações estudadas, referentes aos diferentes níveis de abordagem das comunidades.

| | Taxonómica | Trófica | Trófica + Taxonómica | Descritores de Colonização | Tempos de estabilização |
|----------------------------|------------|---------|-------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| Taxonómica | 1 | | | | |
| Trófica | 0.261 | 1 | | | |
| Trófica + Taxonómica | 0.968 | 0.461 | 1 | | |
| Descritores de Colonização | 0.066 | -0.017 | 0.055 | 1 | |
| Tempos de estabilização | -0.004 | 0.144 | 0.023 | 0.079 | 1 |

as comunidades (quer ao nível trófico, quer ao nível taxonómico) e os descritores que caracterizam os seus processos de colonização. Torna-se, assim, evidente que, a colonização e a subsequente evolução das comunidades é um processo preponderantemente condicionado por factores extrínsecos às próprias comunidades.

6.5.2. Desenvolvimento metodológico

Os descritores de colonização, desenvolvidos no presente estudo com o objectivo de quantificar o processo de colonização, vieram revelar uma certa consistência global, entre si. Não sendo os descritores ideais, são, no entanto, uma boa ferramenta de carácter metodológico que permite sintetizar e facilitar a percepção da

complexidade da cinética de colonização. A sua utilização torna mesmo possível efectuar o estudo comparativo de várias cinéticas de colonização com carácter distinto. Nestes descritores subsistem, porém, alguns pontos que carecem de posterior investigação com vista a torna-los mais rigorosos.

Os diagramas triangulares permitiram, comparativamente aos métodos gráficos tradicionais, perceber com mais clareza a evolução temporal da estrutura trófica. Esta metodologia, não só tornou mais evidentes as tendências estabilizantes do processo de colonização, como também tornou possível a detecção de um provável processo de sucessão em FO (?). Verifica-se, assim, a sua versatilidade, apontando-se, contudo, a sua principal limitação que reside na impossibilidade de tratar a evolução sequencial conjunta de mais de três variáveis.

A aplicação concreta desta metodologia ao estudo da cinética de colonização deparou com a dificuldade do estabelecimento de um **nível crítico** a partir do qual se considera a estrutura trófica da comunidade como estabilizada. Com frequência as suas flutuações são de tal forma caóticas que critérios já testados, como a fracção do triângulo ocupada pelas nuvens de pontos ou as distâncias entre amostras sucessivas, se revelaram de aplicação não universal para a multiplicidade de situações encontradas. Assim, na impossibilidade de dispor de um critério mais preciso, optou-se por um de carácter mais empírico baseado exclusivamente na observação gráfica do diagrama triangular. Apesar de empírico, este critério - por revelar uma boa consistência com os outros descritores - pareceu ser uma razoável aproximação à cinética da colonização das comunidades (ao nível da estrutura trófica).

Os índices de estabilização são fortemente influenciados pelo respectivo tempo de estabilização (ver **quadro XVIII**), podendo este último, em alguns situações, vir a destorcê-lo, nomeadamente para tempos de estabilização baixos (não superiores a 4 5 dias). Nestas situações, podem-se verificar índices de estabilização bastante díspares que difiram apenas de um dia no tempo de estabilização. Exercendo-se este efeito da mesma forma sobre cada índice de estabilização, ele não vem a afectar grandemente a análise global e conjunta destes descritores.

Quadro XVIII - Correlações registadas entre os tempos de colonização, assinalados entre parêntesis, e os índices de estabilização. Dentro das caixas assinala-se a correlação entre o factor de estabilização e o respectivo tempo de estabilização. *- p<0,1; ** - p<0,05; ***- p<0,01.

| | F _{H'} | F _{EQ} | F _D | F _{TR} |
|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| (F _{H'}) | *** -0.70848 | -0.29085 | -0.21377 | ** -0.52095 |
| (F _{EQ}) | 0.243536 | *** -0.67424 | -0.0961 | -0.21243 |
| (F _D) | * -0.37597 | -0.10959 | *** -0.56609 | * -0.37261 |
| (F _{TR}) | ** -0.50622 | -0.22059 | -0.35871 | *** -0.76396 |

7. Considerações finais

Os rios temporários de regime mediterrâneo são, de entre os ecossistemas aquáticos, aqueles que apresentam maior nível de complexidade, associado à formação e evolução das suas comunidades. Esta complexidade, em larga medida, resultante do carácter dinâmico da generalidade dos ecossistemas lóticos, é, nos rios temporários, acentuada pela extrema variabilidade das condições ambientais a que se encontram sujeitos. Para além de uma variabilidade de tipo sazonal, verifica-se também a existência de amplas flutuações referentes a períodos bem mais curtos. As reduzidas dimensões destes cursos de água, torna-os, assim, extremamente influenciáveis pelas alterações ambientais de carácter pontual.

Apesar destes povoamentos se encontrarem sujeitos a uma permanente alterabilidade das suas condicionantes, esta variação ambiental não parece, na realidade, ter sobre eles um efeito muito directo. O rio Degebe representa bem um exemplo desta situação. Para cada local, no decurso de cada campanha, os parâmetros ambientais (especialmente a pluviosidade), assim como os parâmetros físico-químicos da massa de água, à excepção do **pH**, apresentaram um elevado grau de flutuação, que não teve reflexo directo em descontinuidades apreciáveis do processo de colonização.

Apesar de não se ter identificado qualquer processo típico de colonização associado às diferentes situações ecológicas estudadas, verifica-se ser no Verão que as comunidades apresentam com mais frequência patamares de estabilização. Este facto resulta do incremento das taxas de chegada motivado pela maior redistribuição dos organismos associada a uma acentuada diminuição do espaço disponível. Em oposição, no Inverno e no Outono verificam-se menores tendências estabilizantes que se ficam a dever à maior instabilidade das condições ambientais. A maior dificuldade em se atingirem situações estáveis no local **D** (ecossistema lântico) resulta, em larga medida, de uma maior área disponível para a dispersão dos organismos.

A taxa absoluta de chegada, embora sendo-se uma condicionante básica da colonização, não apresenta uma relação de causa efeito directa com a progressiva estruturação das comunidades dos substratos de colheita. Na maior parte dos casos, amplitudes apreciáveis das taxas de chegada não têm reflexo directo em descontinuidades no padrão temporal do processo de colonização. Antes pelo contrário,

este tende a assumir um comportamento crescente não limitado (**abordagem global**), ou estabilizante (**abordagem sintética**).

Em termos médios a influência da taxa de chegada na colonização é susceptível de ser alterada pelas condições físico-topográficas do meio. Um maior hidrodinamismo, assim como uma maior retenção da massa de água, criam condições para uma mais efectiva fixação dos organismo ao substrato, ampliando-se, deste modo, o efeito da taxa de chegada.

Ao nível das comunidades desenvolvidas nos substratos, apesar da interacção biológica ser praticamente inexistente (cf. ponto 7.3)(para a escala de amostragem do presente estudo), verifica-se que estas não são meros receptores passivos de organismos. As comunidades tendem a integrar os macro-invertebrados recém-chegados nas sua próprias dinâmicas de estruturação. Refira-se, no entanto, que as estruturações observadas (fases várias de colonização e patamares de estabilização) têm condicionantes preponderantemente extrínsecas à própria comunidade.

O processo de colonização e posterior evolução dos povoamentos de macro-invertebrados bentónicos revelou-se em termos globais assente num processo contínuo de base, eminentemente dependente de uma chegada aleatória dos organismos existentes no meio (que atingem os substratos fundamentalmente através da massa de água) e de factores extrínsecos à comunidade. Este padrão contínuo torna-se evidente nas abordagens mais globalisantes, permitindo as abordagens de carácter mais sintético leituras tendencialmente estabilizantes.

À semelhança da generalidade dos processos vitais, a colonização pode ser encarado como um fenómeno nega-entrópico (**MORIN, 1977**). Uma chegada predominantemente aleatória de organismos ao substrato (**entropia**) é, não só integrada na própria estrutura da comunidade, como também é, em si, fonte de organização (**nega-entropia**).

Segundo esta concepção nega-entrópica do processo de colonização, as roturas dos equilíbrios transitórios detectados pelo faseamento temporal da colonização, seriam etapas organizativas da própria comunidade. O aumento de densidade populacional e/ou taxonómico traduzir-se-ia num incremento de "informação" da comunidade, permitindo o acesso a nichos inicialmente vagos, com conseqüente melhor aproveitamento da diversidade ambiental disponível. Em termos globais e teóricos o presente estudo permitiu pôr em evidência o **efeito de fundação** da comunidade (**TOWNSEND, 1989**) para um nível de amostragem superior ao **nível celular** do ecossistema (cf. ponto 1). A

existência de fases diferenciadas no processo de colonização, equivalentes aos **núcleos de equilíbrio periódicos** (HOLLING, 1973; SUTHERLAND, 1974; DEJOUX *et al.*, 1983), torna possível a unificação desta teoria com o **conceito de dinâmica do agregado** (TOWNSEND, 1989). Se se considerar que o estabelecimento dos **núcleos de equilíbrio periódicos** depende da informação ambiental disponível (MARGALEF, 1968), obtém-se uma interpretação coerente para o faseamento do processo de colonização.

Numa perspectiva mais abrangente pode-se considerar que as comunidades dos ecossistemas lóticos se encontram, de uma forma dinâmica, em permanente fase de transição. As suas respectivas evoluções dependem simultaneamente, da diversidade ambiental, provocada por uma constante perturbação do meio (TOWNSEND, 1989), e da informação ambiental de que dispõem para colonizar essa mesma diversidade (MARGALEF, 1968).



8. ABSTRACT

The colonization pattern of the benthic macroinvertebrates of a temporary river (Degebe river, Gudiana basin) was studied. Field experiments were carried out in 6 collecting sites under different ecological conditions, during Winter, Spring, Summer and Autumn. Mesh bags ($f=1$ cm) filled with brickbad (6X8 cm apr.) were used as artificial substrates. The colonization pattern was studied during one month (15 samples) and the colonization between two consecutive samples (arrival ratio) was also evaluated.

The colonization process is greatly influenced by the arrival ratio. However, the topography of the collecting places may affect this influence, mainly when retention of the organisms is increased.

The most abundant *taxa* have colonization patterns fitted to linear models ($x=ax+b$), logarithmic models ($y=alogx+b$) or parabolic models ($y=ax^2+bx+c$).

Globally, the colonization of macroinvertebrates is a continuous process of community differentiation with no stabilizing trend. The results show a low importance of the biological interaction in this process of differentiation.

Synthetical approaches to communities (diversity, richness and trophic structure), reveal some stabilizing trends that are clearly evident in the Summer. This fact results from the high values of the arrival ratio as a consequence of the low available space of the organisms to disperse. Winter and Autumn exhibit low stabilizing trends due to variability of the ecological conditions.

The results of this study emphasize the nega-entropy of the colonization process. The diversity of the none-organized factors that influence the colonization (entropy) are converted into the structure of the communities (nega-entropy). A theoretical development permits the simultaneous convergence of the theory of the **available information of the community** (MARGALEF, 1968), the theory of **multiple stable points** (HOLLING, 1973; SUTHERLAND, 1974) and the **patch dynamic concept** (TOWNSEND, 1989).



10. BIBLIOGRAFIA

9.1 - Bibliografia consultada

ADLER, P. H.; LIGHT R. W.; KIM, K.C., 1983. The aquatic drift patterns of black flies (Diptera: Simuliidae). *Hydrobiologia*, 107: 183-191.

ALLAN, J. D.; HERBST, G. N.; ORTAL, R.; REGEV, Y., 1988. Invertebrate drift in the Dan River, Israel. *Hydrobiologia*, 160: 155-163.

ALOUF, N. J., 1989. Cycles de vie de quelques Plécoptères (Insecta) d'un ruisseau temporaire du Liban. *Annls. Limnol.*, 25: 139-143.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1975. *Standart methods for the examination of water and wastewarter*. APHA, 14 edit., 1193 pp..

ANDERSON, N.H. & GRAFINS, E., 1975. Utilization and processing of allochthonous material by stream Trichoptera. *Freshwater Biology*, 5: 210-214.

ANDERSON, N. H. & SEDELL, J. R., 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.*, 24: 351-377.

ARTHUR, J. W. & HORNING, W. B., 1969. The use of artificial substrates in pollution surveys. *Amer. Midl. Nat.*, 82: 83-99.

BARBER, W. E. & KEVERN, N. R., 1973. Ecological factors influencing macroinvertebrate standing crop distyribution. *Hydrobiologia*, 43: 53-75.

BARMUTA, L. A., 1990. Interaction between the effects of substratum, velocity and location on stream benthos: an experiment. *Aust. J. Freshwater Res.*, 41: 557-573.

BENSON, L.J. & PEARTSON, R. G., 1987. The role of drift and the effect of season on macroinvertbrate colonization of implanted substrata in a Tropical Australian Stream. *Freshwater Biology*, 18: 109-116.

BENZIE, J. A. H., 1984. The colonisation mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). *Hydrobiologia*, 111: 171-179.

BIRD, G. A. & HYNES, H. B. N., 1981. Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. *Hydrobiologia*, 77: 103-112.

BISHOP, J. E., 1969. Light control of aquatic insect activity and drift. *Ecology*, 50: 371-380.

BISHOP, J. E. & HYNES, H. B. N., 1969. Upstream movements of the benthic invertebrates in a speed river of Ontario. *J. Fish Res. Board. Can.*, 26: 279-298.

BOULTON, A. J., 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in Central Victoria. *Trans. R. Soc. S. Aust.*, 113: 23-34.

BOULTON, A. J. & LAKE, P. S., 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwater Biology*, 27: 123-138.

BOULTON, A. J. & LAKE, P. S., 1988. Australian temporary streams - some ecological characteristics. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 138-1383.

BOULTON, A. J.; SPANGARO, G. M.; LAKE, P. S., 1988. Macroinvertebrate distribution and recolonization on stones subjected to varying degrees of disturbance: an experimental approach. *Arch. Hydrbiol.*, 113: 551-576.

BOULTON, A. J.; PETERSON, C. G.; GRIMM, N. B.; FISHER, S. G., 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology (in litt.)*

BOULTON, A. J.; SUTER, P. J., 1986. Ecology of temporary streams - an Australian perspective. *Limnology in Australia*. P. Deckher & W. D. Williams (eds.). CSIRO/ Dr W. Junh:313-327. Melbourne.

BRENEMAN, D. H. & PONTASCH, K. W., 1991. Artificial substrates colonization by aquatic insects indigenous to the Volga River. *39th Annual Meeting of the N. A. Bhent. Soc.*

BRITTAIN, J. E. & EIKELAND, T. J., 1988. Invertebrate drift - a review. *Hydrobiologia*, 166: 77-93.

BROOKS, S. S. & BOULTON, A. J., 1991. Recolonization of benthic macroinvertebrates after artificial and natural disturbances in an Australian temporary stream. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 42: 295-308.

CANCELA DA FONSECA, L., 1989. *Estudo da influência da "abertura ao mar" sobre um sistema lagunar costeiro: a lagoa de Santo André*. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências de Lisboa, 355 pp..

CASEY, R. J., 1987. Diel periodicity in density of Ephemeroptera nymphs on stream substrata and the relationship with drift and selected abiotic factors. *Can. J. Zool.*, 65: 2945-2952.

CHASTON, I., 1969. The light threshold controlling the periodicity of invertebrate drift. *J. An. Ecol.*, 38: 171-180.

CHERGUI, H. & PATTEE, E., 1990. The processing of leaves of trees and aquatic macrophytes in the network of the river Rhone. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 76: 281-302.

CHESSMAN, B. C., 1986. Dietary studies of aquatic insects from two Victoria Rivers. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 37: 129-146.

CIBOROWSKI, J. H., 1987. Dynamics of drift and microdistribution of two mayfly populations: a predictive model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 832-845.

CIBOROWSKI, J. H. & CLIFFORD, H. F., 1984. Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1626-1633.

CIBOROWSKI, J. J. H.; POINTING, P. J.; CORKUM, L. D., 1977. The effect of current velocity and sediment on the drift of the mayfly *Ephemerella subsalivaria* McDunnough. *Freshwater Biology*, 7: 567-572.

CLEMENTS, W. H.; VAN HASSEL, J. H.; CHERRY, D. S.; CAIRNS Jr., J., 1989. Colonization, variability, and the use of substratum-filled trays for biomonitoring benthic communities. *Hydrobiologia*, 173: 45-53.

COBB, D. G.; FLANNAGAN, J. F., 1990. Trichoptera and substrate stability in Ochre River, Manitoba. *Hydrobiologia*, 206: 29-38.

CORKUM, L. D.; POINTING, P. J.; CIBOROWSKI, J. J. H., 1977. The influence of current velocity and substrate on the distribution and drift of two mayflies (Ephemeroptera). *Can. J. Zool.*, 55: 1970-1977.

CORTES, R. M. V., 1989. *Biotipologia de ecossistemas lóxicos do nordeste de Portugal*. Tese de Doutorado. Universidade De Trás-os-Montes E Alto Douro, 305pp..

COVER, E. C. & HARREL, R. C., 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in freshwater channel(?). *Hydrobiologia* 59: 81-95.

CROSSMAN, J. S. & CAIRNS Jr., J., 1974. A comparative study between two different artificial substrate samplers and regular sampling techniques. *Hydrobiologia*, 44: 517-522.

CUKER, B., 1983. Competition and coexistence among grazing snail *Lymnaea* sp., Chironomidae, and Microcrustacea in an arctic epilithic lacustrine community. *Ecology*, 64:10- 15.

CULP, J. M.; WRONA, F. J.; DAVIES, R. W., 1985. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Can. J. Zool.*, 64: 1345-1351.

CUMMINS, K. W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18:183-206.

CUMMINS, K. W., 1975. Macroinvertebrates. *River ecology*. Ed. B. A. Whinton, Blackwell Scientific Pub., Oxford: 170-198.

CUMMINS, K. W. & LAUF, G. H., 1969. The influence of substrate particle size and the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34: 145-181.

CUMMINS & WILZBACH, 1985. Field procedures for analysis of functional feeding groups of stream macroinvertebrates. *Appalachian Environmental Laboratory*. University of Maryland. Contribution 1611, 18pp..

DANCE, K. W. & HYNES, B. N., 1979. A continuous study of drift in adjacent intermittent and permanent streams. *Arch. Hydrobiol.*, 87:253-261.

DE PAUW, N.; ROELS, D.; 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.

DEJOUX, C.; JESTIN, C.; TROUBAT, J. M., 1983. Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. *Hydrobiol. Trop.*, 16: 181-193.

DELUCCHI, C. M., 1988. Comparison of community structure among streams with different temporal flow regimes. *Can. J. Zool.*, 66: 579-586.

DELUCCHI, C. M. & PECKARSKY, B. L., 1989. Life history patterns in an intermittent and permanent stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 308-321.

DICKSON, K. L.; CAIRNS, J.; ARNOLD, J. C., 1971. An evaluation of use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 100: 553-559.

DIMOND, J. B., 1967. Evidence that drift of stream benthos is density related. *Ecology*, 48: 855-857.

DOEG, T. J.; LAKE, P. S.; MARCHANT, R., 1989. Colonization of experimentally disturbed patches by stream macroinvertebrates in the Acheron River, Victoria. *Australian Journal of Ecology*, 14: 207-220.

DOEG, T. J.; MARCHANT, R.; DOUGLAS, M.; LAKE, P. S., 1989. Experimental colonization of sand, gravel and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, Southeastern Australia. *Freshwater biology*, 22:57-64.

ELLIOT, J. M., 1971: Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District Stream. *J. Anim. Ecol.*, 40: 235-252.

ERMAN, D. C. & ERMAN, N. A., 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate and heterogeneity. *Hydrobiologia*, 108: 75-82.

FELMATE, B. W., 1987. Predator-prey interactions in a stream: a combined field and laboratory study of *Paragnetina media* (Plecoptera) and *Hydropsyche sparna* (Trichoptera). *Can. J. Zool.*, 65: 448-451.

FISHER, S. G., 1990. Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. *Environmental Management* 15: 725-736.

FISHER, S. G., 1987. Succession, scale, and hypothesis testing streams. *Can. J. Aquat. Sci.*, 44:689.

FISHER S. G.; GRAY; GRIMM N. B.; BUSCH D. E., 1992. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological Monographs*, 52: 93-110.

FISHER, S. G. & GRIMM. N. B., 1988. Disturbance as a determinant of structure in a Sonoran Desert stream ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 1183-11-89.

FISHER, S. G.; GRIMM, N. B., 1991. Stream disturbance: are cross-ecosystems comparisons useful?. *Comparative Analysis of Ecosystems Patterns, Mechanisms and Theories*. J. COLE; G. LOVETT; S. FINDAY (ed.). Springer-Verlag, N.Y. Inc.: 196-221.

FLANNAGAN, J. F. & ROSENBERG, D. M., 1982. Types of artificial substrates for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. *Artificial Substrates*. J. CAIRNS (ed.), Ann Arbor Science Publishers, Inc.: 237-266.

FONTOURA, A. P., 1989. *As comunidades de macro-invertebrados num sistema hidroelétrico do Norte de Portugal. Avaliação de impacte ambiental e qualidade da água*. Tese de Doutoramento Faculdade de Ciências do Porto. 346 pp..

FOX, L. R., 1977. Species richness in streams - an alternative mechanism. *Am. Nat.*, : 1017-1021.

FULLER, R. L. & MACKAY, R. J., 1980. Feeding ecology of three species of *Hydropsyche* (Trichoptera, Hydropsychidae) in Southern Ontario. *Can. Jour. Zool.*: 2239-2251

FULLER, R. L. & MACKAY, R. J., 1981. Effects of food quality on three *Hydropsyche* species (Trichoptera, Hydropsychidae). *Can. Jour. Zool.* 59: 1133-1140.

GARCIA DE JALON, D., 1986. Human impacts on aquatic insect communities. *Proc. 3rd Europ. Congr. Entomology*, Amsterdam : 23-34.

GEE, J. H. R. & ABBOTT, A. J. 1991. Effect of crevice width on the colonization of artificial substrata by stream invertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1730-1733.

GILLER, P. S. & CAMBELL, R. N. B., 1989. Colonization patterns of mayfly nymphs (Ephemeroptera) on implanted substrate trays of different size. *Hydrobiologia*, 178: 59-71.

GILLER, P. S.; SANGPRADUB, N.; TWOMEY, H., Catastrophic flooding and macroinvertebrate community structure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1724-1729.

GORE; J. A., 1979. Patterns of initial benthic recolonization of a reclaimed coal strip-mined river channel. *Can. J. Zool.*, 57: 2429-2439.

GORE, J. A., 1982. Benthic invertebrate colonization source distance effects on community composition. *Hydrobiologia*, 94: 183-193.

GRAY, L. J. & FISHER, S. G., 1981. Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran Desert stream. *Am. Mid. Nat.*, 106: 249-257.

GRIMM, N. B. & FISHER, S. G., 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 293-307.

GROSSMAN, G. D., 1982. Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage: the persistence and resilience of taxocenose structure. *Am. Nat.*, 119:611-637.

GROSSMAN, G. D.; MOYLED, P. B.; WHITAKER, J. O., 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Idian stream fish assemblage: a test of community theory. *Am. Nat.*, 120: 423-454.

HART, D. D., 1978. Diversity in stream insects: regulation by rock size and microspatial complexity. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20: 1376-1381.

HART, D. D., 1983. The importance of competitive interactions within stream populations and communities. *In: Stream ecology*. Eds. J. R. Barnes & G. W. Minshall. Plenum Press. New York:99-135.

HART, D. D. & RESH; v. H., 1980. Movement patterns and foraging ecology of a stream caddisfly larva. *Can. J. Zool.*, 58:1174-1185.

HAWKINS; C. P. & SEDELL, J. R., 1981. Logitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. *Ecology*, 62: 387-397.

HELLAWELL, J. M., 1978. *Biological surveillance of rivers a biological monitoring handbook*. Water Reseach Center, Stevenage.332pp..

HEMSWORTH, R. J. & BROOKER, M. P., 1981. Macroinvertebrate drift in the upper wye catchment, Wales. *Hydrobiologia*,85: 145-155.

HILDEBRAND; S. G., 1974. The relation of drift benthos density and food level in an artificial stream. *Limnol. Oceanogr.* 19: 951-957.

HILDREW, A. G., 1990. Fish predation and the organisation of invertebrate communities in streams. *Pol. Arch. Hydrobiol.*37: 95-107.

HILDREW, A. G.; TOWNSEND, C. R.; FRANCIS, J., 1984. Community structure in some Southern English streams: the influence of species interations. *Freshwater biology*,14: 297-310.

HILDREW, A. G.; DOBSON, M. K.; GROOM; A.; IBBOTSON, A.; LANCASTER, J.; RUNDLE, S. D., 1991. Flow and retention in the ecology of stream invertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1742-1747.

HILSENHOFF, W. L.,An artificial device for sampling benthic stream invertebrates. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 465-471.

HOLLING,C. S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4:1-23.

HUGHES, D. A., 1970. Some factors affecting drift and upstream movements of *Gammarus pulex*. *Ecology*, 51: 301-305.

HUNTER, R. D., 1980. Effects of grazing on the quantity and quality of freshwater aufwuchs. *Hydrobiologia*, 69: 251-259.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTATÍSTICA, 1992. *Censos 91 Resultados provisórios IV- Alentejo*. 117 pp..

KARLSTROM, U., 1978. Role of the organic layer on stones in detrital metabolism in streams. *Verh. Internat. verein. Limnol.*, 20: 1463-1470.

KAUFMAN, M. G. & KING, R. H., 1987. Colonization of wood substrates by the aquatic xilophage *Xyloptus par* (Diptera: Chironomidae) and a discription of its life history. *Can. J. Zool.*, 65: 2280-2286.

KHALAF, G. & TACHET, H., 1977. La dynamique de colonisation des substrats artificiels par les macro-invertébrés d'un cours d'eau. *Annls. Limnol.*, 13:169-190.

KOHLER, S. L., 1982. Position on substrates, positioning changes, and diel drift periodicities in mayflies. *Can J. Zoo.*, 61: 1362-1368.

KOHLER, S. L., 1985. Identification of stream drift mechanisms: an experimental and observational approach. *Ecology*, 66:1749-1761.

KONKLE, B. R.; COLLINS, N. C.; BAKER, R. L., Use of artificial substrates to estimate prey resources available to a visually feeding benthivorous fish. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 47: 789-793.

LAKE, P. S., 1990. Disturbing hard and soft bottom communities: a comparison of marine and freshwater environments. *Australian Journal of Ecology*, 15:477-488.

LAKE, P. S.; BARMUTA, L. A.; BOULTON, A. J.; CAMPBELL, I. C.; ST CLAIR, R. M., 1986. Australian streams and Nothern Hemisphere stream ecology: comparisons and problems. *Proc. Ecol. Soc. Aust.*, 14:61-82.

LAKE, P. S. & DOEG, T. J., 1985. Macroinvertebrate colonization of stones in two upland Southern Australian streams. *Hydrobiologia*, 126: 199-211.

LAKE, P. S.; DOEG, T.; MORTON, D. W., 1985. The macroinvertebrates community of stones in Australian upland stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 2141-2147.

LAKE, P. S. & SCHREIBER, S. G., 1991. Colonization of stones and recovery from disturbance: an experimental study along the river. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2061-2064.

LAKE, P. S.; MORTON, D. W.; MILNE, B. J., 1988. Interspecific associations in the faunal assemblages of stones of an upland Australian stream. *Verh. internat. verein. limnol.*, 23: 1384-1387.

LAMBERTI, G. A. & RESH, V. H., 1985. Comparability of introduced tiles and natural substrates for sampling lotic bacteria, algae and macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.*, 15: 21-30.

LAMOTTE, M., 1971. *Initiation aux méthodes statistiques en biologie*. Masson & Cie, Paris. 144 pp.

LANCASTER, J.; HILDREW, A. G.; TOWNSEND, C. R., 1990. Stream flow and predation effects on the spatial dynamics of benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 203: 177-190.

LEDERLE, C. R., 1992. Artificial substrata as colonization-aid for macroinvertebrata in low structured channel beds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25 (in. litt.)

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P., 1979. *Ecologie Numérique*. Masson, Paris, 247 pp.

LEHMKUHL, D. M. & ANDERSON; N. H., 1972. Microdistribution and density as factors affecting the down-stream drift mayflies. *Ecology*, 53: 661-667.

- LUEDTKE, R. J. & BRUSVEN, M. A.**, Effects of sand sedimentation on colonization of stream insects. *J. Fish Res. Board. Can.*, 33: 1881-1886.
- MARGALEF, R.**, 1968. *Perspectivas de la Teoria Ecológica*. Ed. Blume, Barcelona. 110 pp..
- MARGALEF, R.**, 1983. *Limnologia*. Ed. Omega, Barcelona. 1010 pp..
- MARTIN, J. C. & KNIGHT, A. W.**, 1989. The effect of long pools on the drift of macro-invertebrates in a mountain stream. *Hydrobiologia*, 185: 63-70.
- McAULIFE, J. R.**, 1983. Competition, colonization patterns, and disturbance in stream benthic communities. *In: Stream Ecology*. Eds. J. R. Barnes & G. W. Minshall. Plenum Press. New York:137-155.
- McAULIFE, J. R.**, 1984. Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology*, 65: 894-908.
- McLAHLAN, A. J.**, 1969. Substrate preferences and invasion behaviour exhibited by larvae of *Nilodurum brevivucca* (Chironomidae) under experimental conditions. *Hydrobiologia*, 33:237-249.
- MINSHALL, G. W. & PETERSEN, R. C.**, 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in streams ecosystems. *Arch. Hydrobiol.*, 104: 49-76.
- MINSHALL, G. W. & WINGER, P. V.**, 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. *Ecology*, 49: 580-582.
- MOLLES, M. C. JR.**, 1982. Trichopteran communities of streams associated with aspen and conifer forests: long term structural change. *Ecology*, 63: 1-6.
- MOON, H. P.**, 1940. An investigation of the movements of freshwater invertebrate faunas. *J. Anim. Ecol.*, 9:77-83.

- MOOR; F. C.; CHUTTER, F. M.; MOOR, I. J.**, 1986. Drift behaviour and microhabitat selection in preimaginal stages of *Simulium chatteri* (Diptera, Simuliidae). *Hydrobiologia*, 133: 143-154.
- MORAIS, M. & PINTO, P.**, 1990. Qualidade biológica de água do rio Degebe. *Actas IV Congresso Sobre o Alentejo* (in litt.)
- MORAIS, M. & PINTO, P.** (in prep.). Dietary studies of macroinvertebrates from river Degebe.
- MORIN, E.**, 1977. *O método 2: a vida da vida*. (tradução portuguesa de 1980) Europa América lda. Lisboa. 437 pp..
- MULLER, K.**, 1983. Life cycles of stream insects. *Aquilo Ser Eoologica*, 14: 105-112.
- MULLER, K.**, 1982. The colonization cycle of stream insects. *Oecologia*, 52: 202-207.
- NEVES, R. J.**, 1979. Movements of larval and adult *Pycnopsyche guttifer* (Waklker) (Trichoptera: Limnephilidae) along Factory Brook, Massachussetts. *Am. Midl. Nat.*, 102: 51-58.
- OGILVIE, G. A. & CLIFFORD, H. F.**, 1986. Life histories, production, and microdistribution of two caddisflies (Trichoptera) in a Rocky Mountain stream. *Can. J. Zool.*, 64: 2706-2716.
- mechanism. *Am. Midl. Nat.*, ? : 1017-1021.
- ORTEGA, M.; SUAREZ, M. L.; VIDAL ABARCA, M. R.; GÓMEZ, R.; RAMÍREZ DIAZ, L.**, 1991. Aspects of postflood recolonization of macroinvertebrates in a "Rambla" of South-East Spain ("Rambla del Moro": Segura River Basin). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1994-2001.
- PEARSON, W. D. & FRANKLIN, D. R.**, 1968. Some factors affecting drift rates of *Baetis* and Simuliidae in a large river. *Ecology*, 49: 75-81.

PECKARSKY, B. L., 1981. Biological interactions revisited. *Limnol. Oceanogr* (?)

PECKARSKY, B. L., 1987. Sucession, scale, and hypothesis testing streams a reply to Fisher. *Can. J. Aquat. Sci.*, 44:689-691

PECKARSKY, B. L. & DODSON, S. I., 1980. Do stonefly influence benthic distributions in streams? *Ecology*, 61: 1275-1282.

PINTO, P., 1988. Variação anual da estrutura , cenótica da Ribeira do Degebe (Bacia hidrográfica do Guadiana). *Actas Col. Luso-Esp. Ecol. Bacias Hidrog. e Rec. Zoológicos*: 319-326.

PINTO, P., 1991. Macroinvertebrates of Monte Novo Reservoir (Évora, Portugal): yearly evolution of the cenotic structure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1360-1362.

PLATH, W. S.; ARMOUR, C. J.; BOOTH, G. D.; BRIAN, M.; BUFFORD, J. L.; CUPLIN, R. L.; JENSEN, S.; LIEMKEMPER, G. W.; MINSHALL, G. W.; MONSEN, S. B.; NELSON, R. L.; SEDELL, J. R.; JUNY, S. J.I., 1987. *Methods for evaluating riparian habitats with applications to manegement*. General Report INT-221, Ogdem, UT: USDA, Forest service, Intermountain Research Station. 117 pp..

POOLE, R. W., 1974. *An introduction to quantitative ecology*. McGraw-hill,inc. Tokyo.532 pp..

PRAT, N., 1992. Present trends in river studies. *Homage to Ramon Margalef; or, Why there is such a pleasure in studying nature* J. D. Ros & N. Prat (eds.), *Oecologia aquatica*, 10: 1-12.

PUIG, M. A.; ABOAL, M.; DE SOSTOA, A., 1992. New approaches to mediterranean fluvial communities. *Homage to Ramon Margalef; or, Why there is such a pleasure in studying nature* J. D. Ros & N. Prat (eds.), *Oecologia aquatica*, 10: 13-20.

QUINN, J. M. & HICKEY, C. W., 1990. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24: 411-427.

RABENI, C. F. & MINSHALL, G. W., 1977. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos*, 29: 33-43.

RADER, B. & WARD, J. V., 1990. Diel migration and microhabitat distribution of a benthic stream assemblage. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 711-718.

SHELDON, A. L., 1980. Resource division by perlid stoneflies (Plecoptera) in a lake outlet ecosystem. *Hydrobiologia*, 71: 155-161.

REICE, S. R., 1981. Interspecific associations in a Woodland stream. *Can. Journ. Fish. Aq. Sci.*, 38: 1271-1280.

REICE, S. R., 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrates microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology*, 61: 580-590.

REICE, S. R., 1984. The impact of disturbance frequency on the structure of a lotic riffle community. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1906-1910.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K.; MCELRAVY, E. P., 1990. Disturbance, annual variability and lotic benthos: Examples from a California Stream influenced by Mediterranean climate. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 47: 309-329.

RIVAS MARTINEZ & AMAIZ, 1984. Bioclimatologia y vegetation en la Peninsula Iberica. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 131: 111-120.

ROBINSON, C. T.; MINSHALL, G. W.; RUSHFORTH, S. R., Seasonal colonization dynamics of macroinvertebrates in a Idaho stream. *J. N. Benthol. Soc.*, 3: 240-248.

ROHLF, F.J., 1990. *NTSYS-PC Numerical taxonomy and multivariate analysis. System 1.60*. Exeter Software Heritage Lanc..

ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H., 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. *Artificial Substrates*. J. CAIRNS (ed.), Ann Arbor Science Publishers, Inc.: 175-235.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, 1962. *Carta agricola e florestal de Portugal*. Lisboa.

SERVIÇOS GEOLÓGICOS DE PORTUGAL, 1972. *Carta geológica de portugal* (coordenada por C. Teixeira). Lisboa.

SHAW, D. W. & MINSHALL, G. W., Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. *Oikos*, 34: 259-271.

SHELDON, A. L., 1977. Colonization curves: application to stream insects on semi-natural substrates. *Oikos*, 28: 256-261.

SHIOZAWA, D. K., 1983. Density independence versus density dependence in streams. In: *Stream Ecology*. Eds. J. R. Barnes & G. W. Minshall. Plenum Press. New York: 55-77.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J., 1981. *Biometry the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Comp. San Francisco. 858 pp.

STATZNER, B.; ELOUARD, J. M.; DEJOUX, C., 1985. Field experiments on the relationship between drift and benthic densities of aquatic insects in tropical streams (Ivory Coast) II *Ceumatopsyche falcifera* (Trichoptera: Hydropsychidae). *Journ. An. Ecol.*, 93: 93-110.

SOUSA, W. P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 353-391.

SUTHERLAND, J. P., Multiple stable points in natural communities. *Am. Nat.*, 108: 859-873.

TACHET, H.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, P., *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique.* Université de Lyon, Association Française de Limnologie. 156 pp..

TANGARRINHAS, M. R., 1993. Rio Guaidiana: origens de poluição e qualidade da água. Comunicação apresentada nas

THONNEY J. P.; GIBSON R. J.; HILLER K. G., 1987. Colonization of basket by macroinvertebrates in riffle areas of 10 New Foundland River systems. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1558: V+43 pp..

TOLKAMP, 1980. *Organism-substrate relationships in lowland streams.* Centre for Agricultural Publishing Documentation, Weninger, 211 pp..

TOWNS, D. R., 1985. Limnological charecteristics of a South Australian intermittent stream, Brown Hill Creek. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 36: 821-837.

TOWNSEND, C. R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 8: 36-50.

TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G., 1976. Field experiments on the drifting colonization and continuous redistributon of the stream benthos. *J. Anim. Ecol.*, 45: 759-777.

TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G.; SCHOFIELD, K., 1987. Persistence of stream invertebrate communities in relation to the environmental variability. *J. Anim Ecol.*, 56: 597-613.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E., 1980. The river continuum, concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:130-137.

- VINIKOUR, W. S.**, 1981. Aquatic insect drift through a finalcut strip mine pit, with emphasis on drift distance. *Hydrobiologia*, 77: 225-232.
- WALTON, O. E.**, 1978. Substrate attachment by drifting aquatic insect larvae. *Ecology*, 59:1023-1030.
- WATERS, T. F.**, 1964. Recolonization of denuded stream bottom areas by drift. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93:311-315.
- WATERS, T. F.**, 1969. Invertebrate drift ecology and significance to stream fishes. *Symposium on Salmon and Trout in Streams*. Univ. British Columbia Vanc.: 121-134.
- WATERS, T. F.**, 1972. The drift of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.*, 17: 253-272.
- WILEY, M. J.**, 1981. Interacting influences of density and preference on the emigration rates of some chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Ecology*, 62: 426-438.
- WILEY, M. J. & KOHLER, S. L.**, Positioning changes of mayfly nymphs due to behavioral regulation of oxygen consumption. *Can. J. Zoo.*, 58:618-622.
- WILLIAMS, D. D.**, 1977. Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. *Oikos*, 29: 306-312.
- WILLIAMS, D. D.**, 1981. Migrations and distribution of stream benthos. *Perspectives in running water ecology*. Ed. Maunile A. Lock & Dudley Williams. Plenum Press, N. Y., London: 155-203.
- WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N.**, 1976. The recolonization mechanism of stream benthos. *Oikos*, 27: 265-272.
- WILLIAMS, D. D. & MUNDIE, J. H.**, 1978. Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 1030-1033.

WILZBACH, M. A., 1990. Nonconcordance of drift and benthic activity in *Baetis*. *Limnol. Oceanogr.*, 35: 945-952.

WISE, D. H. & MOLLES Jr., C., 1979. Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. *Hydrobiologia*, 65: 69-74.

WONNACOTT, H. W. & WONNACOTT R. J., 1980,1977. Introdução à estatística. Livros Técnicos e Científicos Editora. Rio de Janeiro, São Paulo.589 pp..

YOUNG, J. O.,1988. Intra- and interspecific predation on the cocoons of *Erpobdella Octoculata* (L.)(Annelida: Hirudinea). *Hydrobiologia* , 169: 85- 89.

10.2. Bibliografia de identificação

10.2.1. Obras de carácter geral

MANUEL, R. f., 1986. *A Collins field guide to freshwater life*. WEilliams Collins Sons & co. ldt.. London, Sydney, Toronto. 382 pp..

TACHET, H.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, P., *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique*. Université de Lyon, Association Française de Limnologie. 156 pp..

10.2.2. Obras especializadas

- Phylum Plathelminthes

PATTÉ, E. & GOURBAULT, N., 1981. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises 1 Turbellaries Tricladides Paludicoles (Planaires d'eau douce). *Bull. Soc. Linn. Lyon*, 50: 279-304.

- Phylum Mollusca

GIROD, A.; BIANCHI, I.; MARIANI, M., 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 7. Gasteropodi*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/77. Verona 86pp..

MACAN, T. T. & DOUGLAS COOPER, R., 1977. *A key to the british fresh- and brackish- water gastropods with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association, Sci. pub N°13. 45 pp.

- Phylum Annelida

BRINKHURST, R. O., 1964. Studies on the North American aquatic oligochaeta I: Naididae and Opistocystidae. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 116: 196-230.

BRINKHURST, R. O., 1965. Studies on the North American aquatic oligochaeta II: Tubificidae. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 117: 116-161.

BRINKHURST, R. O., 1971. *A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta*. Freshwater Biological Association, Sci. pub N°22. 55 pp..

ELLIOT, J. M. & MANN, K. H., 1979. *A key to the freshwater leeches with notes on their life cycles and ecology*. Freshwater Biological Association, Sci. pub N°40. 71 pp..

LAFONT, M., 1983. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises 3 Annelides oligochetes. *Bull. Soc. Linn. Lyon*, 52: 108-135.

STEINLECHER, R., 1987. Identification of immature tubificids (Oligochaeta) of Lake Constance and its influence on the evaluation of species distribution. *Hydrobiologia*, 155: 57-63.

- Classe Crustacea

ZARIQUIEY ALVAREZ, R., 1968. Crustáceos Decapodes Ibéricos. *Inv. pesc.*, 32: 1-510.

- Ordem Ephemeroptera

BELFIORE, 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 9. xxxxxxxxx (Ephemeroptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/77. Verona 109pp..

PETER MALZACHER, L., 1984. Die europäischen Arten der Gattung *Caenis* Stephens (Insecta: Ephemeroptera). *Stutgarter Beir. Naturk.*, 373: 1-488.

- Ordem Plecoptera

BERTHELEMY, C. & WHYTTON DA TERRA, L. S., 1980. Plecopteres du Portugal (Insecta). *Anmls Linnol.*, 16: 159-182.

CONSIGLIO, C., 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 9. Plecotteri (Plecoptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/77. Verona 67pp..

MACAN, T. T., 1979. A key to the nymphs of the british species of Ephemeroptera with notes on their ecology. Freshwater Biological Association, Sci. pub N°20. 79 pp..

- Ordem Odonata

AGUESSE, P., 1968. *Faune de l'Europe et du Bassin Méditerranéen 4. Les Odonates de l'Europe occidentale, du Nord de l'Afrique et des iles Atlantiques*. Masson et Cie Ed. Paris. 240pp..

CARCHINI, G., 1983. *A key to the italian odonate larvae*. Societas Internationalis Odonatologica. Rapid Communications N° 1. Utrecht. 98pp..

GARDERIERS, A. E., ?. A key to larvae. *The dragonflies of Great Britain and Ireland*. Fres, C. O. H. ed.. Curwen Books :72-89.

- Ordem Heteroptera

DETHIER, M., 1985. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises 6 Hétéroptères aquatiques et ripicoles (genres et principales espèces). *Bull. Soc. Linn. Lyon*, 54: 250-261.

DETHIER, M., 1986. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises 6 Hétéroptères aquatiques et ripicoles (genres et principales espèces) (cont). *Bull. Soc. Linn. Lyon*, 55: 1-40.

- Ordem Coleoptera

BERTHÉLEMY, C., 1979. Elmidae de la region paleartique occidental: systematique et repartition [Coleoptera Dryopoidea]. *Annls Limnol.*, 15: 1-102.

HOLLAND, D. G., 1972. *A key to the larvae, pupae, and adults of British species of Elminthidae*. Freshwater Biological Association, Sci. pub N°26. 58 pp..

RICHOUX, P., 1982. Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises 2 Coléopteres aquatiques (genres: adult et larves) Turbellaries Tricladides Paludicoles (Planaires d'eau douce). *Bull. Soc. Limn. Lyon*, 51: 106-302.

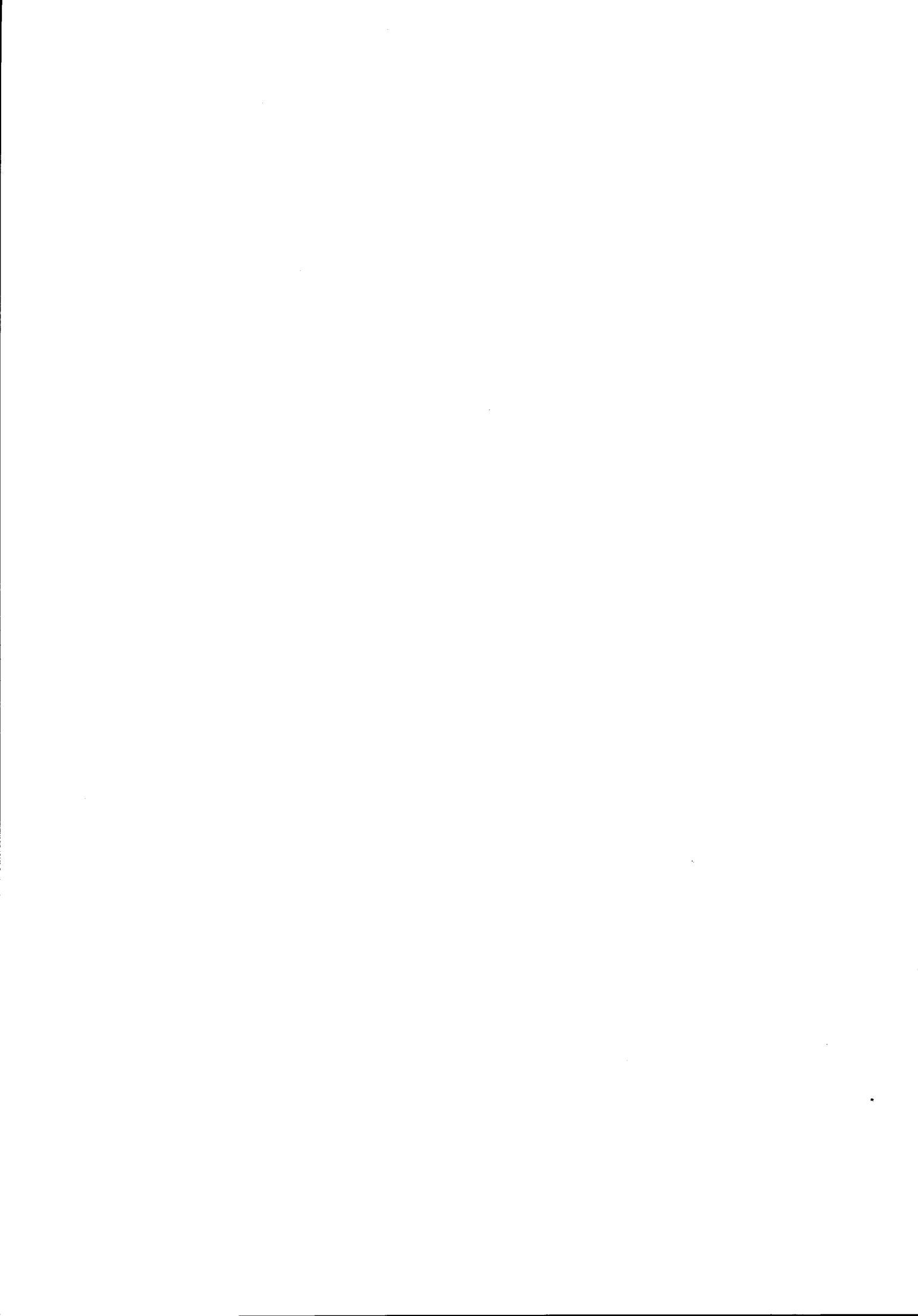
- Ordem Trichoptera

GARCIA DE JALON, D., 1983. Contribución al conocimiento de las larvas del género *Hydropsyche* (Trichoptera) ibéricas. *Actas 1^{er} Congr. Iberico Entomol.*: 275-285.

MORETI, G., 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane 19. Tricotteri (Trichoptera)*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/77. Verona 155pp..

WHYTTON DA TERRA, L. S., 1981. Lista faunística de tricópteros de Portugal. *Bolm. Soc. Ent.*, 12: 1-42

ANEXOS



ANEXO 1

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

TEMPERATURA (°C)

| | DIA DE COLHEITA | | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
| AI | | 12,5 | | 12,0 | 12,0 | | 11,0 | 11,0 | 10,0 | 12,0 | 11,5 | 12,0 | 14,5 | | |
| BI | 9,0 | 10,0 | | 11,0 | 8,5 | 11,0 | 11,0 | 9,0 | 11,0 | 10,0 | 10,0 | 12,0 | 13,0 | 10,0 | |
| CI | 11,0 | 11,0 | | 11,0 | 10,0 | 10,0 | 16,0 | 8,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 11,0 | 12,0 | 10,0 | 8,0 |
| DI | 13,0 | | 11,0 | 11,0 | 11,0 | 10,0 | 12,0 | 13,0 | 10,0 | 12,0 | 13,5 | 12,5 | 15,0 | 10,0 | |
| EI | 11,5 | 12,0 | 11,0 | | 11,5 | 10,0 | 12,0 | 11,0 | 10,0 | 12,0 | 11,0 | 13,0 | 14,0 | | |
| FI | 11,0 | 11,0 | 11,0 | 10,5 | 10,5 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 11,0 | 13,0 | | | |
| AP | | 16,9 | 12,0 | 15,3 | 17,0 | 23,8 | 25,4 | 16,4 | | 21,1 | 23,9 | 27,2 | | 23,3 | |
| BP | | 12,6 | 11,5 | 12,8 | 14,1 | 15,3 | 16, | 13,7 | 13,6 | 13,3 | 14,6 | 18,2 | | 15,3 | |
| CP | | 13,7 | 11,0 | 13,5 | 13,1 | 15,2 | 17,4 | 15,2 | 18,4 | 17,9 | 19,0 | 24,4 | | 17,9 | 18,5 |
| DP | 17,0 | 14,2 | 14,2 | 14,6 | 14,8 | 10,0 | 17,2 | 16,5 | 17,7 | 17,6 | 18,5 | 20,9 | | 19,9 | 19,8 |
| EP | 17,0 | 13,0 | 13,0 | 13,5 | 13,6 | 15,7 | 16,1 | 15,5 | 15,7 | 17,5 | 19,2 | 19,6 | | 20,9 | 20,4 |
| FP | 18,5 | 14,5 | 14,1 | 13,0 | | 15,7 | 17,5 | 15,7 | 15,6 | 16,6 | 18,7 | 20,4 | | 20,0 | 20,9 |
| AV | 21,8 | 19,7 | | 22,0 | 21,6 | 21,4 | 20,6 | 21,5 | 22,4 | 20,5 | 22,8 | 19,0 | 20,3 | 20,7 | |
| BV | 24,5 | 20,8 | 21,4 | 24,5 | 21,8 | 20,9 | 21,3 | 20,4 | | 21,0 | | 22,6 | | | |
| CV | 25,4 | 23,6 | 29,5 | 28,3 | 24,3 | 25,1 | 23,0 | 22,7 | 28,8 | 23,8 | 24,2 | 22,2 | 24,5 | | |
| DV | 24,8 | 25,5 | 27,3 | 27,3 | 24,1 | 26,7 | 26,8 | 25,3 | 26,9 | 26,5 | 29,5 | 25,2 | | | |
| EV | 25,8 | 24,8 | 26,0 | 24,1 | 22,5 | 25,5 | 24,8 | 23,6 | 24,5 | 24,4 | 25,4 | 23,3 | 22,7 | 24,2 | |
| FV | 25,5 | 29,4 | 27,3 | 25,9 | 23,3 | 26,9 | 24,6 | 22,4 | 24,0 | 25,3 | 25,8 | 23,7 | 24,5 | 26,0 | |
| AO | | | 17,2 | | 16,8 | 17,5 | 18,0 | 18,0 | 16,1 | 12,7 | 9,9 | | 12, | 15,5 | 13,8 |
| BO | | 17,1 | 16,9 | 16,9 | 16,7 | 15,5 | 13,6 | 16,5 | 12,7 | 11,8 | 14,4 | | 10,0 | 12,2 | 10,6 |
| CO | 16,6 | 17,4 | 17,2 | 16,3 | 15,1 | 15,7 | 14,5 | 15,1 | 14,0 | 12,1 | 10,2 | 10,6 | 10,8 | 11,6 | 11,6 |
| DO | 17,2 | 18,9 | 18,0 | 18,6 | 17,7 | 18,1 | 18,7 | 17,9 | 16,1 | 14,1 | 12,9 | 12,6 | 14,4 | | |
| EO | 17,3 | 8,5 | 16,9 | 17,8 | 16,5 | 16,3 | 17,5 | 15,3 | 13,7 | 11,5 | 10,4 | 10,1 | 11,8 | 13,1 | 10,9 |
| FO | 16,9 | 18,3 | 16,7 | 17,2 | | | 17,6 | 15,0 | 12,8 | 11,3 | 10,6 | 11,2 | 11,6 | 11,1 | 10,4 |

(ausência de valores resultam de avaria ou indisponibilidade do termómetro)

OXIGÉNIO DISSOLVIDO (ppm)

| | DIAS DE COLHEITA | | | | | | | | | | | | | | |
|----|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
| AP | | | | | | | 7,75 | 8,00 | | | | | | | 11,20 |
| BP | | | | | | | 5,20 | 4,82 | | | | | | | 5,01 |
| CP | | | | | | | 7,95 | 8,40 | | | | | | | 4,01 |
| DP | | | | | | | 8,83 | 9,27 | | | | | | | 11,00 |
| EP | | | | | | | 10,23 | 8,13 | | | | | | | 13,55 |
| FP | | | | | | | 8,70 | 7,75 | | | | | | | 9,26 |
| AV | | | | 6,15 | 10,99 | 16,00 | | 6,50 | 6,94 | 7,80 | 9,77 | 8,12 | 5,14 | 3,73 | |
| BV | | | 2,25 | 3,75 | 5,80 | 7,73 | | 2,30 | 2,53 | 2,53 | | 2,21 | | | |
| CV | | | 10,03 | 9,85 | 12,93 | 15,75 | | | 18,65 | 9,24 | 13,92 | | 14,43 | | |
| DV | 24,80 | 25,50 | 27,30 | 27,30 | 24,1 | 26,70 | 26,50 | 25,3 | 26,90 | 26,50 | 29,5 | 25,20 | | | |
| EV | | | 4,43 | 7,38 | 10,03 | 13,57 | | 6,81 | 10,63 | 6,66 | 4,82 | 5,20 | 5,98 | 4,34 | |
| FV | | | 7,24 | 8,72 | 11,78 | 9,49 | | 7,16 | 9,12 | 5,90 | 7,65 | 5,68 | 6,74 | 7,14 | |
| AO | | | 4,36 | | 5,86 | 6,76 | 7,81 | 7,00 | 9,05 | 8,91 | 10,85 | | 11,5 | 10,79 | 14,61 |
| BO | | 3,61 | 3,89 | 6,01 | 4,33 | 4,53 | 3,57 | 3,21 | 3,17 | 3,55 | 4,51 | | 8,50 | 7,42 | 8,76 |
| CO | 9,96 | 3,97 | 7,03 | 3,80 | 3,85 | 4,75 | 5,50 | 6,20 | 5,88 | 9,16 | 8,04 | 8,89 | 10,55 | 8,53 | 7,62 |
| DO | 14,10 | 4,54 | 4,44 | 5,84 | 5,04 | 4,83 | 6,02 | 7,05 | 7,47 | 5,81 | 5,84 | 6,98 | 6,54 | | |
| EO | 19,10 | 4,27 | 3,07 | 3,98 | 3,76 | 4,78 | 5,87 | 6,87 | 8,26 | 8,03 | 7,06 | 6,70 | 7,97 | 7,90 | 12,70 |
| FO | 18,51 | 14,81 | 4,25 | 3,83 | | | 7,44 | 7,83 | 6,38 | 7,55 | 7,74 | 7,29 | 7,06 | 12,12 | 12,14 |

ausência de valores resultam de avaria ou indisponibilidade do oxímetro; não foram efectuadas determinações no Inverno



pH

| | DIAS DE COLHEITA | | | | | | | | | | | | | | |
|----|------------------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
| AP | | 9,21 | 8,61 | 8,26 | 8,72 | 9,64 | 9,31 | 8,68 | | 9,27 | 9,22 | 9,31 | | 8,62 | |
| BP | | 7,81 | 7,30 | 7,73 | 7,53 | 7,67 | 7,73 | 7,51 | 7,51 | 7,64 | 7,47 | 7,49 | | 7,28 | 7,36 |
| CP | | 8,09 | 7,70 | 7,74 | 8,07 | 8,01 | 8,28 | 8,3 | 8,45 | 8,36 | 7,98 | 8,06 | | 7,50 | 7,30 |
| DP | | 8,51 | 8,38 | 8,58 | 8,64 | 9,02 | 9,15 | 9,20 | 9,65 | 9,53 | 9,20 | 9,29 | | 8,85 | 8,83 |
| EP | | 8,51 | 8,28 | 8,27 | 8,68 | 9,1 | 9,06 | 9,16 | 8,79 | 9,00 | 9,38 | 8,74 | | 9,37 | 9,33 |
| FP | | 8,66 | 8,44 | 8,71 | | 8,84 | 8,72 | 8,59 | 8,97 | 8,73 | 8,9 | 9,41 | | 8,59 | 8,47 |
| AV | 7,24 | 7,60 | | 7,06 | 7,30 | | 7,52 | 7,80 | 8,31 | 7,73 | 7,70 | | | | |
| BV | 7,53 | 7,48 | 7,56 | 7,59 | 7,6 | | 7,55 | 7,34 | | 7,59 | | | | | |
| CV | | | 10,03 | 9,85 | 8,93 | 8,75 | | | 8,65 | 9,24 | 9,92 | | | | |
| DV | 8,92 | 9,03 | 9,00 | 9,06 | 8,99 | 9,02 | 9,06 | 8,99 | 9,40 | 9,8 | 8,91 | | | | |
| EV | 8,52 | 8,88 | 8,93 | 8,82 | 8,29 | 9,03 | 8,86 | 9,32 | 9,81 | 8,89 | 9,8 | 9,80 | | | |
| FV | 8,10 | 8,34 | 8,35 | 8,45 | 8,35 | 8,57 | 8,69 | 8,74 | 8,73 | 8,73 | 9,02 | 9,01 | | | |
| AO | | | | | | | | 9,70 | | | | | | | |
| BO | | | | | | | | | | | | | | | |
| CO | | | | | | | | 8,55 | | | | | | | |
| DO | 7,96 | | | | | | | 8,55 | | | | | | | |
| EO | 7,88 | | | | | | | 7,81 | | | | | | | |
| FO | 8,11 | | | | | | | 8,23 | | | | | | | |

ausência de valores resultam de avaria ou indisponibilidade de pHímetro; não foram efectuadas determinações no Inverno

INTENSIDADE DA CORRENTE (cm/s)

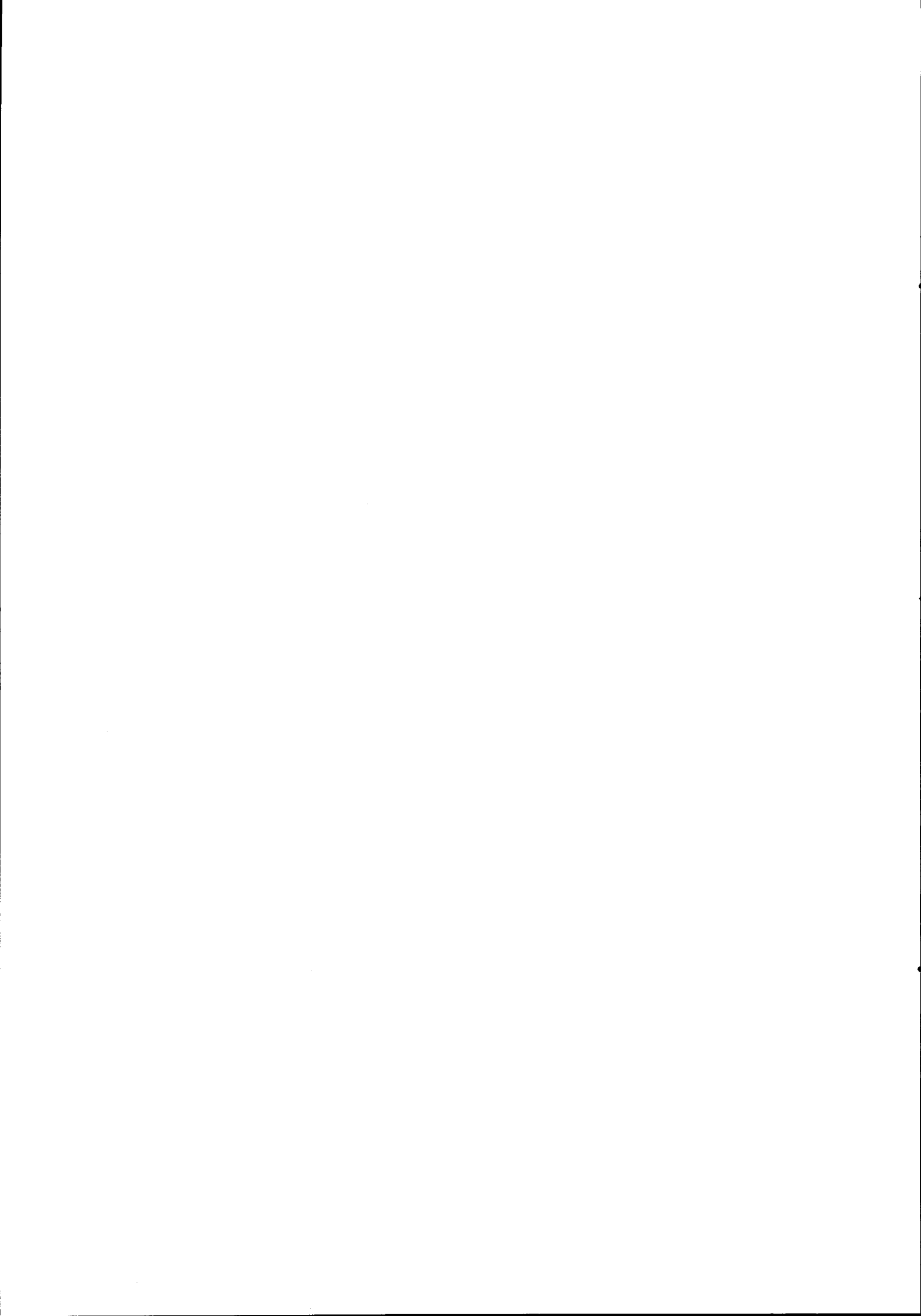
| | DIAS DE COLHEITA | | | | | | | | | | | | | | |
|----|------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
| AI | 8,8 | 12,3 | 14,3 | 14,6 | 9,6 | 13,1 | 12,5 | 12,1 | 10,9 | 12,6 | 6,1 | 12,7 | 13,7 | | |
| BI | 34,1 | 59,4 | 43, | 69,3 | 45,0 | 19,1 | 17,3 | 14,8 | 17,3 | 24,4 | 17, | 18,7 | 23,2 | 13,5 | 10,3 |
| CI | 26,1 | 54,9 | 33,8 | 84,8 | 47,4 | 23,9 | 14,5 | 14,4 | 16,3 | 24,3 | 12,1 | 12,2 | 21,3 | 0,0 | |
| DI | 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 |
| EI | 20,2 | 24,0 | 81,2 | 31,8 | 27,6 | 28,5 | 25,3 | 22,1 | 29,6 | 23,3 | 20,8 | 0,0 | 21,9 | 9,7 | 10,6 |
| FI | 11,7 | 20,2 | 11,1 | 21,3 | 13,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| AP | 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 |
| BP | 7,4 | 8,8 | 12,3 | 17,4 | 19,1 | | | | | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| CP | 0,0 | 0,0 | 19,4 | 19,6 | 32,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| DP | 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 |
| EP | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 24,3 | 6,6 | 6,6 | | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| EP | 11,5 | 7,7 | 27,8 | 43,1 | | | | | | | 42, | | | | |
| AO | | 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 |
| BO | | 65,5 | 14,3 | 14,5 | 12,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 24, | 7,9 | 17,7 | 7,9 |
| CO | 20,0 | 14,2 | 15,5 | 17,7 | 2,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 6,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| DO | 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 |
| EO | 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 |
| FO | 31,2 | 39,7 | 38,6 | | 60, | 37,1 | 22,7 | 18,3 | 14,9 | 16,6 | 18,1 | 31,3 | 21,8 | 25,9 | |

ausência de valores resultam de avaria ou indisponibilidade do micromolinetete

SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (g/cm³)

| | INVERNO | PRIMAVERA | VERÃO | OUTONO |
|---|---------|-----------|-------|--------|
| A | | 0,027 | 0,010 | 0,006 |
| B | | 0,010 | 0,043 | 0,027 |
| C | | 0,020 | 0,050 | 0,040 |
| D | | 0,001 | 0,012 | 0,003 |
| E | | 0,001 | 0,004 | 0,003 |
| F | | 0,060 | 0,014 | 0,008 |

não foram feitas determinações no Inverno



ANEXO 2

Lista dos *taxa* encontrados e respectivas abundâncias em cada colheita efectuada

A primeira letra designa o local de colheita, a segunda refere-se à inicial da época do ano.

/S substracto suspenso

/F substracto de fundo

As amostras assinaladas dentro de um quadrado foram eliminadas do tratamento:

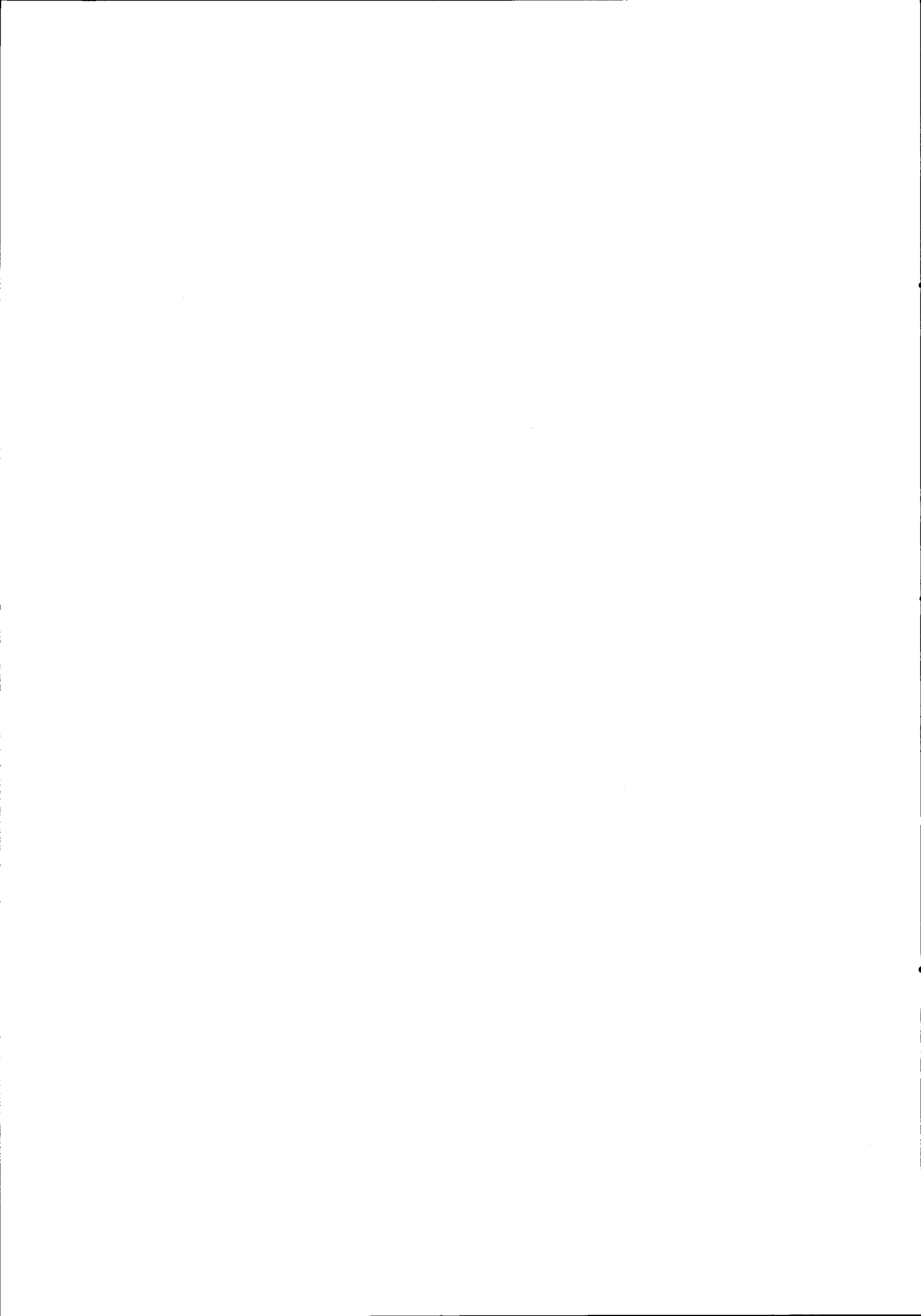
má conservação

colheita deficiente de organismos

- agregado pontual de alguns *taxa*

AI

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | # 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|----|---|---|--------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 | 5 | 0 | 4 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 4 | 4 | 9 | 6 | 0 | 7 | 11 | 19 | 25 | 0 | 4 | 1 | 0 | 35 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müll. | 0 | 4 | 0 | 3 | 1 | 0 | 2 | 8 | 2 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eiseella tetraedra</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 10 | 1 | 10 | 12 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 1 | 9 | 2 | 5 | 0 | 16 | 0 | 2 | 9 | 0 | 1 | 1 | 2 | 8 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 4 | 4 | 2 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 8 | 2 | 4 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 3 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 1 | 5 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Arrenurus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 4 | 7 | 8 | 7 | 8 | 7 | 35 | 13 | 35 | 4 | 2 | 10 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon schoenemudi</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 2 | 10 | 3 | 8 | 1 | 14 | 5 | 2 | 14 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Choroterpie picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thraulus bellus</i> Etn. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Paraleptophlebia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habroblebia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clasn. | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 9 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klip. | 0 | 1 | 20 | 1 | 9 | 1 | 4 | 4 | 5 | 18 | 1 | 0 | 0 | 1 | 38 |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Coenagrion</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 1 | 10 | 1 | 3 | 0 | 2 | 9 | 9 | 5 | 7 | 3 | 1 | 4 | 0 | 18 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hygrobia tarda</i> Herbst | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haliplus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 11 |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dytiscus cf. marginalis</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Oulimnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Simuliidae (lv) n.i. | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Simuliidae (nf) n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 | 3 | 2 | 0 | 18 | 3 | 0 | 11 | 8 | 65 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ceratopogonidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidaen.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |



AI/S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|
| <i>Dugesia trigrina</i> (Girard) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 9 | 8 | 1 |
| Nematoda | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 5 | 41 | 22 | 1 |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Eisenella tetraedra</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 18 | 8 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 8 | 6 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 6 | 10 | 4 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 6 | 1 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephira desmarestii</i> (Millet) | 6 | 0 | 3 | 1 | 0 | 6 | 1 | 5 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 8 | 5 | 0 |
| <i>Habrophlebia leucta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clsbn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 0 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klip. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 33 | 4 | 1 |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 2 | 0 | 1 | 8 | 5 | 6 | 1 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Dytiscus cf. marginalis</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Oulimnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simuliidae (lv) n.i. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| Simuliidae (nf) n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 59 | 124 | 11 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |



AI / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 5 | 1 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 1 | 4 | 2 | 1 | 0 | 1 | 7 | 2 | 1 | 3 | 4 | 2 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Eisenella tetraedra</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 1 | 2 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephira desmarestii</i> (Millet) | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 3 | 4 | 2 | 1 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burn. | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clsn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crochothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 4 | 1 | 0 | 7 | 1 | 1 | 3 | 0 | 0 | 3 | 6 | 8 | 3 | 0 | 3 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydaticus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dytiscus cf. marginalis</i> L. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Simuliidae n.i. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 4 | 5 | 14 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |



BI

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|-----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Bithynia tentaculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 5 | 11 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 |
| <i>Nais communis</i> Pig. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 4 | 2 | 1 | 3 | 18 | 28 | 1 | 35 | 128 | 46 | 68 | 206 | 73 | 1 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 | 8 | 0 | 6 | 27 | 3 | 9 | 49 | 4 | 6 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Isopoda n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 3 | 1 | 10 | 6 | 1 | 2 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 4 | 5 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clsnn. | 0 | 3 | 0 | 5 | 4 | 0 | 2 | 5 | 3 | 4 | 1 | 1 | 3 | 7 | 8 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 4 | 31 | 23 | 47 | 18 | 16 | 5 | 20 | 26 | 43 | 56 | 22 | 58 | 77 | 40 |
| <i>Nemoura minima</i> Aubert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Tyrrehenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 1 | 1 | 2 | 2 | 7 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 4 | 0 | 5 | 20 | 10 |
| <i>Platicnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Cercion lindemi</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Coenagrion pulchelum</i> (linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Hymenoptero n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydroporus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dytiscus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 10 | 1 | 6 | 23 | 31 | 17 |
| Simulidae n.i. | 43 | 7 | 0 | 74 | 19 | 5 | 1 | 3 | 2 | 16 | 20 | 16 | 7 | 11 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| Orthocladinae n.i. | 3 | 12 | 18 | 8 | 6 | 13 | 8 | 3 | 6 | 15 | 18 | 7 | 36 | 32 | 21 |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |

BI / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 5 | 0 | 1 | 4 | 3 | 3 | 7 | 2 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 6 | 4 | 2 | 9 | 1 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Lebertia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clssn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klip. | 6 | 3 | 4 | 3 | 6 | 7 | 10 | 6 | 5 | 7 | 31 | 6 | 7 | 0 | |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Oulimnius cf. egyptiacus</i> Kuwert | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | |
| Simulidae n.i. | 6 | 15 | 8 | 12 | 22 | 15 | 18 | 4 | 1 | 11 | 17 | 0 | 3 | 0 | |
| Corynoneuri n.i.nae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 6 | 6 | 4 | 0 | 6 | 15 | 5 | 1 | 2 | 10 | 2 | 5 | 30 | 11 | |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |

BI / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Tubifex</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 20 | 2 | 1 | 15 | 0 | 1 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clssn. | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klip. | 0 | 2 | 2 | 4 | 7 | 9 | 7 | 5 | 6 | 7 | 13 | 4 | 2 | 2 | |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| Simulidae n.i. | 3 | 1 | 11 | 16 | 4 | 26 | 9 | 2 | 3 | 12 | 5 | 7 | 6 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 5 | 3 | 16 | 0 | 8 | 4 | 3 | 0 | 7 | 4 | 3 | 20 | 2 | 7 |



CI

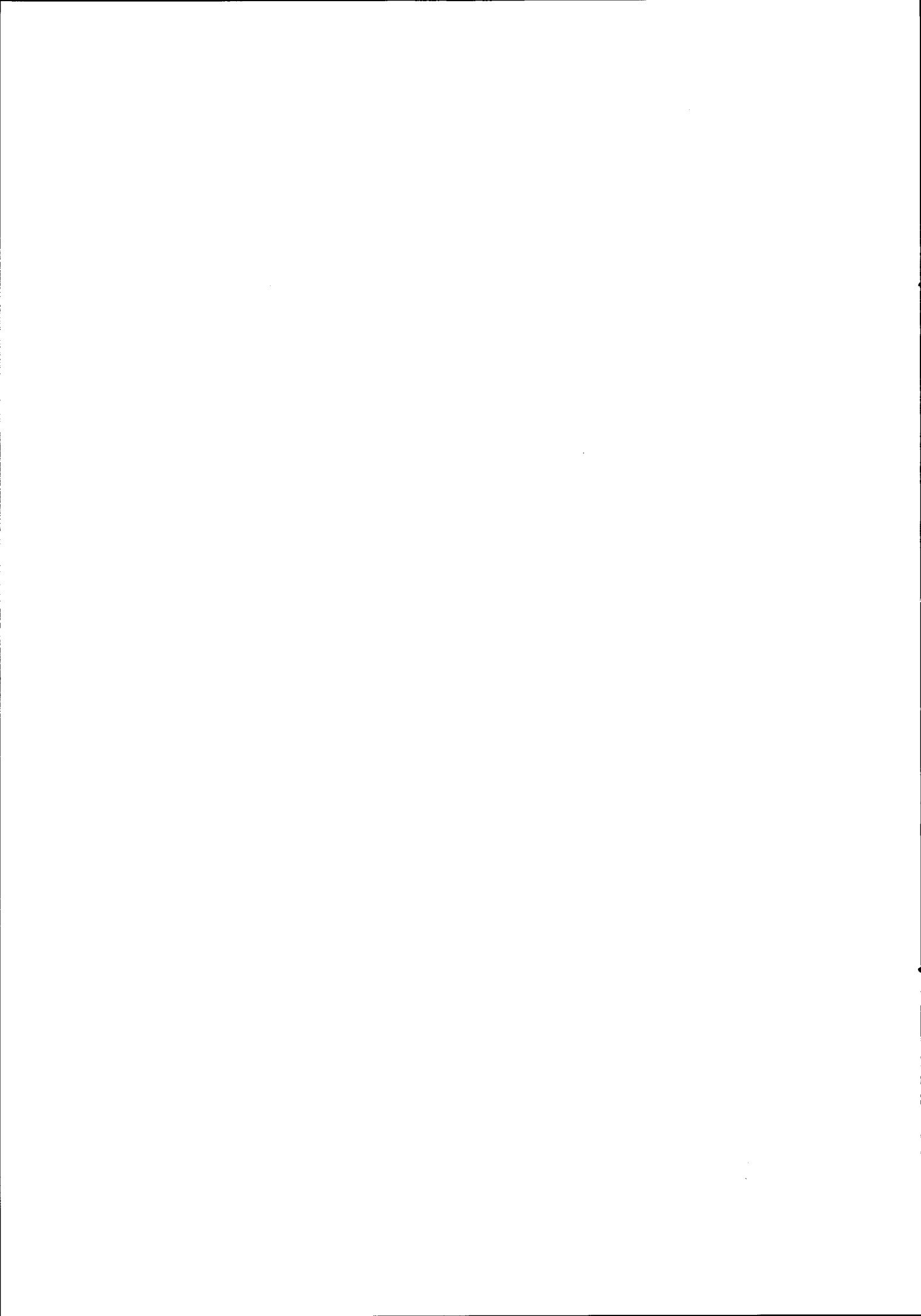
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 |
|---|---|---|---|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 14 | 3 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 1 | 6 | 2 | 6 | 7 | 0 | 2 | 6 | 2 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 2 | 1 | 4 | |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clsnn. | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 1 | 4 | 1 | 16 | 7 | 12 | 2 | 14 | 19 | 6 | 3 | 9 | 0 | |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 | 3 | 1 | 2 | 3 | 0 | 4 | |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 4 | 2 | 0 | 2 | 1 | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 4 | 4 | 6 | 12 | 8 | 0 | 9 | 7 | |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | |
| Simuliidae (lv) n.i. | 0 | 9 | 2 | 9 | 6 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 3 | 3 | 0 | 6 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 9 | 4 | |

CI / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clsnn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 8 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | |

CI / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 4 | 9 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae (lv) n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |



DI

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---------------------------------------|---|---|---|----|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydriidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 4 | 37 | 4 | 1 | 0 | 1 | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Möll.) | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eclipidrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 4 | 5 | 8 | 3 | 8 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Arrenurus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Neumania</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Erythromma viridulum</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 4 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydrocus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 7 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

DI / S

| | ## 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | ## 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---------|---|---|---|---|---|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydriidae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 3 |
| <i>Limnocharax</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Neumania</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phryganeidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Tipulidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 8 | 3 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 2 |

DI / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydriidae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 1 | 2 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Möll.) | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 2 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 5 | 15 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Neumania</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Gerris thoracicus</i> Schumm. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Corinoneurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 5 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |



FI

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Bithynia tentaculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidionais serpentina</i> (Müll.) | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 | 1 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 | 1 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Lebertia</i> sp.1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Lebertia</i> sp.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 24 | 7 | 3 | 2 | 0 | 1 | 3 | 1 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen shoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ephemerella ignita</i> Poda | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burn. | 2 | 15 | 16 | 16 | 6 | 10 | 12 | 8 | 17 | 5 | 1 | 8 | 2 | 5 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Paraleptophlebia submarginata</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Amphinemoura triangularis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clasn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klip. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| Hydroptilidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Hydropsyche exocellata</i> Dufour | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i> Curtis | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Simuliidae n.i. | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 3 | 5 | 4 | 4 | 7 | 66 | 13 | 23 | 42 | 68 | 48 | 53 | 43 | |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |

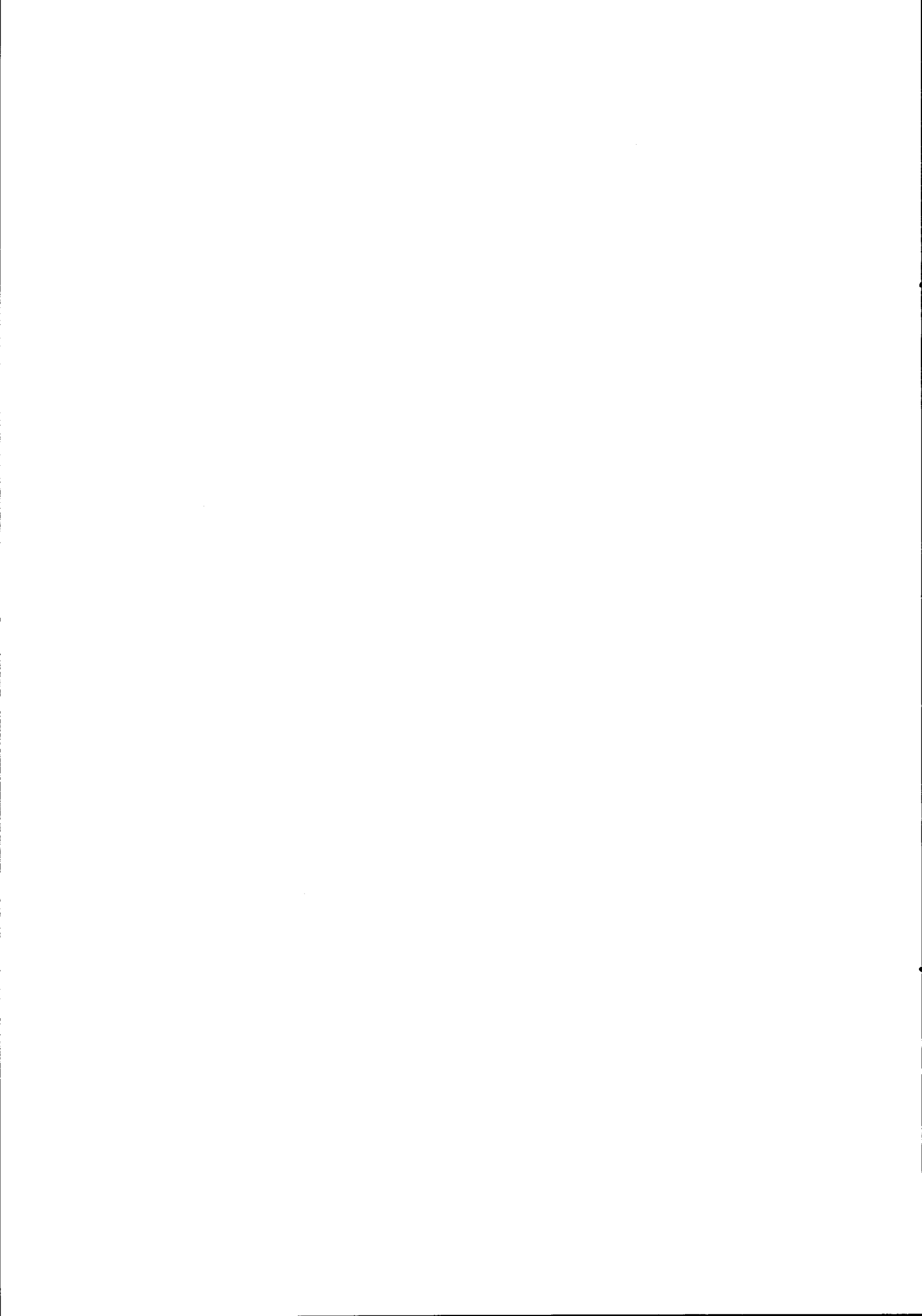


FI / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Tubifex tubifex</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 1 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Nais communis</i> Fig. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | | 1 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 1 | 2 | 7 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. cutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche pellucidula</i> Curtis | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | | | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 |

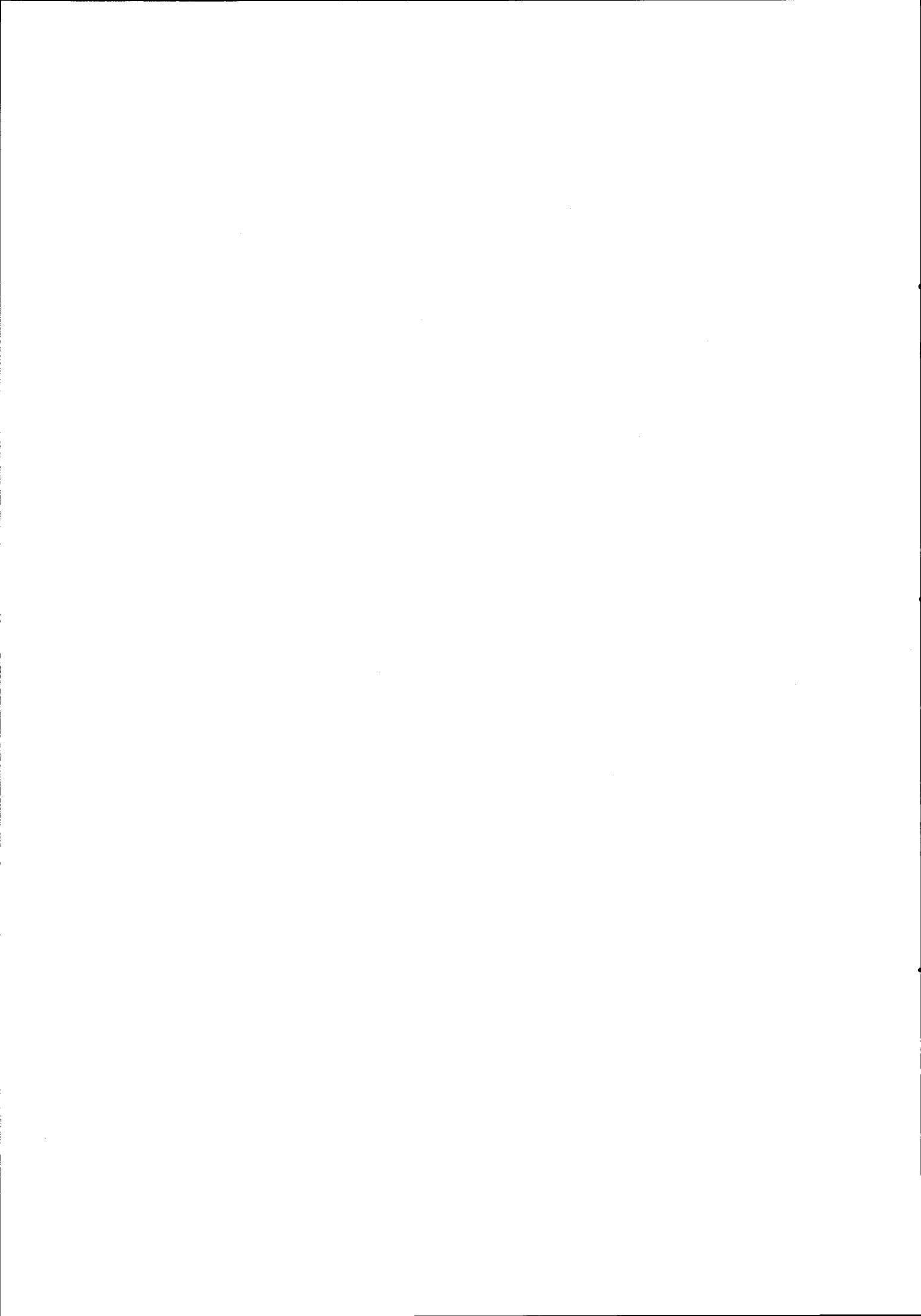
FI / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clssn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Oulimnius</i> sp.(lv) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |



A P

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 10 | 4 | 38 | 5 | 38 | 51 | 18 | 6 | 33 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 26 | 0 | 3 | 12 | 23 | 6 | 6 | 16 | 0 | 2 | 5 | 5 | 7 | 0 | |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 6 | 0 | 0 | 6 | 26 | 4 | 11 | 12 | 0 | 2 | 5 | 4 | 1 | 0 | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3 | 3 | 2 | 10 | 2 | 0 | 1 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 3 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 | 0 | |
| <i>Nais pseudobtusa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 2 | 1 | 0 | 3 | 2 | 1 | 4 | 5 | 8 | 0 | 7 | 4 | 0 | 4 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 | 21 | 0 | 8 | 11 | 3 | 2 | 0 | |
| <i>Glossiphonia heteroclita</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 2 | 0 | 19 | 3 | 4 | 10 | 27 | 30 | 6 | 35 | 35 | 11 | 6 | 35 | |
| <i>Batrachobdella paludosa</i> (Carena) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Boreobdella verrucata</i> (?) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 3 | 0 | 1 | 4 | 9 | 16 | 29 | 74 | 2 | 33 | 40 | 13 | 15 | 19 | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 4 | 2 | 0 | 3 | 4 | 5 | 7 | 5 | 1 | 12 | 1 | 6 | 5 | 3 | |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 5 | 2 | 0 | 3 | 14 | 3 | 6 | 8 | 1 | 6 | 2 | 1 | 1 | 0 | |
| <i>Procloen</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 3 | 2 | 1 | 8 | 9 | 12 | 7 | 6 | 9 | 32 | 32 | 13 | 4 | 64 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 5 | 2 | 0 | 3 | 14 | 3 | 3 | 8 | 1 | 6 | 2 | 1 | 1 | 0 | |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 3 | 0 | 0 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Noterus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | Q |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Deronectes</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Hydrophilus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Sialis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Hydrpsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Beraoedes cf. minutus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1 | 2 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| Chironominae n.i. | 7 | 0 | 0 | 4 | 9 | 8 | 25 | 22 | 13 | 35 | 19 | 8 | 13 | 10 | |
| Dolichopodidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tabanidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |



AP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | ## 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|---|----|---|----|----|----|----------|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 5 | 13 | 11 | 10 | 0 | 17 | 7 | 20 | 17 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 28 | 10 | 0 | 17 | 2 | 5 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 5 | 6 | |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 15 | 2 | 0 | 12 | 0 | 7 | 4 | 3 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 0 | 24 | 4 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 1 | 1 | 4 | 3 | 3 | 6 | 6 | 23 | 2 | |
| <i>Hemiclepsis marginat</i> ?(O.F. Müll) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 4 | 1 | 4 | 6 | 2 | 9 | 7 | 64 | 13 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 15 | 5 | 13 | 0 | 6 | 9 | 0 | 0 | 5 | 1 | 5 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 1 | 0 | 2 | 4 | 1 | 8 | 2 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 2 | 28 | 1 | 5 | 3 | 0 | 1 | 0 | 4 | 4 | 13 | 16 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12 | 2 | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Pelodytes</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Oreodytes</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| Corineurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 12 | 1 | |
| Tabanidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |

AP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|---|---|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 1 | 7 | 6 | 2 | 0 | 3 | 3 | 0 | 8 | 9 | 3 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 14 | 5 | 3 | 12 | 15 | 5 | 0 | 0 | 8 | 0 | 9 | 0 | 0 | 4 | |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 11 | 0 | 0 | 10 | 7 | 7 | 8 | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | |
| <i>Glossiphonia heteroclita</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 1 | 2 | 0 | 7 | 3 | 7 | 4 | 0 | 2 | 5 | 3 | 16 | 9 | 7 | |
| <i>Piscicola geometra</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 4 | 0 | 0 | 5 | 0 | 6 | 7 | 0 | 6 | 5 | 6 | 6 | 13 | 10 | |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Isotomidae</i> n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 4 | 0 | 1 | 4 | 2 | 7 | 2 | 0 | 11 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 2 | 2 | 0 | 1 | 1 | 7 | 2 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 6 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 17 | 0 | 0 | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 8 | 6 | 9 | 44 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Peltodytes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Hydrophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ernodes articularis</i> Pict. | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Corineurinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 10 | 0 | 0 | 5 | 1 | 5 | 3 | 3 | 7 | 1 | 0 | 4 | 1 | 2 | |

BP

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|----|----|----|----|---|----|-----|----|-----|----|----|----|----|----|
| Hydriidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 1 | 1 | |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 10 | 6 | 1 | 7 | 1 | 10 | 13 | 0 | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Bithynia cf. tentaculata</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Lumbriculus cf. variegatus</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 7 | 26 | 6 | 19 | 11 | 2 | 0 | 4 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 2 | 1 | 12 | 10 | 0 | 9 | 75 | 9 | 147 | 31 | 38 | 24 | 12 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 2 | 9 | 0 | 9 | 9 | 0 | 6 | 13 | 0 | 9 | 3 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 4 | 19 | 20 | 61 | 64 | 0 | 67 | 202 | 49 | 48 | 55 | 12 | 11 | 2 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 3 | 2 | 2 | 8 | 0 | 43 | 36 | 14 | 33 | 52 | 81 | 58 | 34 | |
| Lumbricidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | |
| <i>Aselus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 1 | 0 | 1 | 5 | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 | 6 | 0 | 12 | 0 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 7 | 0 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 2 | 2 | 3 | 2 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 1 | 1 | 2 | 8 | 2 | 0 | 2 | 8 | 0 | 1 | 7 | 3 | 11 | 8 | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Habrophlebia cf. lauta</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Platycnemis cf. cutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Plea leachi</i> Mc Greg. & Kirk. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Peltodytes</i> sp. | 1 | 1 | 3 | 8 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Noterus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Deronectes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 13 | 22 | 0 | 8 | 10 | 6 | 10 | 5 | 21 | 2 | 2 | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tanypodinae</i> n.i. | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | |
| <i>Corinoneurinae</i> n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 2 | 0 | 0 | |
| <i>Orthocladinae</i> n.i. | 2 | 0 | 8 | 2 | 6 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 3 | 0 | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>thrumni</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Chironominae</i> n.i. | 3 | 2 | 1 | 12 | 30 | 0 | 0 | 0 | 10 | 20 | 5 | 8 | 35 | 56 | |

BP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|----|---|---|----|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 | 3 | 2 | 3 | 0 | 8 | 7 | 10 | 1 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0 | 7 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 11 | 5 | 3 | 15 | 5 | 3 | 53 | 75 | 25 | 0 | 31 | 5 | 18 | 2 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 7 | 1 | 2 | 0 | 2 | 3 | 2 | 0 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 8 | 2 | 3 | |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 9 | 5 | 7 | |
| <i>Procloen</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 2 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 6 | 0 | 2 | 1 | |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Peltodytes</i> sp. | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 2 | 4 | 2 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 2 | 0 | 3 | 6 | 5 | 0 | 4 | 2 | 1 | 3 | 4 | 12 | 4 | 4 | |
| Simuliidae n.i. | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | |
| Corinoneurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 2 | 0 | 3 | 3 | 0 | 8 | 1 | 3 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 5 | 0 | 1 | 4 | 4 | 0 | 10 | 0 | 4 | 0 | 6 | 3 | 0 | 6 | |

BP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | ## 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|---|----|----|-----|---------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 2 | 0 | 7 | 10 | 22 | 0 | 1 | 2 | 10 | 0 | 0 | 1 | 7 | | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 1 | 7 | 2 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 12 | 3 | 14 | 40 | 110 | 37 | 53 | 11 | 31 | 4 | 1 | 1 | 5 | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 3 | 15 | 0 | 3 | 5 | 2 | 0 | 2 | 2 | 1 | | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet.) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 6 | 2 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | | |
| <i>Procloen</i> sp. | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 1 | 1 | 1 | 0 | 7 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | | |
| <i>Habrophlebia cf. lauta</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Isoperla</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Peltodytes</i> sp. | 3 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Noterus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Deronectes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Limnius</i> sp. | 6 | 1 | 2 | 15 | 12 | 1 | 0 | 2 | 17 | 0 | 0 | 3 | 10 | | |
| Simuliidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 3 | 0 | 1 | 4 | 3 | 0 | 0 | 0 | | |
| Corinoneurinae n.i. | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 2 | | |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 0 | 2 | 8 | 3 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | | |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 4 | 7 | 18 | 4 | 5 | 7 | 15 | 0 | 3 | 2 | 18 | | |
| Ceratopogonidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |

CP

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|-----------------------------------|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 20 | | 20 | 4 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 14 | | 5 | 5 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 5 | 1 | 4 | 7 | 3 | 13 | 99 | | 30 | 21 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Proclaeon</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 6 | 7 | 8 | 11 | 1 | | 6 | 0 |
| <i>Habrophlebia fusca</i> Curt. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Sialis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 5 | 10 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | | 2 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 0 | 4 | 3 | 0 | 1 | 3 | 0 | | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 3 | 4 | 3 | 28 | 6 | 8 | 0 | 6 | 4 | 20 | | 10 | 12 |
| Ceratopogonidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |

CP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | | 0 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 3 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 2 | |
| <i>Proclaeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 17 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | | 0 | |
| Chironominae n.i. | 0 | 6 | 2 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | | 3 | |

CP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 55 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habrophlebia fusca</i> Curt. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Peltodytes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Deronectes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Tanipodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 8 | 3 | 2 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 10 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ceratopogonidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

DP

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 9 | 0 | 8 | | 1 | 11 |
| <i>Ancyclus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | | 0 | 0 |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> (Müll.) sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 9 | | 0 | 0 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 1 | 7 | 2 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 | 3 | 1 | | 0 | 3 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 4 | 5 | 2 | 7 | 14 | 3 | 7 | 7 | 0 | 1 | | 3 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 6 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | | 4 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 10 | 5 | 21 | 59 | 69 | 17 | 44 | 14 | 102 | | 23 | 5 |
| <i>Aulophorus furcatus</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Piscicola geometra</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 4 |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 3 | 10 | 10 | 12 | 11 | 10 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | | 10 | 5 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 1 | 3 | 10 | 5 | 4 | 20 | 11 | 28 | 3 | 20 | | 9 | 15 |

DP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|----|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll.) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 1 | 9 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 18 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 8 | 0 | 0 | 2 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 15 | 0 |
| Chironominae n.i. | 4 | 2 | 20 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |

DP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|----|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 4 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 2 | 2 | 3 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 3 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 |
| Isotomidae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | 0 | 0 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | 0 | 0 |
| <i>Deronectes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 5 | 10 | 4 | 0 | 5 | 1 | 12 | 0 | 2 | 0 | 2 | 8 | | 9 | 4 |

EP

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|----|---|----|----|----|----|----|----|-----|----|-----|-----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 6 | 6 | 7 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 3 | 2 | 5 | 4 | 7 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 0 | | 7 | 3 | 2 | 10 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 1 | 2 | 0 | 2 | | 1 | 3 | 1 | 6 | 11 | 6 | 1 | 5 | 2 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 5 | 1 | 4 |
| Lumbricidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 2 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 1 | 4 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 4 | 0 | 2 | 0 | 6 | 3 | 9 | 11 | 10 | 63 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 2 | 3 | 1 | 0 | | 6 | 7 | 5 | 5 | 9 | 35 | 67 | 8 | 26 | 132 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | 0 | 2 | 1 | 2 | 3 |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 3 | 6 | 3 | 9 |
| <i>Erythroma cf. najas</i> (Hanseman) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pea leach</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Hydropsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 6 | 1 | 0 | | 6 | 1 | 4 | 6 | 11 | 12 | 8 | 12 | 10 | 0 |
| Corynoneurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 3 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 | 8 | 2 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 25 | 18 | 22 | 10 | | 13 | 8 | 8 | 15 | 10 | 9 | 8 | 10 | 2 | 0 |
| Chironominae n.i. | 10 | 25 | 16 | 18 | | 50 | 35 | 55 | 80 | 65 | 31 | 165 | 70 | 120 | 190 |

EP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 2 | 0 | 3 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 1 | 2 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 1 | 4 | 0 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 2 | 0 | 1 | 1 | | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12 | 0 | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 2 | 1 | | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Platynemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodionae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| Coryoneurinae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 9 | 7 | 6 | 5 | | 0 | 9 | 12 | 10 | 6 | 15 | 5 | 11 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 1 | 6 | 1 | 1 | | 0 | 8 | 6 | 11 | 3 | 0 | 1 | 10 | 4 | |

EP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Bithymia cf. tentaculata</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 1 | 0 | | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 5 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Aracnida n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 1 | 1 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 7 | 12 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 2 | 2 | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 | 18 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 6 | 8 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 6 | 1 | 1 | 0 | | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 4 | 2 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 1 | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platynemis cf. acutipennis</i> Selys | 2 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hydropsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 2 | 0 | | 1 | | 2 | 0 | 2 | 1 | 1 | 3 | 0 | 1 | 1 | 5 |
| Orthocladinae n.i. | 10 | 10 | 13 | 9 | | 23 | 0 | 23 | 11 | 9 | 5 | 11 | 1 | 15 | 20 |
| Chironominae n.i. | 7 | 2 | 12 | 1 | | 2 | 0 | 10 | 6 | 7 | 10 | 5 | 3 | 13 | 25 |

FP

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|----|---|---|---|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 2 | 2 | | | | | | | | | 2 | 11 | 0 | 0 |
| <i>Unio</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 1 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 7 | 14 | 21 | | | | | | | | | 16 | 24 | 3 | 4 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 4 | 0 | 5 | | | | | | | | | 116 | 214 | 137 | 115 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 2 | 5 | | | | | | | | | 50 | 43 | 77 | 56 |
| <i>Sympecma fusca</i> | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis</i> cf. <i>acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 2 | 0 | 4 | 1 |
| <i>Oulimnius</i> cf. <i>aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>angustipennis</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 3 | 22 | 8 | 28 |
| Simuliidae n.i. | 1 | 0 | 0 | | | | | | | | | 19 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 31 | 5 | 15 | 10 |
| Corynoneurinae | 1 | 3 | 1 | | | | | | | | | 10 | 6 | 1 | 2 |
| Orthocladinae n.i. | 12 | 15 | 8 | | | | | | | | | 18 | 3 | 50 | 10 |
| Chironominae n.i. | 6 | 12 | 10 | | | | | | | | | 36 | 45 | 35 | 5 |

FP / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|----|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 1 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 1 | 10 | 25 | | | | | | | | | 2 | 19 | 17 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 8 | 4 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 15 | 6 | 2 | | | | | | | | | 4 | 87 | 88 | 30 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 2 | 2 | 1 | | | | | | | | | 1 | 1 | 2 | 4 |
| <i>Sympecma fusca</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Plea leach</i> | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>angustipennis</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 2 | 1 | 0 | 2 |
| <i>Hydrpsyche</i> cf. <i>pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 7 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 6 | 10 | 5 | 8 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i.(N) | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 3 | 2 | 6 | 5 |
| Corynoneurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 0 | 6 | 2 |
| Orthocladinae n.i. | 10 | 2 | 6 | | | | | | | | | 8 | 25 | 18 | 25 |
| Chironominae n.i. | 6 | 3 | 0 | | | | | | | | | 12 | 15 | 10 | 18 |

FP / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|----|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | | 0 | 2 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | | 0 | 1 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | | 0 | 1 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Isotomidae n.i. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | | 41 | 20 | | | | | | | | | 5 | 7 | 2 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 3 | 1 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | | 6 | 5 | | | | | | | | | 63 | 82 | 86 | 73 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 5 | 7 | 2 | 5 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 2 | 1 |
| <i>Plea leach</i> | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Haliphus</i> sp. | | 0 | 1 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> sp. | | 1 | 0 | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>angustipennis</i> Curtis | | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>pellucidula</i> Curtis | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> cf. <i>tibialis</i> McL. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 1 | 2 | 5 | 3 |
| Simulidae n.i. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 2 | 1 | 0 | 0 |
| Simulidae n.i.(N) | | 0 | 0 | | | | | | | | | 5 | 5 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 10 | 2 | 12 | 8 |
| Corynoneurinae n.i. | | 0 | 0 | | | | | | | | | 6 | 2 | 1 | 2 |
| Orthocladinae n.i. | | 6 | 8 | | | | | | | | | 12 | 15 | 20 | 30 |
| Chironominae n.i. | | 1 | 1 | | | | | | | | | 15 | 8 | 20 | 32 |

AV

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 110 | 139 | 514 | 468 | 396 | 10 | 812 | 520 | 641 | 220 | 328 | 283 | 23 | 264 | 17 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 23 | 16 | 37 | 52 | 8 | 1 | 28 | 45 | 76 | 52 | 67 | 43 | 22 | 45 | 27 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 5 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 5 | 0 | 1 | 3 | 0 | 5 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 7 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 0 | 4 | 4 | 14 | 6 | 9 | 1 | 8 | 0 | 8 |
| <i>Glossiphonia heteroclita</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 1 | 0 | 3 | 5 | 3 | 1 | 6 | 5 | 5 | 8 | 13 | 4 | 18 | 8 | 8 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 22 | 97 | 99 | 122 | 42 | 13 | 156 | 170 | 117 | 218 | 210 | 160 | 311 | 107 | 233 |
| <i>Dina lineata</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 |
| <i>piona</i> sp2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 6 | 7 | 4 | 0 | 4 | 0 | 7 | 8 | 2 | 0 | 0 | 1 | 16 | 9 | 13 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 1 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 | 8 | 2 | 5 | 2 | 5 | 4 | 12 |
| <i>Hygrobia tarda</i> Herbst | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Haliphus lineaticollis</i> Marsh. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 13 | 13 | 18 | 4 | 1 | 2 | 8 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Dytiscus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius</i> cf. <i>aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Sialis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

AV / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|-----|----|----|-----|-----|-----|----|-----|-----|----|-----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 231 | 15 | 74 | 106 | 107 | 20 | 32 | 352 | 128 | 1 | 270 | 78 | 83 | 83 | 68 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 61 | 12 | 13 | 8 | 14 | 11 | 8 | 4 | 5 | 0 | 13 | 5 | 6 | 13 | 16 |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 7 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 3 | 12 | 17 | 15 | 41 | 263 | 27 | 20 | 34 | 0 | 46 | 46 | 15 | 67 | 32 |
| <i>Piona</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 9 | 3 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 4 | 7 | 3 | 0 | 2 | 7 | 0 | 2 | 3 | 17 |
| <i>Asellus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 14 |
| <i>Hygrobta tarda</i> Herbst(?) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Halipplus lineaticollis</i> Marsh. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 13 | 6 | 8 |
| <i>Halipplus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Dytiscus</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Oulumniuscf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |

AV / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|-----|----|----|-----|----|-----|----|-----|-----|----|-----|-----|----|-----|-----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 118 | 56 | 91 | 218 | 60 | 269 | 60 | 149 | 150 | 13 | 141 | 175 | 67 | 108 | 103 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 35 | 40 | 35 | 22 | 2 | 4 | 8 | 20 | 6 | 8 | 9 | 10 | 7 | 17 | 17 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Glossiphonia heteroclita</i> (L.) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 16 | 26 | 24 | 59 | 23 | 61 | 30 | 21 | 47 | 5 | 50 | 32 | 36 | 16 | 17 |
| <i>Piona</i> sp1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 7 | 0 | 1 | 13 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 1 | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 | 4 | 2 | 4 | 5 | 7 | 3 | 2 | 8 | 7 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 2 | 0 | 0 | 1 | 6 |
| <i>Choroerpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 7 | 8 |
| <i>Hygrobta tarda</i> Herbst(?) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Halipplus lineaticollis</i> Marsh. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 3 | 13 | 2 | 9 | 18 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dytiscus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

B V

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|-----|----|-----|-----|-----|----|-----|----|-----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 6 | | | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 2 | 15 | 6 | 10 | 5 | 1 | 1 | | 3 | | 9 | | | |
| <i>Bithynia tentaculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 2 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Planorbis</i> sp1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 6 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 1 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | | 1 | | 1 | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 2 | 0 | 0 | 7 | 7 | 8 | 24 | 13 | | 11 | | 13 | | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 6 | 9 | 26 | 68 | 37 | | 7 | | 3 | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | | 1 | | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 3 | 0 | 6 | 7 | 1 | 0 | 0 | 7 | | 13 | | 21 | | | |
| <i>Aselus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 1 | | 3 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 3 | 3 | 3 | 0 | 0 | 6 | | 6 | | 2 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 12 | 14 | 25 | 42 | 31 | 15 | 16 | | 21 | | 15 | | | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Platycnemis</i> cf. <i>acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | | 0 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 2 | | | |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Oulimnius</i> cf. <i>aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Sialis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 7 | 6 | 13 | 32 | 17 | 15 | 8 | | 6 | | 14 | | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 8 | 5 | 10 | 15 | 22 | 36 | 31 | 72 | | 85 | | 100 | | | |
| Chironominae n.i. | 12 | 11 | 43 | 104 | 80 | 225 | 143 | 227 | | 111 | | 220 | | | |

BV / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|---|---|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 4 | | 1 | | | |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 5 | | 3 | | 1 | | | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | | 3 | | 0 | | | |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 0 | 0 | 0 | 3 | 8 | 0 | 0 | 0 | | 10 | | 1 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 10 | 1 | | 6 | | 2 | | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | | 0 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | | 3 | | 5 | | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | | 1 | | 1 | | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 34 | 1 | | 25 | | 9 | | | |
| <i>Aselus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 | | 0 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 22 | 2 | | 32 | | 24 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 1 | 1 | 8 | 1 | 8 | 86 | 34 | | 62 | | 53 | | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Thraulus bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 1 | | 2 | | 1 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | | 1 | | | |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | | 1 | | 0 | | | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | 0 | | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 9 | 6 | 7 | 1 | 7 | 5 | | 7 | | 10 | | | |
| <i>Chironomus gr. plumosus</i> | 0 | 7 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 16 | | 8 | | | |
| Chironominae n.i. | 3 | 6 | 6 | 3 | 10 | 4 | 34 | 12 | | 68 | | 38 | | | |

BV / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|---|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | | 1 | | | |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | | 4 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | | 3 | | | |
| <i>Bithymia cf. tentaculata</i> L. | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | | 0 | | | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 | | | | 1 | | | |
| <i>Planorbis</i> sp2 | 1 | | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | | | | 0 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 1 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | | 1 | | | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 7 | | 4 | 0 | 4 | 1 | 5 | 6 | | | | 10 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 2 | | 1 | 0 | 3 | 1 | 8 | 5 | | | | 10 | | | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | | 4 | | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | | 1 | | | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | | 3 | 0 | 0 | 0 | 7 | 12 | | | | 23 | | | |
| <i>Aselus</i> sp. | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | | 10 | 1 | 0 | 0 | 13 | 47 | | | | 9 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | | 7 | 2 | 8 | 16 | 87 | 26 | | | | 27 | | | |
| <i>Thraulus bellus</i> Etn. | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 1 | | | |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | | | | 0 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | | 1 | 0 | 0 | 0 | 18 | 1 | | | | 1 | | | |
| <i>Agabus</i> sp. | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | | 0 | | | |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | | | |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | | | | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 2 | | 5 | 2 | 3 | 3 | 5 | 8 | | | | 4 | | | |
| <i>Chironomus gr. plumosus</i> | 0 | | 6 | 0 | 0 | 2 | 3 | 6 | | | | 10 | | | |
| Chironominae n.i. | 11 | | 5 | 13 | 9 | 25 | 25 | 36 | | | | 90 | | | |

CV

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---------------------------------------|---|---|----|----|-----|----|-----|-----|-----|----|----|-----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | | | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 13 | 0 | 0 | 0 | 6 | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 76 | 1 | 2 | 0 | 19 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 3 | 88 | 61 | 187 | 75 | 230 | 148 | 184 | 42 | 21 | 43 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 6 | 0 | 7 | 10 | 13 | 5 | 0 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | | | |
| <i>Anax imperator</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| Coleoptera n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 6 | 18 | 6 | 0 | 1 | 0 | | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 23 | | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>thrummi</i> | 0 | 5 | 28 | 38 | 85 | 32 | 126 | 250 | 190 | 62 | 44 | 182 | | | |
| Chironominae n.i. | 2 | 8 | 8 | 25 | 13 | 72 | 41 | 60 | 107 | 75 | 36 | 15 | | | |

CV / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 4 | 1 | 5 | 2 | | | 2 | 4 | 2 | 7 | 38 | 16 | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | | 7 | 3 | 1 | 0 | 3 | 3 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| Hydroptilidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 23 | 0 | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>thrummi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 4 | 5 | 4 | 4 | 5 | | |
| Chironominae n.i. | 0 | 2 | 0 | 7 | 6 | | | 4 | 2 | 8 | 2 | 4 | 21 | | |

CV / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---|----|----|----|-----|-----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 29 | 48 | 30 | 115 | 380 | 13 | 7 | 2 | 4 | 3 | 191 | 45 | | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 1 | 5 | 1 | 5 | 2 | 3 | 2 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>Thrummi</i> | 4 | 2 | 4 | 5 | 5 | 34 | 2 | 1 | 4 | 6 | 5 | 59 | 36 | | |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 4 | 14 | 190 | 26 | 32 | 5 | 16 | 2 | 32 | 10 | | |

D V

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 2 | 0 | 11 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 12 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 1 | 3 | 1 | 5 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 3 | 6 | | | |
| <i>Tubifex</i> (Müll) sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 5 | 0 | 11 | 0 | 5 | 4 | 2 | 0 | 7 | 5 | 1 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 4 | 14 | 7 | 8 | 26 | 45 | 75 | 13 | 4 | 21 | 41 | 17 | | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | | |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 0 | 1 | 1 | 3 | 7 | 11 | 3 | 0 | 1 | 2 | 2 | | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 5 | 2 | 4 | 1 | 5 | 9 | 3 | 22 | 7 | 14 | 25 | 13 | | | |
| <i>Anax imperator</i> Leach. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | | | |
| <i>Sympetrum fonscolombi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 7 | 0 | 2 | 8 | | | |
| <i>Hygrobia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Limnius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| Psychodidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 4 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | | | |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 6 | 8 | | | |
| Chironominae n.i. | 9 | 19 | 12 | 22 | 16 | 36 | 57 | 18 | 21 | 46 | 57 | 52 | | | |

D V / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | | | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 5 | 4 | 16 | 23 | | | 1 | 4 | 0 | 1 | 2 | | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 1 | 0 | 3 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | | | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | |
| <i>Anax imperator</i> Leach. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 6 | 7 | 0 | 4 | 0 | | | 0 | 2 | 1 | 16 | 0 | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | | | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Orthocladinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | | | |
| Chironominae n.i. | 0 | 8 | 1 | 3 | 2 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |

D V / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | | | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | | | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 7 | 2 | 1 | 3 | | | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | | | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | | | 0 | 2 | 2 | 1 | 9 | | | |
| <i>Anax imperator</i> Leach. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 5 | 1 | 3 | 3 | 0 | | | 0 | 3 | 1 | 3 | 10 | | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Chironominae n.i. | 0 | 5 | 1 | 1 | 0 | | | 4 | 0 | 1 | 0 | 1 | | | |

E V

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 13 | 26 | 29 |
|---|----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5 | 5 | 0 | 2 | 3 | 3 | 8 | 14 | 26 |
| <i>Bithynia tentaculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 7 | 1 | 2 | 2 | 0 | 3 | 33 | 3 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 1 | 2 | 0 | 10 | 15 | 12 | 6 | 4 | 16 | 10 | 29 | 27 | 19 | 23 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 3 | 16 | 1 | 4 | 4 | 19 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 4 | 2 | 0 | 7 | 2 | 19 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 4 | 3 | 1 | 0 | 3 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 70 | 165 | 264 | 71 | 111 | 277 | 269 | 297 | 177 | 85 | 167 | 162 | 109 | 148 | 48 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 1 | 19 | 72 | 4 | 14 | 7 | 34 | 47 | 11 | 42 | 18 | 90 | 20 | 18 | 12 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 6 | 5 | 4 | 2 | 3 | 14 | 5 | 7 | 23 | 6 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 5 | 2 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| <i>Erythroma viridilum</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 4 | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 6 | 6 |
| <i>Oxygastra curtisii</i> (Dale) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Hydrochus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 3 | 9 | 55 | 4 | 8 | 18 | 13 | 20 | 9 | 48 | 27 | 17 | 21 | 22 | 18 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 6 | 1 | 2 | 6 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 4 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 1 | 4 | 26 | 2 | 0 | 2 | 0 | 3 | 7 | 10 | 2 | 4 | 0 | 3 | 1 |

E V / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 8 | 1 | 5 | 2 | 3 | 4 | 3 | 0 | | | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 4 | 0 | 5 | 5 | 2 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 55 | 18 | 18 | 32 | 38 | 20 | 66 | 3 | | | 4 | 20 | 17 | 18 | 17 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 4 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | | | 2 | 2 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | | | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 1 | | | 1 | 4 | 9 | 4 | 1 |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haliplus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 3 | 0 | 2 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | | | 1 | 1 | 1 | 4 | 3 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | 3 | 3 | 4 | 2 | 3 |
| Chironominae n.i. | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 4 | 0 | 5 | 1 |

EV / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 3 | 0 | 3 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 8 | 1 | 5 | 2 | 8 | 3 | 6 | 0 | 1 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 7 | 1 | 3 | 0 | 7 | 0 | 3 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 1 | 1 | 6 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 107 | 72 | 72 | 43 | 47 | 30 | 71 | 47 | 6 | 44 | 37 | 43 | 45 | 28 | 7 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 2 | 6 | 0 | 3 | 2 | 1 | 4 | 0 | 0 | 3 | 4 | 2 | 6 | 4 | 1 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erythroma viridulum</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 2 | 13 | 2 | 1 | 1 | 5 | 0 | 3 | 3 | 5 | 2 | 2 | 0 |
| <i>Somatochlora</i> sp.(?) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydrochus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 4 | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 5 | 4 | 0 | 2 | 8 | 3 |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 |
| Chironominae n.i. | 4 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 |

FV

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|
| <i>Tubifex</i> sp. | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 5 | 2 | 4 | 27 | 16 | 3 | 0 | 2 | 1 | 8 | 0 | 5 | |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 65 | 170 | 24 | 196 | 198 | 229 | 354 | 187 | 108 | 157 | 106 | 153 | 133 | 54 | |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 14 | 38 | 6 | 14 | 34 | 24 | 52 | 13 | 35 | 24 | 37 | 49 | 32 | 17 | |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 5 | 3 | 0 | |
| <i>PLatycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | |
| <i>Erythroma viridulum</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 0 | 3 | 3 | 0 | |
| <i>Gomphus pulchellus</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 9 | 1 | 0 | 3 | 1 | 25 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 2 | 1 | 8 | 12 | 11 | 11 | 35 | 27 | 26 | 23 | 41 | 13 | 37 | 35 | |
| Tanipodinae n.i. | 0 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 6 | 3 | 2 | 4 | 5 | 3 | 12 | 3 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Chironominae n.i. | 3 | 5 | 3 | 3 | 5 | 8 | 27 | 32 | 61 | 70 | 74 | 45 | 77 | 70 | |

F V / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | | | | | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | | | 1 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | | | | | 1 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 6 | 0 | 1 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 2 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 3 | 2 | 1 | 1 | | | | | 3 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | 1 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Procloen</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | | | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 27 | 36 | 34 | 14 | 32 | 51 | 39 | 51 | 28 | 58 | | | | | 89 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 8 | 6 | 6 | 2 | 7 | 6 | 2 | 3 | 3 | 1 | | | | | 3 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Erythroma viridulum</i> (Charp.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | | | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | | | | | 1 |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | | 1 |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 3 | 4 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | | | | | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 3 | 3 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 4 | 7 | | | | | 1 |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 4 | 1 | 2 | 1 | 1 | | | | | 2 |
| Chironominae n.i. | 2 | 2 | 3 | 1 | 0 | 1 | 4 | 2 | 6 | 8 | | | | | 0 |

F V / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 1 | 0 | 5 | 5 | 16 | 5 | 2 | 2 | 1 | 7 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 35 | 97 | 49 | 40 | 28 | 57 | 48 | 39 | 26 | 33 | 23 | 57 | 45 | 0 | 0 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 4 | 9 | 4 | 4 | 10 | 2 | 4 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 4 | 1 | 6 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 1 | 7 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 | 3 | 3 | 0 | 3 | 5 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 7 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 7 | 7 | 0 | 1 | 3 | 4 | 4 | 1 | 4 | 3 | 0 | 5 | 8 | 3 | 0 |

AO

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 12 | 19 | 15 | 3 | 24 | 10 | 24 | 15 | 24 | 8 | 36 | 66 | 78 | 32 | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 10 | 10 | 6 | 10 | 3 | 10 | 9 | 10 | 8 | 5 | 6 | 24 | 32 | 18 | |
| <i>Physa fontinalis</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 1 | 7 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 0 | 1 | 1 | 4 | 12 | 5 | 2 | |
| <i>Planorbis</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 2 | 1 | 7 | 4 | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 1 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 2 | 1 | 0 | 1 | 3 | 3 | 0 | 3 | 6 | 4 | 27 | 41 | 4 | 29 | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Nais communis</i> Pig. | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 3 | 8 | 2 | 2 | 12 | 3 | 15 | 2 | 13 | 14 | 5 | 18 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Hemiclepsis marginata</i> O.F. Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 37 | 20 | 31 | 21 | 19 | 105 | 33 | 20 | 14 | 6 | 17 | 23 | 23 | 16 | |
| <i>Trocheta subviridis</i> Gedr. | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Arrenurus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 3 | 3 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 6 | 2 | 2 | 4 | 0 | 5 | 1 | 2 | 4 | 1 | 3 | 2 | 3 | |
| <i>Platycnemis</i> cf. <i>acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 3 | 0 | |
| <i>Orthetrum brunneum</i> (Fonsc.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3 | 3 | 0 | 3 | |
| <i>Sympetrum foscolombeii</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 3 | |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 2 | 0 | 5 | 10 | 0 | |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | |
| <i>Cyrrus</i> cf. <i>trimaculatus</i> F. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | |
| Limoniidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 7 | 1 | 3 | 3 | 2 | 2 | |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 1 | |

AO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | | 2 | 9 | 3 | 8 | 3 | 4 | 3 | 4 | 1 | 2 | 7 | 7 | 5 | 1 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | | 5 | 0 | 5 | 3 | 3 | 7 | 3 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 | 2 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Planorbis</i> sp. | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pisidium</i> sp. | | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | | 39 | 2 | 1 | 4 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 4 | 0 | 7 | 4 | 1 |
| <i>Lebertia</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Arachnida n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 1 | 2 | 2 | 0 | 4 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haliphus</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ilybius</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Chironominae n.i. | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dolichopodidae n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |

AO / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|----|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | | 1 | 3 | 3 | 5 | 6 | 9 | 4 | 1 | 0 | 1 | 14 | 2 | 3 | 10 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | | 14 | 3 | 4 | 6 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 | 4 | 4 | 2 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | | 0 | 0 | 3 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Planorbis</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pisidium</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | | 1 | 1 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Nais elinguis</i> | | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | | 65 | 1 | 0 | 1 | 4 | 3 | 4 | 4 | 3 | 0 | 1 | 13 | 3 | 0 |
| <i>Trocheta subviridis</i> Gedr. | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hydracarina n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Anax imperator</i> Leach. | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anax porthenpohe</i> Selys | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Sympetrum foscolombi</i> (Selys) | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Naucoris maculatus</i> F. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Haliphus</i> sp. Lv. | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Laccophilus</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ilybius</i> sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydaticus</i> sp. ad | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Cyrnus cf. trimaculatus</i> F. | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 |
| Chironomus sp. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Tabanidae n.i. | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

BO

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Nematoda</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 0 | 1 |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eclipdrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 1 | 0 | 10 | 7 | 8 | 0 | 0 | 6 |
| <i>Pelosclex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 4 | 2 | 5 | 3 | 1 | 5 | 7 | 4 | 38 | 19 | 18 | 28 | 7 | 18 | 10 |
| <i>Pristina</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Arachnida n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloeon inscriptum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Laccophilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius</i> cf. <i>aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Simuliidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Corynoneurinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 1 | 9 | 7 | 10 | 6 | 13 | 9 | 5 | 32 | 30 | 17 | 34 | 20 | 14 | 27 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |

BO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloeon inscriptum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloeon schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius</i> cf. <i>aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |

BO / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---------------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilybius</i> sp. (lv) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 1 | 6 | 5 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 0 | 3 | 0 | 4 | 0 | 0 |

CO

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Eclipdrilus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tubifex tubifex</i> (Müll.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 12 | 0 | 0 | 12 | 7 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 10 | 7 | 7 | 1 | 7 | 0 | 0 | 18 | 3 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 17 | 3 | 25 | 1 | 8 | 0 | 0 | 5 | 7 | |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Platycnemis</i> cf. <i>acutipennis</i> Selys | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Normandia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| Simuliidae n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | |
| Chironominae n.i. | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 4 | 11 | |

CO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tubifex tubifex</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Aulophorus furcatus</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Platycnemis</i> cf. <i>acutipennis</i> Selys | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Simuliidae n.i. | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

CO / F

| | 1 | 2 | 3 | ## 4 | ## 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | ## 18 | ## 20 | 23 | 26 | 29 |
|-----------------------------------|---|---|---|---------|---------|---|----|----|----|----|----------|----------|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Isotomidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Proclaeon</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Dryops</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

DO

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|-----------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 7 | 0 | | |
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Tubifex</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 5 | 10 | 14 | 2 | 29 | 8 | 7 | 8 | 29 | 60 | 4 | 20 | 10 | | |
| <i>Lumbriculus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 7 | 5 | 0 | 8 | 5 | 1 | 2 | 4 | 15 | 6 | 9 | 13 | | |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Limnochara</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | | |
| <i>Anax imperator</i> Leach. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 2 | 2 | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chironominae n.i. | 28 | 22 | 28 | 16 | 32 | 11 | 0 | 17 | 6 | 31 | 10 | 18 | 4 | | |
| Dolichopodidae n.i. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Syrphidae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |

DO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|-----------------------------------|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Physa</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Proclleon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 2 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ischniura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | |
| Tanypodinae n. i. | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Orthocladinae n.i. | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chironominae n.i. | 9 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 8 | | | 5 | 3 | 0 | 0 | | |
| Anthomyidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | |

DO / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|----|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | | |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 16 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | | |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ischniura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Pea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Chironominae n.i. | 32 | 0 | 4 | 4 | 1 | 7 | 2 | 6 | 1 | 0 | 12 | 1 | 0 | | |

E O

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|---|---|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eclipidrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 4 | 2 | 1 | 12 | 6 | 9 | 4 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 6 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 5 | 2 | 16 | 7 | 2 | 17 | 7 | 14 | 8 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Piona</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephira desmarestii</i> (Millet) | 0 | 3 | 6 | 31 | 5 | 14 | 7 | 22 | 18 | 6 | 9 | 7 | 5 | 17 | 46 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 25 | 5 | 4 | 15 | 31 | 43 | 87 | 98 | 116 | 34 | 87 | 85 | 36 | 57 | 36 |
| <i>Choroterpes picteti</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Aphelocheiros</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dytiscus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cyrrus cf. trimaculatus</i> F. | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 4 | 2 | 1 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 7 | 1 | 0 | 1 | 9 | 5 | 6 | 6 | 6 | 12 | 8 | 8 | 8 | 15 | 5 |
| Lepidoptera n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 2 | 4 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Chironomus gr. plumosus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Chironominae n.i. | 8 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 1 | 2 | 5 | 1 | 0 |

EO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|--|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 3 | 0 | 2 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 2 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 1 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 2 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 |
| Smintthuridae n.i. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 | 1 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| Tanipodinae n.i. | 0 | 1 | 3 | 2 | 2 | | | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 | 0 | 1 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 1 | 0 |
| Chironominae n.i. | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 |

EO / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 9 | 2 | 2 | 1 | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>Cloen schoenemundi</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Cloen simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Procloeon</i> sp. | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 25 | 55 | 43 | 2 | 11 | 22 | 8 | 19 | 4 | 0 | 0 | 3 | 2 | 8 | 6 |
| <i>Thraulius bellus</i> Curtis | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aphelocheirus</i> sp. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cyrrnus cf. trimaculatus</i> F. | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 1 | 7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanipodinae n.i. | 2 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chironomus gr. plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 3 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

FO

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | ## | | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|---|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|----|-----|----|-----|----|----|-----|
| | | | | | | | | | 14 | 16 | | | | | |
| Hydridae | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | | 0 |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 1 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 5 | | | 11 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | | | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | | | 3 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | | | 0 |
| Araina 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| Araina 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 0 | 3 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 2 | 2 | | | 1 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 3 | 76 | 67 | 223 | 219 | 278 | 373 | 168 | 8 | 146 | 73 | 564 | | | 279 |
| <i>Cercion lindenii</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 |
| <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Trithemis</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | | 2 |
| <i>Hydropsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | | | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> sp. | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 0 |
| <i>Cyrnus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 | 2 | 4 | 2 | 7 | 2 | 2 | | | 4 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 1 | 58 | 56 | 62 | 1 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | 1 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 0 | 12 | 0 | 15 | | | 2 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 2 | 0 | 8 | 7 | 6 | 14 | 3 | 0 | 15 | 22 | 26 | | | 85 |
| Chironominae n.i. | 1 | 1 | 6 | 1 | 11 | 10 | 4 | 7 | 0 | 96 | 2 | 9 | | | 31 |

FO / S

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Hydridae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pisidium</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 5 | 3 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Isotomidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 24 | 87 | 42 | 36 | 17 | 29 | 24 | 13 | 9 | 2 | 1 | 8 | 19 | 10 | 0 |
| <i>Cercion lindenii</i> (Selys) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Haliphus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 27 | 34 | 28 | 39 | 9 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Orthocladinae n.i. | 0 | 4 | 10 | 0 | 6 | 8 | 6 | 5 | 1 | 0 | 4 | 0 | 18 | 17 | 0 |
| <i>Chironomus</i> gr. <i>plumosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chironominae n.i. | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |

FO / F

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 10 | 12 | 14 | 16 | 18 | 20 | 23 | 26 | 29 |
|---|----|----|----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Nematoda n.i. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Limnaea peregra</i> Müller | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lebertia</i> sp. | 4 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | 14 | 19 | 38 | 56 | 8 | 8 | 23 | 58 | 74 | 2 | 3 | 8 | 16 | 12 | 0 |
| <i>Hygrobia</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilybius</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oulimnius cf. aegyptiacus</i> Kuwert | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche angustipennis</i> Curtis | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche cf. pellucidula</i> Curtis | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hydropsyche</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tinodes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ecnomus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae n.i. | 0 | 2 | 9 | 31 | 5 | 15 | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tanypodinae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 |
| Orthocladinae | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 18 | 1 | 2 | 8 | 3 | 4 | 10 | 10 | 6 | 0 |
| Chironominae n.i. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 |
| Tabanidae n.i. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

ANEXO 3

CÓDIGOS DOS TAXA UTILIZADOS NAS ORDENAÇÕES EM COMPONENTES PRINCIPAIS

| | | | |
|---|------|---|------|
| Hydridae n.i. | HYDR | <i>Nemoura cf. fulviceps</i> Klp. | NFUL |
| Nematoda | NEMA | <i>Tyrrhenoleuctra</i> sp. | TYRR |
| <i>Dugesia tigrina</i> (Girard) | DUGU | <i>Isogenus cf. franzi</i> Aubert | IFRA |
| <i>Physa acuta</i> Draparnaud | PHYS | <i>Isoperla</i> sp. | ISPR |
| <i>Limnaea peregra</i> Müll. | LYMN | <i>Sympecma fusca</i> | SYMP |
| <i>Planorbis</i> sp. | PLAN | <i>Lestes viridis</i> (Charp.) | LEST |
| <i>Planorbis</i> sp2 | PLA2 | <i>Platycnemis cf. acutipennis</i> Selys | PLAT |
| <i>Bithynia tentaculata</i> (L.) | BITH | <i>Cercion lindeni</i> (Selys) | CLIN |
| <i>Ancylus fluviatilis</i> Müller | ANCY | <i>Coenagrion</i> sp. | COEN |
| <i>Unio</i> sp. | UNIO | <i>Ischnura elegans</i> (Linden) | ISCH |
| <i>Pisidium</i> sp. | PISI | <i>Crocothemis servilia</i> (Drury) | CROC |
| <i>Eiseella tetraedra</i> | EISE | <i>Trithemis annulata</i> (Palisot de Beauvais) | TRIT |
| <i>Tubifex</i> sp. | TUBI | <i>Erythromma viridilum</i> (Charp.) | ERYT |
| <i>Lumbriculus variegatus</i> (Müll.) | LUMB | <i>Anax imperator</i> | ANAX |
| <i>Limnodrilus</i> sp. | LIMN | <i>Naucoris maculatus</i> F. | NAUC |
| <i>Eclipdrilus</i> sp. | ECLI | <i>Plea leachi</i> Mc. greg. & Kirk. | PLEA |
| <i>Chaetogaster</i> sp. | CHAE | Hymenoptero n.i. | HYMN |
| <i>Ophidonais serpentina</i> (Müll.) | OPHI | <i>Hygrobia tarda</i> Herbst | HYGR |
| <i>Nais elinguis</i> Müll. | NELI | <i>Hydroporus</i> sp. | HYDO |
| <i>Nais communis</i> Pig. | NCOM | <i>Haliplus</i> sp. | HALI |
| <i>Stylaria lacustris</i> (Linn.) | STYL | <i>Noterus</i> sp. | NOTE |
| <i>Aulophorus furcatus</i> Udek | AULO | <i>Laccophilus</i> sp. | LACC |
| <i>Dero obtusa</i> d'Udek | DERO | <i>Deronectes</i> sp. | DERN |
| <i>Erpobdella octoculata</i> (L.) | ERPO | <i>Hydrophilus</i> sp. | HYDP |
| <i>Glossiphonia complanata</i> (L.) | GLCO | <i>Agabus</i> sp. | AGAB |
| <i>Glossiphonia heteroclita</i> (L.) | GLHE | <i>Ilybius</i> sp. | ILYB |
| <i>Batrachobdella paludosa</i> (Carena) | BATR | <i>Dytiscus cf. marginalis</i> L. | DYMA |
| <i>Boreobdella verrucata</i> (?) | BOVE | <i>Hydrocous</i> sp. | HYDC |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Linn.) | HELO | <i>Limnius</i> sp. | CLMN |
| <i>Dina lineata</i> | DINA | <i>Oulimnius</i> sp. | OULI |
| <i>Lebertia</i> sp.1 | LIS1 | <i>Sialis</i> sp. | SIAL |
| <i>Lebertia</i> sp.2 | LIS2 | Hydroptilidae n.i. | HYDP |
| <i>Piona</i> sp. | PION | <i>Hydropsyche cf. angustipennis</i> Curtis | HYAN |
| <i>Arrenurus</i> sp. | ARRE | <i>Hydropsyche exocellata</i> Dufour | HYEX |
| <i>Neumania</i> sp. | NEUM | <i>Hydropsyche pellucidula</i> Curtis | HYPE |
| Isopoda n.i. | ISOP | <i>Ecnomus</i> sp. | ECNO |
| <i>Aselus</i> sp. | ASEL | <i>Beraoedes cf. mimosus</i> L. | BERA |
| <i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet) | ADES | Simuliidae (lv) n.i. | SILV |
| <i>Baetis fuscatus</i> L. | BFUS | Simuliidae (nf) n.i. | SINF |
| <i>Cloeon simile</i> Etn. | CSIM | Tanypodinae n.i. | TANY |
| <i>Cloen schoenemudi</i> | CSCH | Corinoneuridae n.i. | CORI |
| <i>Procloeon</i> sp. | PROC | <i>Chironomus gr. plumosus</i> | CHPL |
| <i>Ephemerella ignita</i> Poda | EPHE | <i>Chironomus gr. thrumni</i> | CHTH |
| <i>Caenis luctuosa</i> Burm. | CAEN | Orthocladinae n.i. | ORTH |
| <i>Choroterpie picteti</i> Etn. | CHOR | Chironominae n.i. | CHIR |
| <i>Thraulius bellus</i> Etn. | THRA | Ceratopogonidae n.i. | CERA |
| <i>Paraleptophlebia</i> sp. | PARA | Dolichopodidae n.i. | DOLI |
| <i>Habrophlebia</i> sp. | HABR | Syrphidae n.i. | SYRF |
| <i>Nemoura cf. erratica</i> Clssn. | NERR | Tabanidae n.i. | TABA |

ANEXO 4

Taxas médias de colonização do número de indivíduos (CR_i) e do número de taxa (CR_t),

(As taxas médias de colonização só se referem a situações com regressões logarítmicas significativas)

| | CR_i | CR_t |
|----|--------|--------|
| AI | | |
| BI | 0,431 | |
| CI | 0,550 | 0,337 |
| DI | 0,225 | 0,271 |
| FI | 0,468 | |
| AP | 0,579 | 0,217 |
| BP | 0,767 | 0,261 |
| CP | 0,919 | 0,326 |
| DP | 0,866 | 0,384 |
| EP | 0,582 | 0,216 |
| FP | 0,732 | 0,253 |
| AV | 0,224 | 0,178 |
| BV | 0,905 | 0,234 |
| CV | 1,155 | 0,196 |
| DV | 0,512 | 0,209 |
| EV | | |
| FV | | |
| AO | 0,016 | 0,824 |
| BO | 0,635 | 0,255 |
| CO | | |
| DO | | |
| EO | 0,509 | 0,127 |
| FO | 0,863 | 0,230 |

ANEXO 5

Ordenação em componentes principais das situações estudadas
(representação gráfica do primeiro plano de espaço das amostras)

| Percentagem de explicação dos eixos | | | | |
|-------------------------------------|---------------|--------------|---------------|--------------------------|
| | primeiro eixo | segundo eixo | terceiro eixo | Correlação cofenética |
| AI | 31,4 | 15,8 | 12,3 | 0,94 |
| BI | 31,5 | 18,0 | 9,9 | 0,97 |
| CI | 27,9 | 26,3 | 12,8 | 0,93 |
| DI | 33,9 | 22,9 | 14,8 | 0,94 |
| FI | 22,3 | 17,3 | 13,8 | 0,91 |
| AP | 25,7 | 17,6 | 11,6 | 0,91 |
| BP | 25,0 | 14,4 | 12,1 | 0,89 |
| CP | 30,8 | 18,2 | 14,0 | 0,89 |
| DP | 30,1 | 24,3 | 12,4 | 0,94 |
| EP | 27,6 | 18,6 | 12,0 | 0,94 |
| FP | 36,8 | 29,3 | 20,0 | 0,99 |
| AV | 24,2 | 13,7 | 12,0 | 0,89 |
| BV | 32,4 | 22,2 | 14,7 | 0,94 |
| CV | 28,5 | 25,7 | 17,4 | 0,93 |
| DV | 28,6 | 23,4 | 13,6 | 0,94 |
| EV | 30,8 | 13,5 | 11,1 | 0,91 |
| FV | 28,9 | 18,3 | 13,5 | 0,92 |
| AO | 25,8 | 16,0 | 14,4 | 0,96 |
| BO | 26,9 | 17,7 | 12,0 | 0,92 |
| CO | 40,4 | 23,8 | 18,3 | 0,96 |
| DO | 28,0 | 26,4 | 18,7 | 0,93 |
| EO | 16,4 | 14,7 | 13,7 | 0,79 |
| FO | 32,7 | 19,8 | 14,1 | 0,93 |

