

MÔNICA LUISA KUHLMANN

**“INVERTEBRADOS BENTÔNICOS E QUALIDADE
AMBIENTAL”**

São Paulo

2000

MÔNICA LUISA KUHLMANN

**“INVERTEBRADOS BENTÔNICOS E QUALIDADE
AMBIENTAL”**

**Tese apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade de São Paulo,
para a obtenção de Título de Doutor em
Ciências, na Área de Ecologia.**

Orientadora: Dra Gisela Yuka Shimizu

São Paulo

2000

FICHA CATALOGRÁFICA

Kuhlmann, Mônica Luisa
“Invertebrados Bentônicos e Qualidade
Ambiental”

133 p. + Apêndices

Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo. Departamento de
Ecologia.

1. Bentos 2. Substrato artificial 3. Rio
Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dra. Gisela Yuka Shimizu
Orientadora

*À todos que, iluminados pelo
espírito de Don Quixote, lutam
com e por paixão, por um
ambiente digno para aqueles que
virão.*

*Ando devagar porque já tive pressa,
Levo esse sorriso porque já chorei demais,
Hoje me sinto mais forte, mais feliz, quem sabe,
Só levo a certeza de que muito pouco eu sei,
Eu nada sei.*

*Conhecer as manhas e as manhãs,
O sabor das massas e das maçãs,
É preciso amor prá poder pulsar,
É preciso paz prá poder sorrir,
É preciso a chuva para florir.*

*Penso que cumprir a vida seja simplesmente,
Compreender a marcha e ir tocando em frente,
Como um velho boiadeiro levando a boiada,
Eu vou tocando os dias pela longa estrada, eu vou,
Estrada eu sou.*

*Todo mundo ama um dia,
Todo mundo chora,
Um dia a gente chega e noutro vai embora,
Cada um de nós compõe a sua história,
Cada ser em si carrega o dom de ser capaz,
De ser feliz.*

(“Tocando em Frente” - Almir Sater/Renato Teixeira)

AGRADECIMENTOS

Mais uma vez e sempre, à Gisela, pela orientação e amizade.

Ao permanentemente disponível e precioso auxílio dos queridos amigos Ana Brandi e Maurício.

Ao caprichoso e incansável trabalho de campo dos também caros amigos Davi e Gordela. Ao Salathiel, não apenas por ter nos conduzido sempre com segurança ao campo, mas também por ter se mostrado sempre disposto a extrapolar sua função e nos auxiliar. À Rosana, Mila, Carlos, Mabel, Cynthia e Aletéia, que comigo dividiram esforços nessa desgastante etapa do trabalho, realizada, por motivos operacionais, aos domingos.

Ao sempre benvindo auxílio na triagem dos Estagiários Cynthia, Silvana, Hélio e Hélia e dos Técnicos de Laboratório Émerson e Fernando.

Ao apoio de todos que estiveram ou estão na chefia da CETESB, Dra Denise Navas Pereira, Dra Celina Vargas-Boldrini, MSc Guiomar Johnscher-Fornasaro e MSc Marta Condé Lamparelli, sem o qual não teria sido possível a realização dessa tese.

À estimuladora torcida dos amigos e amigas Mara, Carmo, Helena, Antonieta, Meron, Rosalina, Émerson, Chris, Célia, Marcelo, Rita, Paulito, Eliete, Geraldo, Regina e Hélio.

À minha mãe, Miyoko, pelo apoio, paciência e corujice.

Ao querido companheiro e amigo, Wagner, pela paciente espera, pela primeira leitura do boneco e, principalmente, por seu amor.

ÍNDICE

	Pág.
I - INTRODUÇÃO GERAL	1
II - COLONIZAÇÃO DE UM SUBSTRATO ARTIFICIAL PELA MACROFAUNA BENTÔNICA NO RIO TIETÊ (SP).	4
III - DETERMINAÇÃO DO TEMPO IDEAL DE EXPOSIÇÃO À COLONIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NO RIO TIETÊ (SP).	35
IV - COLONIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM RIOS - A TAXOCENOSE CHIRONOMIDAE.	72
V - COMPARAÇÃO ENTRE A FAUNA BENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAL E NATURAL.	105
VI - DISCUSSÃO GERAL	131
VII - RECOMENDAÇÕES	133

I - INTRODUÇÃO GERAL

Por uma série de vantagens que apresenta sobre a amostragem direta do sedimento, como seu baixo custo, por gerar amostras mais rapidamente processáveis, por possibilitar a diminuição da variabilidade amostral e por padronizar o programa de amostragem, os substratos artificiais já a algum tempo vêm sendo recomendados e utilizados como método de coleta de macroinvertebrados bentônicos em programas de monitoramento da qualidade ecológica do ambiente aquático (De Pauw *et al.*, 1986; Boothroyd & Dickie, 1989; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; Thorne & Williams, 1997; APHA, 1998; Araújo *et al.*, 1998). Entretanto, há quem recomende seu uso apenas quando metodologias tradicionais de amostragem direta do substrato natural não forem possíveis ou quando a redução da variabilidade for realmente necessária (Gibbons *et al.*, 1993; Rosenberg *et al.*, no prelo), já que é um método reconhecidamente seletivo para organismos de maior motilidade ou que estejam presentes na deriva, agregando uma comunidade muitas vezes não representativa da fauna do substrato natural (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), e por não servir à avaliação da qualidade dos sedimentos locais (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993).

O pouco conhecimento que se tem sobre a dinâmica de colonização dos substratos artificiais tem sido apontado como uma de suas principais desvantagens para seu emprego em programas de rotina (Rosenberg & Resh, 1982), já que um tempo inadequado de exposição pode comprometer a qualidade do dado (Clements *et al.*, 1989; Gibbons *et al.*, 1993). Uma vez implantado no corpo d'água, o substrato estará sujeito a modificações do meio, à medida que houver deposição de partículas orgânicas e minerais e colonização por perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade bentônica colonizadora estará sofrendo alterações, até que, após um determinado tempo, a partir do momento da instalação do substrato, seja alcançada uma situação hipotética de equilíbrio (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Rosenberg & Resh, 1982; Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989). Nessa comunidade colonizadora, a família Chironomidae não raramente alcança dominância, já que suas características euriécas unidas com o comportamento de dispersão pela deriva, fornecem-lhes condições ao pioneirismo (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980).

Os vários tipos de métricas usadas para refletir a qualidade do sistema em termos de sua capacidade de sustentação da biota residente (Plafkin *et al.*, 1989; Resh & Jackson,

1993; Lenat & Barbour, 1994) podem oscilar em resposta às alterações sofridas pela comunidade ao longo do processo de colonização, de forma que a definição do período ideal de exposição dos substratos deve basear-se nessas métricas (De Pauw *et al.*, 1986).

Com o intuito de um dia tornar o biomonitoramento de ambientes aquáticos continentais com invertebrados bentônicos realidade para o Estado de São Paulo, desde 1979 a CETESB vem desenvolvendo, adaptando e aplicando metodologias alternativas de coleta de organismos bentônicos. Em um primeiro momento, em que foram testados os dois tipos de substratos artificiais mais recomendados e usados, o de placas múltiplas e os cestos preenchidos com pedras (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), deu-se preferência para o segundo, que apresentou menor seletividade e maior eficiência na coleta (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992). Depois de modificados, para forma retangular e material plástico, foi realizado um teste de resistência e avaliação de tamanho (Kuhlmann *et al.*, 1993), quando a atual dimensão foi adotada. E este trabalho exhibe os resultados da terceira etapa, em que se procurou definir o tempo ideal de exposição dos cestos à colonização. Para tanto, foi estudada a dinâmica de colonização dos substratos pela comunidade e, depois mais finamente pela taxocenose Chironomidae. Os reflexos para o diagnóstico, das alterações sofridas pela comunidade ao longo desse processo, foram avaliados através do emprego das medidas mais comumente utilizadas para esse fim, e o tempo ideal de colonização determinado a partir de uma avaliação dos momentos de estabilidades dessas métricas. Finalmente, os resultados obtidos com os substratos foram comparados com aqueles da amostragem direta dos sedimentos e recomendações para a adoção dos substratos em programa de rotina foram elaboradas.

BIBLIOGRAFIA

- APHA 1998 **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA/AWWA/WEF New York. P. 10-67 a 10-68.
- ARAÚJO, P. R.P.; FRIEDRICH, G. & CORING, E. 1998 Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul Rivers, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **26**, p. 1257-9.
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- CLEMENTS, W.H.; VAN HASSEL, J.H.; CHERRY, D.S. & CAIRNS, Jr, J. 1989 Colonization, variability, and use of substratum filled trays for biomonitoring benthic communities. **Hydrobiologia**, v. **173**, p. 45-53.

- 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**, v. **133**, p. 237-58.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. **16**, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, v. **75**, n. 1, p. 65-72.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments**. Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- HENRIQUE-MARCELINO, R.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A.C.; BRUNI, A.C.; CUTRUPI, S. 1992 **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 16p. + Anexos.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. EPA-600-4-90-030. Environmental Monitoring Systems Laboratory, US/EPA, Cincinnati. 256p.
- KUHLMANN, M.L.; HENRIQUE-MARCELINO, R.M.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; ARON, M.A.; TRUZZI, A.C.; LOPES, C.F. & MILANELLI, J.C.C. 1993 **Macrofauna Bentônica de Água Doce: Avanços Metodológicos II**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico. 18p + anexos.
- LENAT, D.R. & BARBOUR, M.T. 1994 Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: LOEB, S.L. & SPACIE, A. (eds) **Biological monitoring of aquatic systems**. Cap. 11. CRC Press, Inc. Pp. 187-215.
- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L. & POLACK, L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.**, v. **9**, n. 4, p. 381-92.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K. & HUGHES, R.M. 1989 **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. EPA 444-4-89-001. Office of Water Regulation and Standards, US/EPA, Washington, DC.
- RESH, V.H. & JACKSON, J.K. 1993 Rapid assessments approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 195-233.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. In: CAIRNS, JR, J. (ed.) **Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- ROSENBERG, D.M.; DAVIES, I.J.; COBB, D.G. & WIENS, A.P. (no prelo) **Protocols for measuring biodiversity: benthic macroinvertebrates in freshwaters**. Ecological Monitoring and Assessment Network/Environment Canada. Winnipeg.
- THORNE, R. St. J. & WILLIAMS, W.P. 1997 The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, v. **37**, p. 671-86.

II - A COLONIZAÇÃO DE UM SUBSTRATO ARTIFICIAL PELA MACROFAUNA BENTÔNICA NO RIO TIETÊ (SP).

ABSTRACT

Artificial substrates have been recommended and used in biomonitoring networks. Nevertheless there is a lack concerning a better understanding of the colonization process, a knowledge considered essential to the definition of the ideal exposition time of the substrate to site condition. Once placed in the river, the artificial substrates will pass by physical, chemical and microbiological alterations that will act on colonizer populations and as a consequence it will reflect on the developing community. This work attempted to evaluate the benthic invertebrate colonization process on a pebble filled baskets sighting its use in a biomonitoring program. Thirty five baskets were simultaneously placed on a site located at the Tietê River and four replicates were took at the following time intervals after installation: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 and 70 days. The experiment were done twice, during wet-summer and dry-winter. The artificial substrates colonization was influenced by factors as: the kind and texture of the substrate, colonizer densities, biotic interations and abiotic factors, as oxygen dissolved concentration and water flow. The colonization process suffered a seasonal influence, being fast during summer and low in winter, and it had an helicoidal behaviour, showing colonization cycles with equilibrium and non-equilibrium situations. Moreover, the variation amplitudes of colonization and extinction rates tended to decrease with time as the community structure alterations. This pattern seems to reflect the close and continuous contact between the pool of colonizers and the artificial substrate that promote a permanent colonization and extinction dynamic. The studied colonization process follow a small scale ecological succession pattern. Manipulations by strangers where the baskets are putted again into the water are worst than the definitive lost of them because it is possible that it will be sampling a non-equilibrium community.

RESUMO

Substratos artificiais têm sido cada vez mais recomendados e utilizados em programas de monitoramento biológico da qualidade da água. Entretanto, há ainda uma lacuna em relação a um melhor entendimento de seu processo de colonização, fundamental na determinação do tempo ideal de exposição desse equipamento no ambiente a ser

diagnosticado. Uma vez implantado, o substrato sofrerá alterações físicas, químicas e microbiológicas, que influenciarão as populações colonizadoras e, conseqüentemente refletirão na comunidade em formação. Este trabalho procurou avaliar o processo de colonização dos invertebrados bentônicos em um substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedras de brita, com vistas à sua aplicação em programas de biomonitoramento. Para tanto, 35 cestos foram simultaneamente instalados em um trecho do rio Tietê, e 4 réplicas retiradas nos seguintes intervalos de tempo a partir da instalação: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias. O experimento foi realizado no verão-chuvoso e no inverno-seco. A colonização dos substratos foi influenciada por fatores como: tipo e textura do substrato, densidade das populações colonizadoras, interações bióticas e fatores abióticos como teor de oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza. O processo de colonização sofreu influência sazonal, tendo sido rápido no verão e lento no inverno, e comportou-se helicoidalmente, exibindo vários ciclos de colonização, com momentos de equilíbrio se alternando com desequilíbrio. Além disso, houve uma tendência à diminuição nas amplitudes de variação das taxas de colonização e extinção e de alteração das estruturas das comunidades. Esse padrão reflete o íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores e o substrato artificial, que promove uma dinâmica permanente de chegada e partida de organismos. O processo de colonização observado nos cestos parece seguir um padrão de sucessão ecológica em pequena escala. Manipulações por curiosos onde os cestos não são retirados da água são piores que a perda definitiva do dado, já que uma comunidade instável poderá estar sendo capturada na coleta.

INTRODUÇÃO

A amostragem para a tomada de dados qualitativos e quantitativos de zoobentos pode seguir várias metodologias (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; Merritt & Cummins; 1996), cada qual adequando-se em maior ou menor grau à exploração de um determinado tipo de ambiente, necessitando de esforço e tempo variável em seu emprego e tendo, portanto, uso limitado de acordo com o objetivo proposto.

Substratos artificiais têm se mostrado ferramentas eficazes para amostragens quantitativas e qualitativas do bentos de ambientes aquáticos de fundo rochoso ou pedregoso, onde é impossível a utilização de pegadores. Têm sido indicados para programas de monitoramento, principalmente porque permitem a padronização do plano de

amostragem, geram amostras rapidamente processáveis e podem reduzir a variabilidade entre as réplicas (Hilsenhoff, 1969; Dickson *et al.*, 1971; Rosenberg & Resh, 1982; Clements *et al.*, 1989; Boothroyd & Dickie, 1989).

Embora o uso de substratos artificiais tenda a ampliar-se em decorrência de todas as vantagens que oferece, alguns cuidados devem ser tomados, para que a qualidade amostral se adeque aos objetivos propostos. Um problema que tem merecido atenção de vários pesquisadores e que efetivamente pode comprometer o programa de amostragem relaciona-se à determinação do tempo ideal de exposição do equipamento à colonização das populações de macroinvertebrados bentônicos (Dickson & Cairns, 1972; Weber, 1973 *apud* Meier *et al.*, 1979; Rosenberg & Resh, 1982). E, de fato, a falta de conhecimento sobre a dinâmica de colonização de substratos artificiais tem sido apontada como uma de suas principais desvantagens para seu emprego em programas de rotina que visem o biomonitoramento (Clements *et al.*, 1989; Gibbons *et al.*, 1993), sendo considerado pré-requisito seu estudo antes da aplicação (Rosenberg & Resh, 1982).

Uma vez implantado no corpo de água, o substrato estará sujeito a modificações do meio, à medida que houver deposição de partículas orgânicas e minerais e colonização por perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade bentônica colonizadora estará sofrendo alterações, até que, após um determinado tempo a partir do momento da instalação do substrato, seja alcançada uma situação hipotética de equilíbrio (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Rosenberg & Resh, 1982; Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989).

A colonização dos substratos artificiais pode ser afetada por vários fatores, incluindo: a aceitabilidade do substrato adotado (Wise & Molles, 1979; Rosenberg & Resh, 1982), o local de instalação (Sheldon, 1977; Rosenberg & Resh, 1982), a densidade da população colonizadora (Sheldon, 1977; Meier *et al.*, 1979; Rosenberg & Resh, 1982; Ciborowski & Clifford, 1984), a abundância relativa de outro substrato disponível (Rosenberg & Resh, 1982), o tempo de exposição (Meier *et al.*, 1979; Rosenberg & Resh, 1982), a intensidade e natureza dos fatores que causam a mudança de indivíduos de seus locais anteriores de fixação (Nilsen & Larimore, 1973; Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992), a velocidade de corrente (Sheldon, 1977; Ciborowski & Clifford, 1984; Klemm *et al.*, 1990), a profundidade (Meier *et al.*, 1979; Rosenberg & Resh, 1982; Klemm *et al.*, 1990), a textura do substrato, como reflexo da deposição de detritos, sedimentos finos e do desenvolvimento de perifíton (Nilsen & Larimore, 1973; Sheldon, 1977; Roby *et al.*, 1978

apud Boothroyd & Dickie, 1989; Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Benson & Pearson, 1987; Boothroyd & Dickie, 1989; Mackay, 1992; Casey & Kendall, 1996), interações bióticas, como predação e competição (Nilsen & Larimore, 1973; Mackay, 1992; Rutherford, 1995) e temperatura (Nilsen & Larimore, 1973).

Este trabalho procurou avaliar o processo de colonização de invertebrados bentônicos em um substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedras de brita, com vistas à sua aplicação em programas de biomonitoramento.

MATERIAL & MÉTODOS

O experimento de colonização em substratos artificiais foi executado em dois períodos, uma vez no verão (13/02/93 a 17/04/93) e outra no inverno (10/07/93 a 11/09/93).

Como substratos artificiais foram utilizados cestos, construídos em tela de polietileno com abertura de 1,0 cm, e capacidade total equivalente a 5225 cm³ (19 x 11 x 25 cm), e preenchidos com pedras do tipo brita de tamanho aproximado de 4 cm.

Trinta e cinco cestos foram simultaneamente colocados, nos primeiros dias de experimento de cada período de estudo, em trecho do rio Tietê, na altura da cidade de Biritiba Mirim. Este local situa-se a jusante da ETA deste município e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). Foram retiradas 4 réplicas (escolhidas por sorteio) nos seguintes intervalos de tempo: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias a partir da instalação. De modo a prevenir perdas dos substratos por enxurrada ou vandalismo foram utilizados 7 cestos excedentes em cada período de estudo. A figura 2 apresenta a disposição dos cestos em campo.

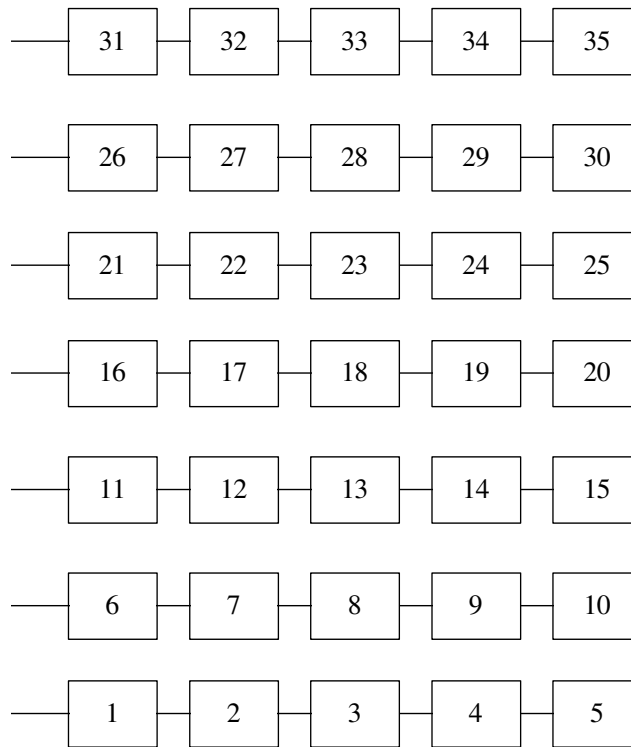


Figura 1. Distribuição dos substratos artificiais em campo. A seta indica a direção do fluxo do rio.

O cronograma de retirada foi o seguinte:

VERÃO		INVERNO	
DATA	CESTOS	DATA	CESTOS
13/02	1, 25, 28, 30	10/07	6, 17, 27, 32
20/02	9, 12, 23, 24	17/07	7, 21, 30, 35
27/02	7, 11, 31, 35	24/07	13, 19, 22, 25
06/03	17, 18, 21, 22	31/07	1, 5, 20, 26
13/03	6, 10, 15, 19	07/08	8, 23, 31, 34
20/03	14, 26, 27, 33	14/08	2, 14, 24, 29
03/04	2, 16, 0, 29	28/08	9, 11, 12, 28
17/04	4, 5, 13, 34	11/09	3, 10, 18, 33

Na retirada, os cestos foram colocados em sacos plásticos quando ainda imersos, de modo a prevenir a perda por lavagem provocada pela tensão superficial da água (APHA,

1998). A cada amostra foram adicionados 120 mL de formol 40% neutralizado, de modo a se obter uma concentração final de aproximadamente 4%.

No laboratório, os cestos foram abertos e as pedras imersas, por cerca de 15 minutos, em solução fraca de ácido clorídrico (7L H₂O + 210 mL álcool 96-98°GL + 10mL HCl 37%), para facilitar o despreendimento dos organismos que aderem-se mais fortemente ao substrato. A seguir, a solução foi passada por rede com malha de 0,5mm de abertura e as pedras foram lavadas sobre a mesma rede, com auxílio de uma escova de cerda macia. O material foi conservado em álcool 70°GL e corado com rosa de Bengala.

Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Pennak (1989), Thorp & Covich (1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III) e Merritt & Cummins (1996).

As densidades populacionais de cada cesto foram computadas em termos de número de indivíduos/cesto, e a média aritmética de cada data de coleta foi calculada a partir dos valores das 4 réplicas. A importância de cada *taxa* no processo de colonização de cada período de estudo foi avaliada através do Índice de Amplitude de Nicho. Para seu cálculo foram considerados os valores das réplicas e empregado o software AMPNICH0 desenvolvido pelo prof. Dr. Sérgio Rosso do Depto. de Ecologia Geral do IB-USP.

Dois Índices de Similaridade (Washington, 1984) foram calculados, a partir dos valores médios populacionais, para detectar alterações estruturais ao longo do processo de colonização. Um índice qualitativo (Jaccard) foi empregado para avaliar alterações exclusivas da composição dos *taxa*:

$J_c = c/(A+B-c)$, onde:

c = número de *taxa* comuns às duas amostras;

A = número de *taxa* da amostra A;

B = número de *taxa* da amostra B;

Enquanto que o índice quantitativo (PS), foi usado por melhor refletir alterações estruturais, já que é sensível tanto à composição quanto às abundâncias relativas dos *taxa* comuns:

$PS = \sum (\min_{iA,iB})$

iA = abundância relativa da espécie i na amostra A;

iB = abundância relativa da espécie i na amostra B;

Taxas de colonização e extinção, baseadas no modelo de biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson, foram calculadas como (Dickson & Cairns, 1972):

$$\text{Tx de colonização} = \text{Nnovos taxa} + \text{Ntaxa recorrentes} / \Delta t$$

$$\text{Tx de extinção} = \text{Ntaxa eliminados} / \Delta t$$

onde: Δt = número de dias entre as amostragens

taxa novo = taxa que ocorreu pela primeira vez

taxa recorrente = taxa que havia desaparecido e tornou a aparecer

taxa eliminado = taxa que desapareceu

LOCAL DE ESTUDO

O experimento foi realizado em um ponto do rio Tietê localizado a jusante da ETA de Biritiba Mirim e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). O local situa-se na 6^a UGRHI do Estado de São Paulo ou seja, na bacia do rio Tietê Alto-Cabeceiras (CETESB, 1998a), a montante de grandes indústrias e em região de intensa atividade horti-frutigranjeira e de pastagens naturais.

Como esperado, os dados de campo indicaram, no verão (Tab. I), um ambiente com maior volume de água (maiores profundidades), correnteza mais forte e temperaturas de ar e água mais altas que no inverno (Tab. II). Além disso, embora não tenham sido feitas medidas de transparência, no inverno foi possível observar o leito do rio, enquanto que no verão, uma maior quantidade de partículas em suspensão não o permitiram.

Tabela I. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o verão de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
6/fev	implantação	-	-	1,5	2,0	1,6	0,45
13/fev	7	25,0	22,0	2,4	2,6	2,0	0,37
20/fev	14	26,0	24,0	1,6	2,0	1,5	0,43
27/fev	21	23,0	22,5	2,2	2,6	1,7	0,43
6/mar	28	-	-	2,1	3,2	1,8	0,37
13/mar	35	25,0	24,0	1,3	2,4	1,5	0,42
20/mar	42	22,0	22,5	1,4	2,5	1,5	0,48
3/abr	56	23,0	22,0	2,3	3,6	2,5	0,60
17/abr	70	23,0	23,0	1,6	1,9	1,6	0,52

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

Tabela II. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o inverno de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
3/jul	implantação	29,0	19,0	1,0	1,8	1,8	0,49
10/jul	7	21,0	18,0	1,2	2,3	1,5	0,58
17/jul	14	20,0	18,0	1,4	2,0	1,4	0,40
24/jul	21	22,0	17,0	1,3	2,1	1,5	0,40
31/jul	28	11,0	12,0	1,0	1,8	1,3	0,43
7/ago	35	20,0	16,0	1,0	1,7	1,1	0,50
14/ago	42	17,0	16,0	1,2	1,8	1,3	0,35
28/ago	56	25,0	17,0	1,5	2,0	1,0	0,44
11/set	70	16,5	17,0	1,1	1,8	1,4	0,42

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

De fato, dados da rede de monitoramento da CETESB, obtidos em Janeiro e Março, no período da cheia, e em Julho e Setembro, no período de seca, do mesmo ano (CETESB, 1994), mostraram que, pelo menos em Janeiro, havia uma quantidade de resíduos em suspensão na água superficial muito mais elevada (127 mg/L) que no inverno (39 e 29 mg/L, em Jul e Set, respectivamente) e, conseqüentemente, uma maior turbidez (39 UNT X 7 e 2 UNT). A medida de vazão, obtida em Janeiro (5,11 m³/s) também foi superior à do período de seca (3,69 e 2,70 m³/s, em Jul e Set, respectivamente).

Determinante da vazão, as precipitações diárias (mm) medidas na estação pluviométrica do DAEE no reservatório Ponte Nova (FCTH, 1998), localizado a montante do local de estudo, mostraram maiores frequências e volumes de precipitação no verão (Figs 1 e 2). Este resultado influenciará o processo de colonização dos substratos artificiais nesta época, a medida que o aumento de fluxo tende a provocar maior carreamento de organismos.

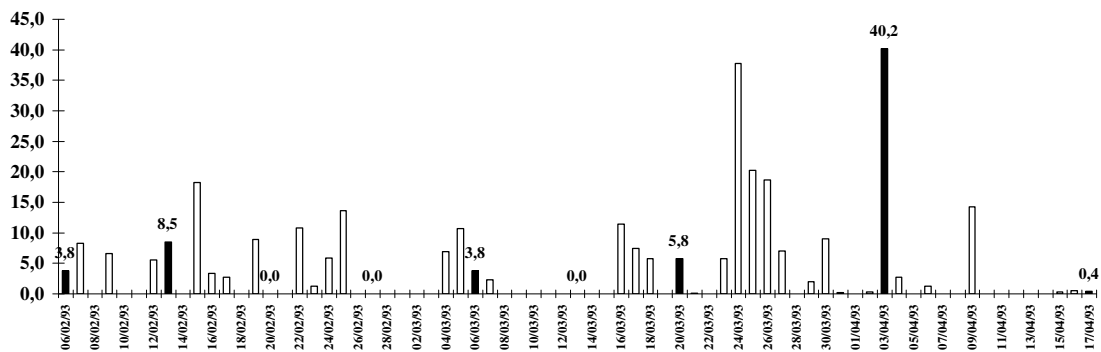


Figura 2. Precipitação diária (mm) no período de experimento no verão. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

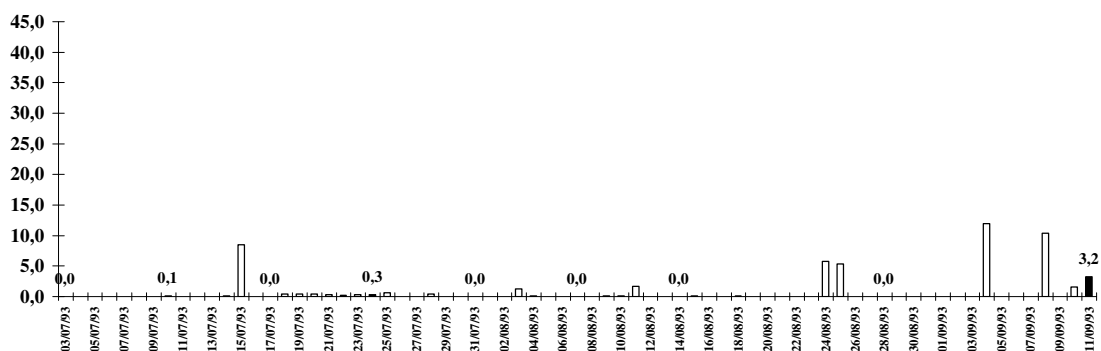


Figura 3. Precipitação diária (mm) no período de experimento no inverno. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

Segundo CETESB (1994), no ano de execução do trabalho o teor de oxigênio superficial tendeu a ser muito baixo durante a cheia (3,1 e 1,1 mg/L, em Jan e Mar, respectivamente), tendo sido um importante fator de estresse à fauna bentônica neste período. Estudos posteriores neste mesmo local, inclusive com levantamentos do bentos da zona de deposição, indicaram semelhante comportamento do oxigênio dissolvido na água superficial e de fundo (CETESB, 1998a e b). O período de maior volume d'água foi também aquele em que os valores de P_{total} , $N_{amoniacal}$, coliformes fecais e DBO na água superficial chegaram a ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação CONAMA para águas da classe 2 (CETESB, 1994).

RESULTADOS

A figura 4 apresenta o resultado do Índice de Amplitude de Nicho (AN), que estimou a importância das *taxa* dentro da comunidade bentônica, nos dois períodos de estudo. Considerando-se como principais *taxa* às comunidades aqueles cujos resultados de AN superaram 0,10, foi possível observar que houve tanto uma variação quanto ao grupo de principais *taxa* para as comunidades com a época do experimento, quanto um maior número destes no inverno.

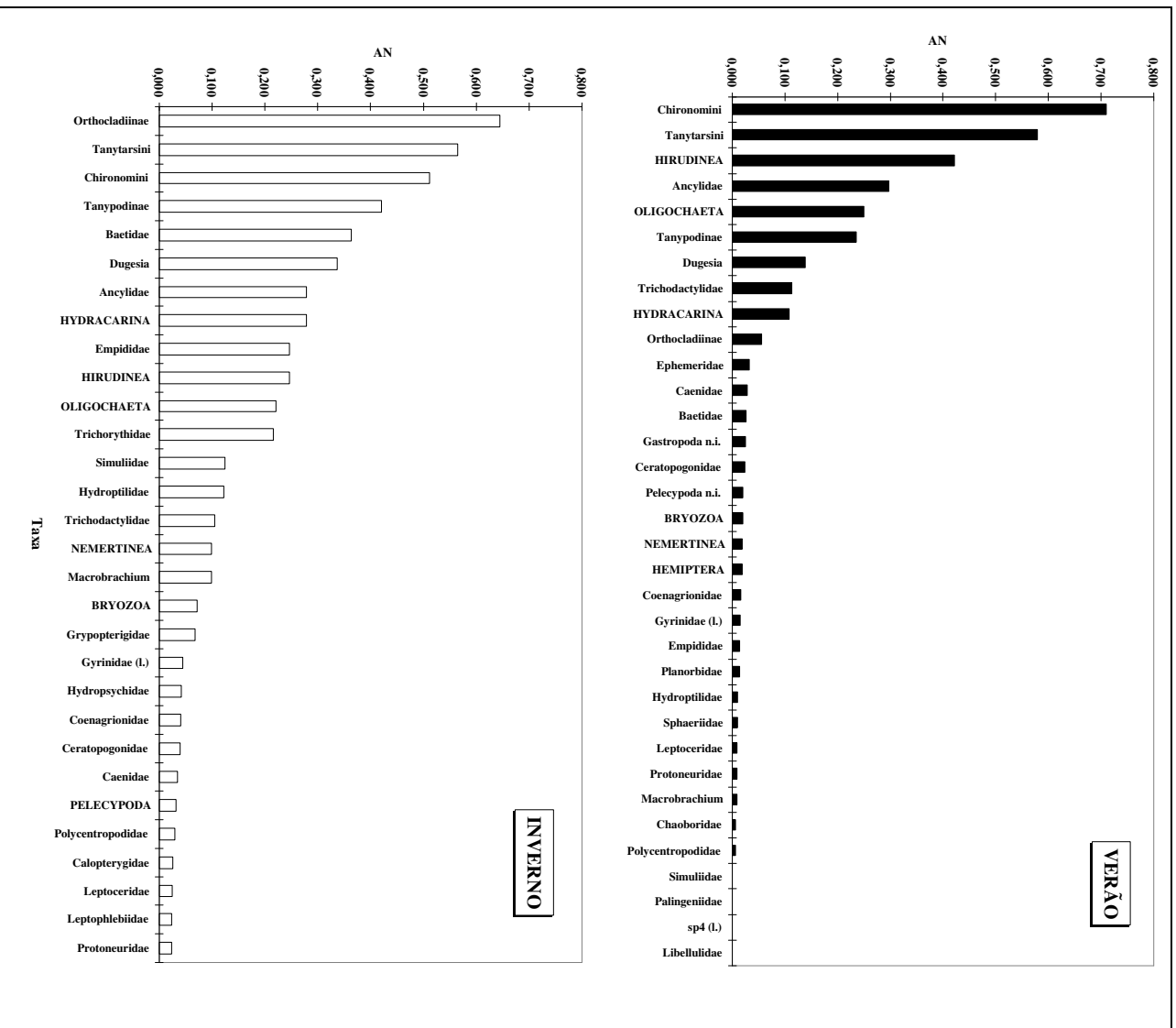


Figura 4. Resultado do Índice de Amplitude de Nicho para os *taxa* componentes das comunidades bentônicas de substratos artificiais no verão e no inverno.

No verão, Chironomini e Tanytarsini dominaram, conjunta ou alternadamente, a comunidade ao longo de todo o experimento. Este aspecto teve influência marcante sobre a baixa importância da maioria dos outros *taxa* para a comunidade e no processo de colonização dos substratos artificiais neste período. As densidades destes dois *taxa*, representados em sua maioria por *Chironomus* e *Rheotanytarsus* (ver capítulo 3), estiveram, pelo menos, a uma ordem de grandeza dos outros *taxa* (Fig. 5). Tanytarsini colonizou rapidamente os cestos, mas logo desapareceu e foi substituído, como *taxon* dominante da comunidade, por Chironomini. Entre os principais *taxa* da comunidade de verão, dois predadores, Tanytopodinae e Hydracarina, apresentaram densidades comportando-se similarmente à de Tanytarsini durante a colonização (Fig. 5), embora o pico de densidade deste último tenha, na verdade, ocorrido no 21º dia. Hirudinea e Ancyliidae tenderam a aumentar em número ao longo do período de experimento, enquanto que Oligochaeta, Trichodactylidae e *Dugesia* apresentaram curvas de densidade unimodais, com picos no 28º, 35º e 56º dias, respectivamente (Fig. 5).

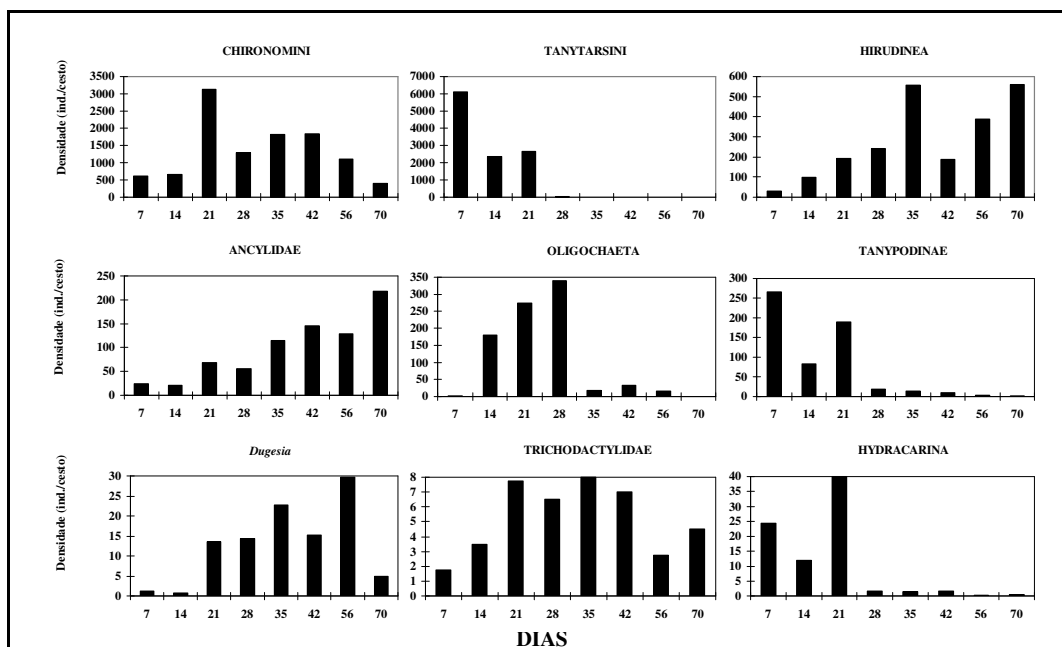


Figura 5. Variações de densidade dos *taxa* mais importantes à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão.

Os *taxa* que, no verão, foram considerados secundários à comunidade, ou seja, que exibiram AN inferiores a 0,10 mas superiores ou iguais a 0,01, estão representados na figura 6. Alguns ocorreram em maior abundância no início da colonização, instalando-se nos cestos até o 21^o dia (Orthoclaadiinae, Ephemeridae, Caenidae, Baetidae, Nemertinae, Empididae e Hydroptilidae) mas, em sua maioria, não apresentaram qualquer preferência definida de época de ocorrência ao longo do processo de colonização (Gastropoda, Ceratopogonidae, Pelecypoda, Bryozoa, Hemiptera, Coenagrionidae, Gyrinidae, Planorbidae e Sphaeriidae).

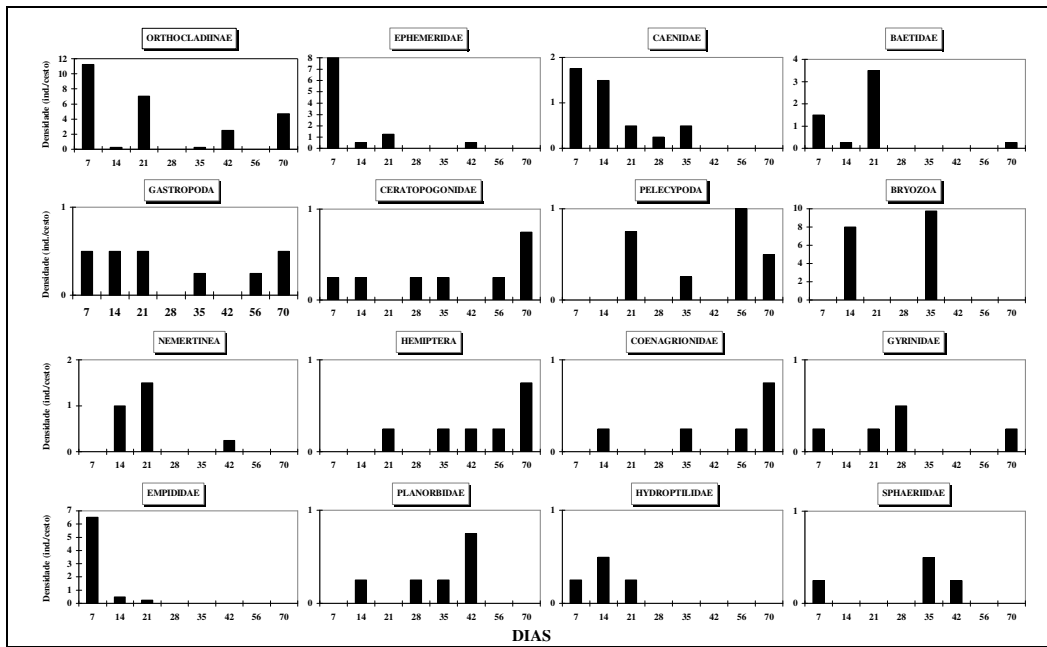


Figura 6. Variações de densidade dos *taxa* secundários à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão.

Taxa com AN inferiores a 0,01 foram considerados raros para a comunidade e suas ocorrência no verão estão conjuntamente representadas na figura 7.

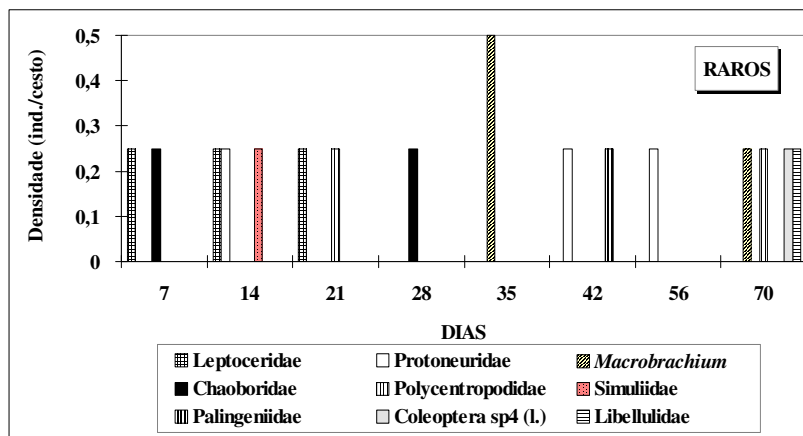


Figura 7. Variações de densidade dos *taxa* raros à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão.

Como dito anteriormente, o processo de colonização no inverno diferiu substancialmente daquele observado no verão, também pela ausência de *taxa* considerados raros à comunidade. A figura 8 apresenta as densidades dos principais *taxa* para a comunidade dos cestos, neste período. Os valores de densidade estiveram sempre inferiores daqueles observados no verão e nenhum *taxon* colonizou tão densa e rapidamente quanto Tanytarsini naquela época. Ao contrário, o processo de colonização no inverno foi mais lento e Orthoclaadiinae foi o *taxon* mais importante, sendo seguido por Tanytarsini, Chironomini e, à maior distância, por Tanypodinae. A grande maioria dos *taxa* tendeu a aumentar em número com o tempo, exibindo ou não diminuição no 70º dia (Orthoclaadiinae, Tanytarsini, Chironomini, Tanypodinae, Ancyliidae, Empididae, Hydroptilidae e Trichodactylidae). Alguns apresentaram picos intermediários (Baetidae, Hirudinea, Oligochaeta e Trichorytidae) e apenas Simuliidae e *Dugesia* ocorreram em maiores densidades no início da colonização (Fig. 8).

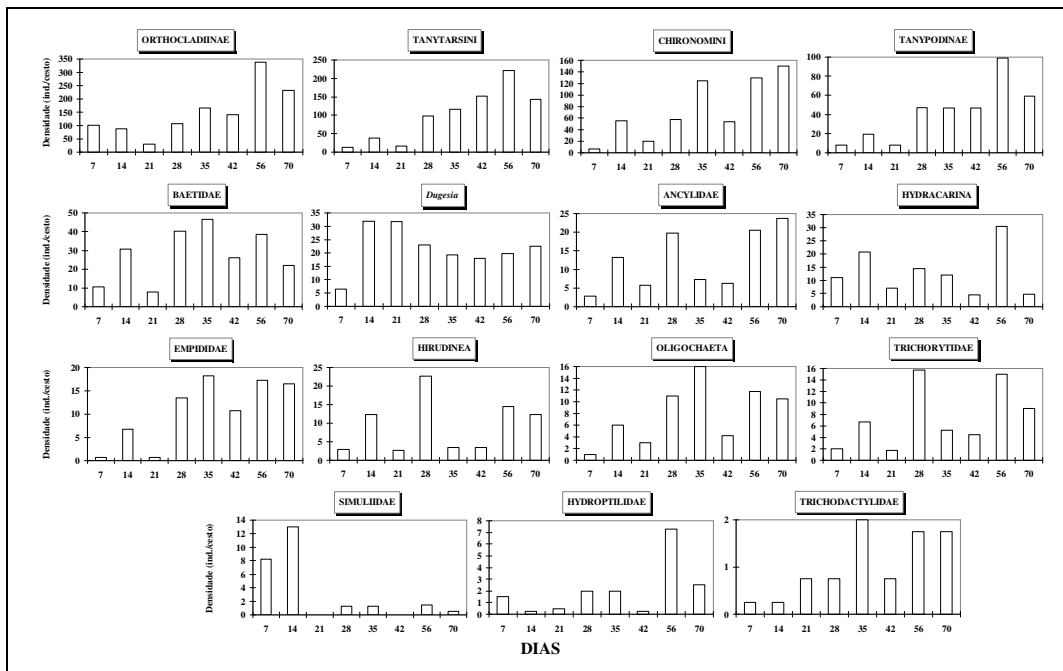


Figura 8. Variações de densidade dos *taxa* mais importantes à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no inverno.

Há de se notar que as curvas de densidade dos principais *taxa* exibiram, no máximo, tendência bimodal no verão, enquanto que no inverno, muitas dessas curvas

apresentaram comportamento trimodal, com declínios frequentemente localdos no 21^o e 42^o dias.

Da mesma forma, grande parte dos *taxa* considerados secundários nas comunidades de inverno, ocorreram preferencialmente e/ou em maior densidade, do meio para o final do período de colonização (Nemertinea, *Macrobrachium*, Grypopterigidae, Ceratopogonidae, Caenidae, Pelecypoda, Leptoceridae, Leptophlebiidae e Protoneuridae) (Fig. 9).

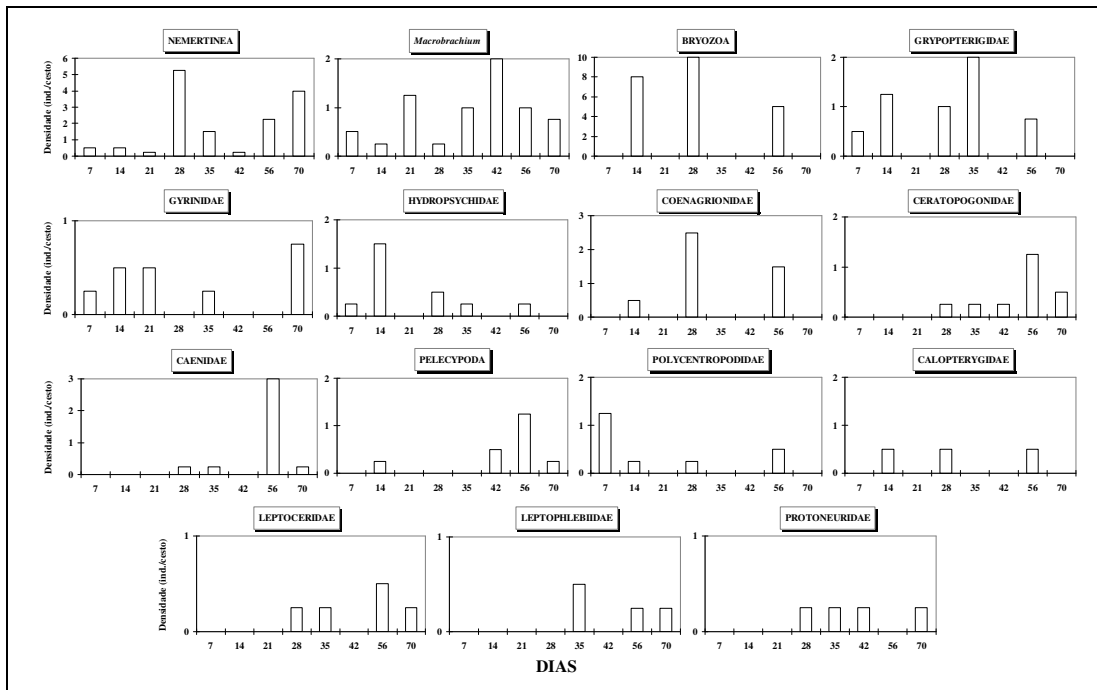


Figura 9. Variações de densidade dos *taxa* secundários à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no inverno.





Larvas de Chironomidae desempenharam papel de destaque nas comunidades desenvolvidas no substrato artificial de ambos os períodos, embora Chironomini e Tanytarsini tenham dominado o processo de colonização no verão, enquanto que no inverno Orthocladiinae surgiu como principal componente. Nos dois períodos, Chironomini, Tanytarsini, Tanypodinae, Hirudinea, Oligochaeta, Ancyliidae, *Dugesia*, Trichodactilidae e Hydracarina estiveram entre os *taxa* mais importantes às comunidades dos cestos. Foram importantes apenas para as comunidades do inverno: Orthocladiinae, Baetidae, Empididae, Trichorytidae (que só ocorreu nesse período), Simuliidae e Hydroptilidae. Nemertinea, Bryozoa, Gyrinidae, Coenagrionidae, Ceratopogonidae,

Caenidae e Pelecypoda foram secundários para as comunidades dos dois períodos. *Macrobrachium*, Polycentropodidae, Leptoceridae e Protoneuridae foram secundários no inverno e raros no verão. Já, Grypoptergidae, Hydropsychidae, Calopterigidae e Leptophlebiidae foram secundários no inverno e não ocorreram no verão. Enquanto que Ephemeraeidae, Gastropoda, Hemiptera, Planorbidae e Sphaeriidae foram secundários no verão e não ocorreram no inverno e Chaoboridae, Palingeniidae, Coleoptera sp4 e Libellulidae foram ocorrências raras e exclusivas do verão.

Tabela III. Resultados dos Índices de Similaridade (Porcentagem de Similaridade e Índice de Similaridade de Jaccard) para as comunidades dos cestos no processo de colonização no verão.

PS								
dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	81,1	53,3	12,0	10,6	10,4	9,8	9,9	
14		70,2	30,6	24,8	25,1	24,0	23,0	
21			58,4	53,5	54,1	53,0	37,5	
28				82,1	78,7	81,4	48,7	
35					85,8	94,0	59,8	
42						82,8	48,7	
56							64,5	
70								

Jaccard								
dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	66,7	65,4	59,1	51,9	52,0	56,5	46,4	
14		64,3	46,2	57,1	51,9	50,0	41,9	
21			44,0	44,8	50,0	48,0	55,6	
28				54,5	47,6	52,6	41,7	
35					54,2	66,7	60,0	
42						52,4	37,0	
56							59,1	
70								

	0 - 25,9
	26,0 - 50,9
	51,0 - 75,9
	76,0 - 100,0

A tabela III apresenta o resultado dos Índices de Similaridade para as comunidades de verão. O índice quantitativo (PS) mostrou que as comunidades do 7^o e 14^o dias foram muito similares entre si, medianamente com a do 21^o dia e diferiram quase que completamente daquelas observadas no restante do experimento. Este resultado foi muito

influenciado pelo fato de que, nas duas primeiras semanas, Tanytarsini dominou a comunidade, vindo a dividir essa dominância com Chironomini no 21^o dia, que passou a ser o *taxon* mais importante da comunidade a partir de da 4^a semana. Este índice também mostrou que, até o 70^o dia, as comunidades tenderam a se tornar cada vez mais similares. O Índice de Jaccard mostrou composições de fraca a medianamente semelhantes, tendo a fauna do 21^o dia a composição mais frequentemente diferente às das demais semanas.

As comunidades observadas no inverno foram de media a fortemente similares, tanto quantitativa quanto qualitativamente (Tab. IV) e, pelo PS, elas tenderam, como no verão, a se tornarem cada vez mais similares ao longo do processo de colonização, de forma que a partir do 28^o dia as comunidades pouco se alteram.

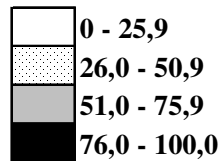
Tabela IV. Resultados dos Índices de Similaridade (Porcentagem de Similaridade e Índice de Similaridade de Jaccard) para as comunidades dos cestos no processo de colonização no inverno.

PS

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		65,4	57,7	56,0	59,5	59,3	65,0	60,7
14			81,3	80,6	76,7	68,8	72,7	73,5
21				75,1	71,5	66,8	69,7	70,4
28					82,8	78,9	81,3	79,3
35						82,7	83,3	90,8
42							86,4	82,5
56								88,3
70								

Jaccard

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		84,0	81,0	71,4	76,9	66,7	69,0	66,7
14			68,0	79,3	66,7	63,0	82,8	63,3
21				57,1	68,0	80,0	55,2	70,8
28					79,3	64,3	89,7	70,0
35						69,2	76,7	88,5
42							62,1	79,2
56								73,3
70								



Aplicando-se o modelo de biogeografia de ilhas de MacArthur-Wilson (Fig. 10), foi possível observar vários pontos de equilíbrio ao longo do processo de colonização dos substratos, tanto no verão (4 pontos) quanto no inverno (5 pontos), e uma tendência à diminuição de ambas as taxas.

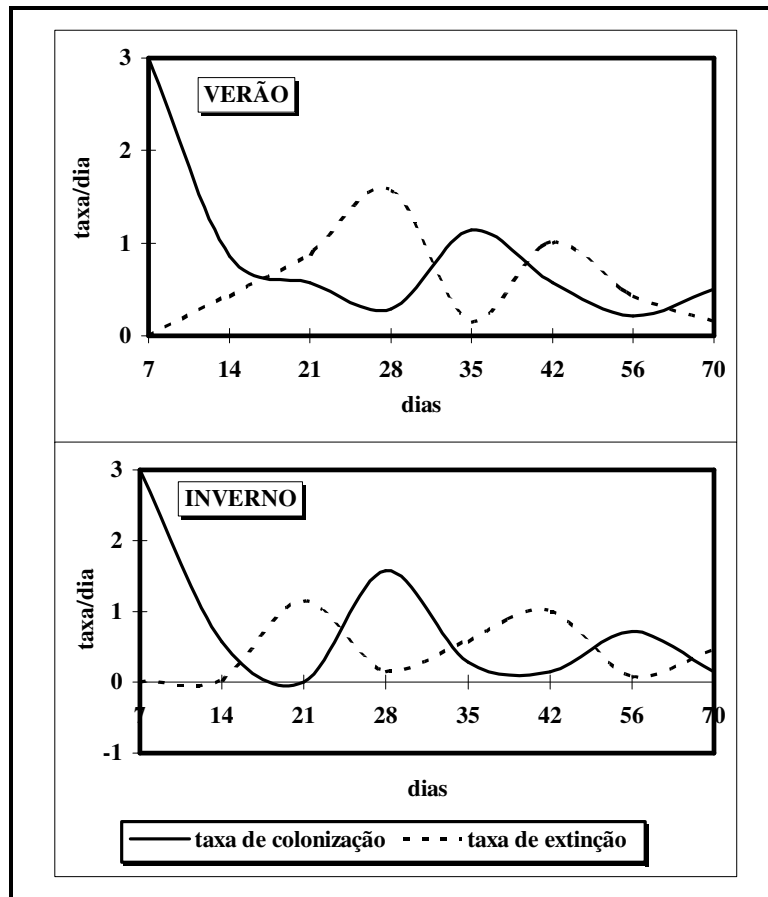


Figura 10. Taxas de colonização e extinção ao longo do processo de colonização dos substratos artificiais, no verão e no inverno.

DISCUSSÃO

COMPORTAMENTO DE COLONIZAÇÃO DOS TAXA

Como levantado na introdução, vários fatores interferem no processo de colonização, a começar pelo tipo de substrato adotado. Williams (1980), por exemplo, cita que predadores e filtradores preferem substratos minerais, como as pedras de brita usadas no preenchimento dos cestos. De fato, o substrato empregado capturou uma variedade muito grande de organismos, especialmente de predadores, filtradores e herbívoros, não tendo sido muito eficiente na coleta de organismos retalhadores e cavadores, como Oligochaeta-Tubificidae. Embora não estejam identificados, os Oligochaeta mais comumente observados pertenceram à família Naididae, como os gêneros *Dero*, *Nais*, *Allonais* e *Chaetogaster*. Outro motivo que pode ter dificultado a colonização dos cestos

por retalhadores, Oligochaeta e também Gastropoda seria o fato de que esses grupos não dispersam-se através da deriva (= *drift*, do inglês) (Wise & Molles, 1979).

A intensidade e a natureza dos movimentos dos organismos na água e no leito do rio também influenciará grandemente a velocidade e a direção da colonização. A deriva é considerada por vários autores (Wise & Molles, 1979; Dejoux *et al.*, 1983; Benson & Pearson, 1987; Boothroyd & Dickie, 1989; Mackay, 1992) como sendo a principal fonte de colonizadores para os substratos artificiais e, segundo Dejoux *et al.* (1983) é particularmente intensa nos trópicos. Há quem afirme que os colonizadores de substratos artificiais são principalmente organismos que dispersam-se pela deriva (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), como Simuliidae, Chironomidae, Trichoptera filtrador (por exemplo alguns Hydropsychidae) e Baetidae (Mackay, 1992). De fato, nas comunidades estudadas, Chironomidae foi o grupo mais importante, nos dois períodos de estudo. Outra via de colonização, que pode em certos períodos superar a deriva em importância é a migração ativa, por rastejamento ou natação, a partir do substrato próximo e da região hiporreica, como fazem, por exemplo, Baetidae e alguns Leptophlebiidae (Nilsen & Larimore, 1973; Benson & Person, 1987; Giller & Campbell, 1989 *apud* Mackay, 1992). Além disso, há a oviposição por insetos adultos (Nilsen & Larimore, 1973; Mackay, 1992), que alimenta a própria deriva e tem influência local; e o vôo, de insetos alados (Hemiptera e Coleoptera) (Mackay, 1992).

O desenvolvimento de uma camada de deposição de detritos e desenvolvimento de protozoários, bactérias e algas epilíticas sobre os substratos tem sido considerado importante para a definição da velocidade e da direção da colonização. Para Williams & Hynes (1973 *apud* Deutsch, 1980), pelo menos até que o substrato desenvolva tal fonte alimentar, a colonização seria lenta. De fato, Ancyliidae exibiu, nos dois períodos, colonização lenta, provavelmente associada à necessidade de desenvolvimento de algas no substrato, uma vez que suas populações são herbívoras (Pennak, 1989). Entretanto, a colonização observada no verão foi bastante rápida, tendo sido impulsionada por um *taxon* sésil e filtrador (Tanytarsini do gênero *Rheotanytarsus*, ver Cap. 3), de forma que, nesse período, a velocidade de colonização desse e de outros *taxa* parece ter sido independente do desenvolvimento de um filme epilítico.

Baetidae é outro *taxon* que tem apresentado colonização rápida em outros trabalhos, tanto por seus membros participarem da deriva e serem ativos nadadores, quanto pelo hábito alimentar de alguns (*Baetis*) que lhes permite explorar matéria orgânica dissolvida

adsorvida às pedras e/ou brotos de algas perifíticas (Mackay, 1992). No presente estudo essa família realmente apresentou colonização rápida no verão, mas não no inverno.

A competição intra e interespecífica por espaço é considerada determinante das densidades de herbívoros e filtradores (Mackay, 1992) e alguns *taxa* exibem colonização rápida tanto por independerm da formação de uma camada nutritiva sobre o substrato, quanto por serem fracos competidores de espaço para fixação, preferindo assim instalar-se nos substratos recém expostos. Esse seria o caso, por exemplo, de *Rheotanytarsus* que, segundo Deutsch (1980), teria maior facilidade de construir seus abrigos em superfície lisa. Esse comportamento poderia explicar sua rápida instalação durante o verão, com posterior desaparecimento, possivelmente decorrente de emergência e/ou de competição por espaço, com macroalgas, por exemplo *Cladophora*, como observado por Rutherford (1995). Entretanto, no inverno, esse mesmo *taxon* exibiu colonização lenta, a despeito do fato de que, nesse período costuma dar-se o maior desenvolvimento do perifíton (Bicudo *et al.*, 1995).

Similarmente, larvas de Simuliidae que, como *Rheotanytarsus*, são filtradoras, ocorrem, em geral, no início da colonização (Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989; Mackay, 1992) e têm seu desaparecimento associado à competição por espaço para a fixação, com perifíton e outros filtradores, como *Rheotanytarsus* e Hydropsychidae ou à emergência (Mackay, 1992). No presente estudo essas larvas só foram importantes na comunidade dos substratos durante o inverno, quando a transparência foi mais elevada e Tanytarsini (predominantemente *Rheotanytarsus*), um potencial competidor por espaço de fixação, não ocorreu tão rapidamente e com tanta densidade quanto no verão, podendo ambos fatores terem favorecido seu estabelecimento. De qualquer maneira, esse *taxon* exibiu colonização rápida, desaparecendo logo da comunidade, como descrito por outros autores.

A competição entre *Rheotanytarsus* e Hydropsychidae, observada por Rutherford (1995), pode ter ocorrido no inverno, quando abundâncias crescentes do primeiro podem ter inibido a instalação do segundo, cujo pico de densidade ocorreu logo no início da colonização. Já a competição entre Simuliidae e Hydropsychidae (Mackay, 1992) não foi observada, já que os dois *taxa* atingiram picos simultâneos de densidade, no 14^o dia.

Alterações na estrutura da comunidade ao longo da sucessão são também grandemente influenciadas por interações interespecíficas (Fisher, 1990). Foi comum a ocorrência, nos cestos do verão, de 1 ou 2 bagres (*Imparfinis* sp) por cesto e o conteúdo

estomacal de um indivíduo, coletado em 20/03/93, no cesto 33, apresentou muitas cápsulas cefálicas de Chironomidae, indicando a relação de predação e, conseqüentemente, sua influência no processo de colonização desta taxocenose, que sem dúvida teve reflexos sobre toda comunidade do cesto, uma vez que a predação por peixes promove redução nas populações de maior tamanho, mais facilmente encontradas (Nilsen & Larimore, 1973). Outros predadores, como Tanypodinae, Hirudinea, Hydracarina, *Dugesia*, Trichodactylidae e *Macrobrachium* devem ter desempenhado papel similar sobre as comunidades dos cestos.

Por outro lado, podem ocorrer mecanismos de facilitação que acelerem a velocidade do processo de colonização de algumas populações, como aqueles promovidos por Rotifera sésseis, Simuliidae, Chironomidae e Trichoptera, cujos tubos, casulos e abrigos aumentam a complexidade estrutural e o sombreamento no substrato (Nilsen & Larimore, 1973; Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Mackay, 1992; Rutherford, 1995). Os abrigos construídas por *Rheotanytarsus*, por exemplo, podem ter favorecido a instalação de outros grupos, como Chironomini (predominantemente *Chironomus*), que veio posteriormente a dominar a comunidade no processo de colonização do verão.

Com relação à explosão de *Chironomus* no verão, podemos também considerar que os baixos teores de oxigênio dissolvido observados nesse período podem ter favorecido este *taxon*, reconhecidamente tolerante à esse tipo de estresse (Heliövaara & Väisänen, 1993).

Em sua extensa revisão sobre o processo de colonização em ambientes lóticos, Mackay (1992) sugere uma seqüência de colonização que se iniciaria com a entrada de filtradores e pastejadores de epilítton, que usariam recursos das pedras ainda sem comunidade algácea desenvolvida. A seguir chegariam os consumidores ativos, a medida que detritos finos se acumularem sobre o substrato e os herbívoros, cuja instalação estará associada ao desenvolvimento de algas perifíticas. Predadores e retalhadores seriam os últimos a se estabelecer. Dejoux e colaboradores (1983) distinguiram 3 grupos de colonizadores, sendo os dois primeiros de colonização rápida, constituídos de filtradores e detritívoros, abundantes e de ciclo de vida curto (como Simuliidae e Chironomidae) e o terceiro de colonização lenta, de fitófagos e carnívoros, com baixo potencial de instalação e ciclo de vida longo. Neste trabalho não foi possível observar claramente a seqüência de colonização de Mackay e nem distinguir os grupos de Dejoux e colaboradores, já que, com exceção de Ancyliidae, vários *taxa* que colonizaram rapidamente no verão, incluindo predadores, foram lentos no inverno. Orthocladinae, por exemplo, que já foi citado como

taxon de colonização rápida (Dejoux *et al.*, 1983), exibiu tal comportamento apenas no verão mas, no inverno, apresentou colonização lenta.

A variação observada no padrão de colonização da maioria dos grupos, em função do período de estudo, pode significar em parte que o comportamento de colonização está associado a fatores que sofrem influência sazonal, como o ciclo de vida e/ou à própria variação de habitat e hábito alimentar das espécies que compõem os grupos, o teor de oxigênio dissolvido, a quantidade e qualidade de recursos alimentares, que por sua vez estarão sendo regidas pelo fluxo da água, disponibilidade de nutrientes, quantidade de material em suspensão e transparência da água, dos quais dependerão a taxa de deposição de partículas finas e detritos, e o desenvolvimento de produção autóctone. Fluxo, qualidade do alimento e natureza do substrato têm sido considerados fatores importantes na estruturação das comunidades bentônicas em rios, inclusive no Brasil (Sanseverino & Nessimian, 1998).

Com relação aos predadores, seu comportamento de colonização, assim como sua distribuição, está intimamente relacionada com a disponibilidade de presas, de forma que, quando essas últimas apresentarem colonização rápida, os predadores não necessariamente serão os últimos a se estabelecer.

SAZONALIDADE

A colonização dos substratos artificiais diferiu nos dois períodos de estudo não apenas com relação ao comportamento de colonização da maioria dos grupos que compuseram a comunidade, e conseqüentemente na velocidade de todo o processo de colonização, como também foi observada uma variação no ranking de importância dos *taxa*, provavelmente também refletindo um ou mais fatores de variação sazonal.

Rosenberg & Resh (1982) e Benzie (1984) consideram que o comportamento sazonal dos dados é um dos aspectos complicadores no esclarecimento da dinâmica de colonização dos substratos artificiais. E, de fato, sazonalidade no processo de colonização tem sido freqüentemente observada (Shaw & Minshall, 1980; Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987).

A própria deriva apresenta comportamento sazonal, sendo elevado no verão-chuvoso e reduzido e pouco variável no inverno-seco (Benson & Pearson, 1987). Uma vez que a deriva é o meio mais rápido de dispersão em rios, o processo tenderia a ser rápido no

verão, diante de uma deriva elevada, e lento, no inverno, com deriva baixa (Benson & Pearson, 1987), como foi observado neste trabalho. Colonização mais rápida no verão também foi observada por outros autores (Shaw & Minshall, 1980; Sagar, 1983 *apud* Boothroyd & Dickie, 1989; Rutherford, 1995). Entretanto, para Dejoux e colaboradores (1983) a intensidade da deriva cairia no verão-chuvoso, em decorrência do efeito de diluição, explicando o processo de colonização mais lento que observaram nesse período. Também para Araújo *et al.* (1998), a colonização necessitaria de período mais longo sob fluxo elevado.

Para Williams (1980 *apud* Benson & Pearson, 1987) a variação sazonal no movimento de organismos, incluindo a deriva, deve estar associada a eventos dos ciclos de vida das populações. Assim, a maior deriva no verão seria consequência de uma maior quantidade de larvas de instars mais jovens nesse período (Benson & Pearson, 1987; Mackay, 1992). Diferenças no ciclo de vida dos *taxa* que compõem os grupos, podem explicar as diferenças no ranking de importância dos *taxa*. Entretanto, a influência de fatores abióticos regidos pela sazonalidade não devem ser descartados, como a velocidade de fluxo que, elevada no verão pode ter favorecido os *taxa* melhor adaptados à habitat erosional, como Tanytarsini, principalmente *Rheotanytarsus*, e reduzida no inverno pode ter permitido o desenvolvimento de populações mais características de habitat deposicional, como Orthocladiinae-*Nanocladius* (Deutsch, 1980).

O PROCESSO DE COLONIZAÇÃO

Pelo modelo de equilíbrio de MacArthur & Wilson, aplicado por Dickson & Cairns (1972) para o processo de colonização de substratos artificiais, a taxa de colonização tenderia a decair exponencialmente enquanto que a taxa de extinção aumentaria também exponencialmente, havendo um momento de equilíbrio (ou estabilidade) em que as duas taxas se igualariam. Embora alguns autores não consideram adequada sua aplicação no processo de colonização de substratos artificiais (Sheldon, 1977; Mackay, 1992), o modelo de MacArthur & Wilson mostrou que o processo de colonização dos substratos tem uma dinâmica helicoidal, ou seja, existiram ciclos de colonização, em que alternaram-se momentos de equilíbrio e desequilíbrio. Pelo mesmo modelo, Dickson & Cairns (1972) observaram um momento transitório de equilíbrio no 42^o dia de colonização. Se considerarmos que no equilíbrio não apenas as taxas de entrada e saída se igualam, mas a

riqueza (S) também se torna constante (Mackay, 1992), no verão teriam ocorrido três momentos de equilíbrio a partir do 28^o dia, quando S se estabiliza (ver Cap. 2) e no inverno, dois, entre o 28^o e 35^o dias e entre o 56^o e 70^o dias. Além disso, ao longo do processo houve uma diminuição na intensidade das flutuações, tanto com relação à entrada e saída de *taxa* quanto à estrutura da comunidade. A existência de vários ciclos no processo de colonização de substratos artificiais parece refletir a principal diferença que faz com que a aplicação do modelo de MacArthur & Wilson seja questionada, ou seja, em rios, a fonte de colonizadores está em contato íntimo e permanente com os substratos, diferentemente de ilhas, em que distância e mar separam a fonte de colonizadores potenciais do local a ser colonizado (Mackay, 1992).

Dejoux e colaboradores (1983) descreveram o processo de colonização de substratos como sendo “um desequilíbrio e reequilíbrio constante, que obedeceria a cinética estabilizadora de ocupação do espaço livre e desestabilizadora de abandono em função da densidade”, e identificaram três fases, em que na segunda ocorreria um estado de pseudo-clímax transitório. Entretanto, consideraram que, ao longo dos 30 dias de estudo, a comunidade manteve-se, em estágio juvenil, quando apenas estrategistas “r” teriam colonizado o equipamento. Estrategistas “r” predominam entre os insetos (Mackay, 1992), principais colonizadores dos substratos. Também Wise & Molles (1979) acreditam que o equilíbrio encontrado na colonização de substratos é transitório. Para Nilsen & Larimore (1973), haveriam três impedimentos para que os substratos artificiais atinjam estágio climáxico: 1) organismos, detritos e silte acumulam-se e dispersam-se constantemente; 2) alterações sazonais modificam as condições físicas e químicas do habitat, e 3) especificamente em seu estudo, o substrato, de madeira, entra em decomposição. Para Deutsch (1980) a composição da comunidade alterou-se constantemente.

O comportamento do processo de colonização observado assemelha-se àquele proposto por Margalef (1974), como representativo da sucessão ecológica. A sucessão ecológica é um tema que vem sendo abordado com certos cuidados em se tratando de ambientes continentais lóticos. Para Margalef (1974), o próprio fluxo d’água impediria o prosseguimento da sucessão até o estágio de maturidade desses ambientes, que permaneceriam em estágios iniciais. Para Fisher (1990) o processo de colonização em ambientes lóticos seria aleatório para alguns componentes e previsível para outros, e seria influenciado pela época e severidade do distúrbio e pela disponibilidade de colonizadores (Fisher, 1983 *apud* Hildrew & Townsend, 1987). A previsibilidade do processo sucessional

em ambientes lóticos foi testada experimentalmente e comprovada por outros autores (Ladlle *et al.*, 1985; Pinde, 1985 ambos *apud* Hildrew & Townsend, 1987), que também relatam a ocorrência de uma fase inicial estocástica.

Alguns estudos de colonização em substrato artificial sugerem um processo ordenado de sucessão, similar àquele que se segue a uma perturbação no ecossistema (Sheldon, 1977; Hemphill & Cooper *apud* Boothroyd & Dickie, 1989), outros (Benzie, 1984; Boothroyd & Dickie, 1989), entretanto, não observaram tal padrão. Para Benzie (1984), que estudou o processo de colonização de substratos artificiais em riacho tropical, não ficou clara uma sucessão propriamente dita porque movimentos aleatórios teriam predominado. Mesmo assim, esse autor discorda da extrapolação de que em ambientes tropicais, teoricamente asazonais, a colonização se processará aleatoriamente e sem sucessão definida. Uma vez que a deriva é um movimento aleatório (Boothroyd & Dickie, 1989), sempre que esse meio de colonização predominar como fonte de colonizadores, o processo terá um forte componente estocástico.

Nesse trabalho, mesmo a colonização rápida de verão, teoricamente dominada pela deriva, assemelhou-se a um processo sucessional, em que a comunidade tendeu a oscilar menos com o amadurecimento e em que situações de equilíbrio e desequilíbrio ocorreram ciclicamente, refletindo na verdade a dinâmica contínua de entrada e saída de organismos de qualquer trecho de substrato de um ambiente lótico.

Se considerarmos que o processo de colonização é ordenado e dinâmico, qualquer tipo de movimento que se faça no cesto, durante o tempo de exposição, poderá alterar a comunidade colonizadora. Assim, pior do que perder os cestos por vandalismo e inundações, que, sem dúvida, comprometerá o importante papel de uma rede de monitoramento que é o de registrar, historicamente, modificações na qualidade ambiental de determinado local, serão as manipulações que curiosos possam realizar, sem que os cestos sejam removidos da água. Neste caso, uma vez que a manipulação por curiosos pode não ficar evidente na coleta, um dado errôneo poderá estar sendo considerado.

CONCLUSÕES

1. A colonização dos substratos apresentou evidências de ter sido influenciada por fatores como: tipo e textura do substrato (incluindo desenvolvimento de perifíton e deposição de detritos e silte), densidade das populações colonizadoras (que relaciona-se com os

- ciclos de vida e disponibilidade de jovens), interações bióticas (predação, competição e facilitação) e fatores abióticos como velocidade da correnteza e teor de oxigênio dissolvido.
2. Os processos de colonização dos substratos diferiram nos dois períodos estudados, podendo estar refletindo uma variabilidade sazonal, tanto em termos de composição, já que os *taxa* de maior destaque diferiram nos dois períodos e alguns *taxa* ocorreram exclusivamente no verão ou no inverno, quanto em relação às velocidades de colonização, que foi rápida no verão e lenta no inverno.
 3. O processo de colonização dos substratos comportou-se helicoidalmente, tendo ocorrido 4 (verão) a 5 (inverno) ciclos de colonização, em que 3 (verão) e 2 (inverno) momentos de equilíbrio foram identificados. Além disso, houve uma tendência à diminuição na entrada e saída de *taxa* novos e recorrentes e na alteração das estruturas das comunidades. Esse padrão reflete o íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores e local de colonização que promovem uma dinâmica permanente de chegada e partida de organismos.
 4. O processo de colonização observado nos cestos segue uma sucessão ecológica em pequena escala.
 5. Sendo o processo dinâmico e ordenado, pior será o vandalismo em que os cestos sejam mantidos na água.

BIBLIOGRAFIA

- APHA 1998 **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA/AWWA/WEF New York. P. 10-67 a 10-68.
- ARAÚJO, P. R.P.; FRIEDRICH, G. & CORING, E. 1998 Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul Rivers, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 1257-9.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. 1987 The role of drift and effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, v. 18, p. 109-116.
- BENZIE, J.A.H. 1984 The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, v. 111, p. 171-179.
- BICUDO, D.C.; NECCHI, Jr, O. & CHAMIXAES, C.B.C.B. 1995 Peryphyton studies in Brazil: presente and perspectives. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M. &

- MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia. pp. 33-58.
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- CASEY, R.J. & KENDALL, S.A. 1996 Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. **341**, p. 57-64.
- CETESB 1994 **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 225p.
- CETESB 1998a **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1996**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 267p.
- CETESB 1998b **Monitoramento integrado das Bacias do Alto e Médio Tietê. Relatório Final**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico (Revisão Zero-R0). 312p.
- CIBOROWSKI, J.J.H. & CLIFFORD, H.F. 1984 Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. **41**, p. 1626-33.
- CLEMENTS, W.H.; VAN HASSEL, J.H.; CHERRY, D.S. & CAIRNS, Jr, J. 1989 Colonization, variability, and use of substratum filled trays for biomonitoring benthic communities. **Hydrobiologia**, v. **173**, p. 45-53.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. **16**, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, v. **75**, n. 1, p. 65-72.
- DICKSON, K.L. & CAIRNS, Jr, J. 1972 The relationship of fresh-water macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the MacArthur-Wilson equilibrium model. **Am. Midl. Nat.**, v. **88**, n. 1, p. 68-75.
- DICKSON, K.L.; CAIRNS, Jr, J. & ARNOLD, J.C. 1971 An evaluation of the use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. **Trans. Amer. Fish. Soc.**, v. **100**, n. 3, p. 553-559.
- FCTH (Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica) 1998 **Banco de dados pluviométricos do Estado de São Paulo (Atualizado até 1997)**. Barueri, DAEE/FCTH-USP. CD-ROM.

- FISCHER, S.G. 1990 Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. **Environ. Managem.**, v. 14, n. 5, p. 725-36.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments**. Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- HELIÖVAARA, K. & VÄISÄNEN, R. 1993 **Insects and pollution**. Boca Raton, CRC Press, Inc. 393p.
- HILDREW, A.G. & TOWNSEND, C.R. 1987 Organization in freshwater benthic communities. In: GEE, J.H.R. & GILLER, P.S. (eds) **Organization of communities: past and present**. Oxford, Blackwell Scient. Publ., pp. 347-71.
- HILSENHOFF, W.L. 1969 An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. **Limnol. Oceanogr.**, v. 14, p. 465-471.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. EPA-600-4-90-030. Environmental Monitoring Systems Laboratory, US/EPA, Cincinnati. 256p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata, Ed. SUR. 895p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata, Ed. SUR. 1401p.
- MACKAY, R.J. 1992 Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, p. 617-628.
- MARGALEF, R. 1974 **Ecología**. Barcelona, Ed. Omega. 951p.
- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L. & POLACK, L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.**, v. 9, n. 4, p. 381-92.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) 1996 **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co. 862p.
- NILSEN, H.C. & LARIMORE, R.W. 1973 Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskasbia river, Illinois. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 366-374.
- PENNAK, R.W. 1989 **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 628p.

- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. **In:** CAIRNS, JR, J. (ed.) **Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- RUTHERFORD, J.E. 1995 Patterns of dispersion of aquatic insects colonizing artificial substrates in a southern Ontario stream. **Can. J. Zool.**, v. **73**, p. 458-68.
- SHAW, D.W. & MINSHALL, G.W. 1980 Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. **Oikos**, v. **34**, p. 259-271.
- SHELDON, A.L. 1977 Colonization curves: application to stream insects on semi-natural substrates. **Oikos**, v. **28**, p. 256-261.
- THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds) 1991 **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego, Academic Press, Inc. 911p.
- WASHINGTON, H.G. 1984 Diversity, biotic and similarity indices - a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. **18**, n. **6**, p. 653-94.
- WILLIAMS, D.D. 1980 Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. **Limnol. Oceanogr.**, v. **25**, n. **1**, p. 166-72.
- WISE, D.H. & MOLLES, Jr, M.C. 1979 Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. **Hydrobiologia**, v. **65**, n. **1**, p. 69-74.

III - DETERMINAÇÃO DO TEMPO IDEAL DE EXPOSIÇÃO À COLONIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NO RIO TIETÊ (SP).

ABSTRACT

The benthic community has been the most usable tool in ecological monitoring networks. Many metrics were developed to environmental assesment, including a multimetric approach that integrate more than one index. Artificial substrates has been recommend and used as sampling method because they are cheap, decrease the replicate variability and allow the sampling program. Nevertheless, the substrates are physical, chemical and microbiologically modified when putted in the site and, consequently, the community will be changing until the stabilization of the colonization process. Before the stability, indices could be reflecting rather some non-equilibrium point of the colonization process than the environment quality. This work pretend to detemine the most short and adequate substrate exposition time considering the stability point of some biological metrics useful in water quality assessment. Thirty five baskets were simultaneously placed on a site located at the Tietê River and four replicates were took at the following time intervals after installation: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 and 70 days. The experiment were done twice, during wet-summer and dry-winter. All metrics showed seasonal influence as they exhibited different curve trends (except DOM and H') and/or mean values during the two studied seasons. DT and DOM were higher in summer,while S, ICS, H' and the multimetric values were higher in winter. The ideal exposition time was 28 dias for both seasons. In this time stability was observed for the 4 best indices (S, DOM, ICS and H'), that exhibit lower oscillation around their means, and for the multimetric and its components (S, DOM and O/C). Besides that, there was stability in colonization and extinction curves in this period that together with S curve stability means equilibrium situations (see Cap. 1). But, if the multimetric index would be adopted as assesment tool, the baskets could be took after 7 (summer) and 14 (winter) days from the installation date.

RESUMO

A comunidade bentônica tem sido a ferramenta mais empregada em redes de biomonitoramento que adotaram uma abordagem ecológica de avaliação da qualidade de ambientes aquáticos. Muitos índices foram criados para esse fim, inclusive os multimétricos, que integram várias medidas em uma. Como metodologia de coleta, substratos artificiais têm sido recomendados e utilizados, principalmente por serem baratos, reduzirem a variabilidade entre réplicas e permitirem a padronização do programa de amostragem. Entretanto, ao serem implantados os substratos serão física, química e microbiologicamente alterados, de forma que a comunidade em formação sofrerá modificações até que o processo de colonização se estabilize. Antes que um equilíbrio ocorra, os índices utilizados para o diagnóstico poderão estar melhor refletindo um momento de instabilidade do processo de colonização do que a qualidade do ambiente. Este trabalho pretende determinar o tempo de exposição mais curto e adequado à colonização de substratos artificiais, a partir do momento de estabilidade de alguns índices biológicos comumente aplicados no diagnóstico da qualidade de ambientes aquáticos. Para tanto, 35 cestos foram simultaneamente instalados em um trecho do rio Tietê, e 4 réplicas retiradas nos seguintes intervalos de tempo a partir da instalação: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias. O experimento foi realizado no verão-chuvoso e no inverno-seco. O comportamento de todos os índices variou sazonalmente, ou seja, exibiram tendências (exceto DOM e H') e/ou valores diferentes nos dois períodos de estudo. DT e DOM obtiveram valores mais elevados no verão, enquanto S, ICS, H' e Multimétrico foram superiores no inverno. Parte das razões O/C e Tt/Chi foram maiores no verão e parte no inverno. O tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados foi de 28 dias, quando foram observadas estabilidade nos 4 melhores índices (S, DOM, ICS e H'), que oscilaram menos em torno de suas médias, no multimétrico e nos índices que o compõe (S, DOM e O/C). Além disso, nesse período ocorreram momentos em que as taxas de colonização e extinção se igualaram, o que, juntamente com a estabilidade em S caracterizam situações de equilíbrio (ver Cap. 1). Entretanto, se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, a retirada dos cestos poderiam ser realizadas após 7 (verão) e 14 (inverno) dias de sua instalação.

INTRODUÇÃO

Medidas biológicas tem sido cada vez mais frequentemente empregadas em programa de monitoramento, mediante o crescente reconhecimento da necessidade de se adotar uma abordagem ecológica para uma avaliação mais profunda da qualidade de ambientes aquáticos (Prat *et al.*, 1986). Legislações federais e estaduais, como “Ontario Water Resources Act”, no Canadá (Griffths, 1996), “Clean Water Act”, nos EUA (Griffths, 1993; Resh *et al.*, 1995) e “Australian Water Quality Guidelines”, na Austrália e Nova Zelândia (Chessman, 1995), têm apoiado essa visão e conseqüentemente provocaram o surgimento e a expansão de redes de biomonitoramento nesses países. Outro motivo que tem favorecido a adoção da avaliação biológica em programas de rotina é seu baixo custo, necessitando de instrumental técnico pouco sofisticado (Thorne & Williams, 1997).

Das comunidades aquáticas utilizadas para esse fim, a bentônica, seguida do perifíton e da ictiofauna, é sem dúvida a mais amplamente utilizada (Rosenberg & Resh, 1993; Resh *et al.*, 1995). Sua escolha baseia-se em uma série de vantagens, bem relacionadas por Rosenberg & Resh (1993) e Griffths (1996).

No diagnóstico da qualidade do ambiente aquático, índices numéricos, que permitem avaliações estatísticas e facilitam a comunicação entre o técnico e os gerenciadores do meio ambiente são empregados. Esses índices procuram, a partir de características da comunidade bentônica local, refletir a qualidade do sistema em termos de sua capacidade de sustentação da biota residente. Existe uma infinidade de índices na literatura especializada (por exemplo, Plafkin *et al.*, 1989; Resh & Jackson, 1993; Lenat & Barbour, 1994), podendo-se dividi-los em: medidas de estrutura da comunidade (densidade, riqueza, diversidade, dominância/equitatividade, similaridade), de balanço da comunidade (razões), de tolerância (índices bióticos) e de grupos tróficos (Lenat & Barbour, 1994). Além disso, a abordagem multimétrica, que integra várias dessas medidas em um índice único, denominado multimétrico (Karr, 1981 *apud* Davis *et al.*, 1996; Plafkin *et al.*, 1989) já está sendo amplamente adotada (Griffths, 1993; Chessman, 1995; Thorne & Williams, 1997) e sugerida para uso em programas de biomonitoramento de países em desenvolvimento (Resh, 1995; Thorne & Williams, 1997), especialmente quando associadas a métodos de avaliação rápida (Plafkin *et al.*, 1989; Thorne & Williams, 1997).

Entretanto, a grande variabilidade espacial na distribuição das populações bentônicas, decorrente em grande parte da heterogeneidade do microhabitat, seria um fator

complicante no uso rotineiro dessa comunidade em biomonitoramento, já que requeriria um número considerável de réplicas, com consequências deletérias sobre a velocidade de obtenção de dados e o custo do programa. Uma das soluções vislumbradas para a diminuição dessa variação foi a utilização de substratos artificiais como método de coleta, pois, ao padronizar o substrato de colonização, conseqüentemente, diminuiria a variabilidade amostral, além de gerar amostras mais rapidamente processáveis (Dickson *et al.*, 1971; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993).

Um problema que tem merecido atenção de vários pesquisadores e que efetivamente pode comprometer o programa de amostragem, relaciona-se à determinação do tempo ideal de exposição do equipamento à colonização da comunidade alvo, ou seja, das populações de macroinvertebrados bentônicos (Dickson & Cairns, 1972; Rosenberg & Resh, 1982). Uma vez implantado no corpo de água, o substrato estará sujeito a modificações do meio, à medida que houver deposição de partículas orgânicas e minerais e colonização por perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade bentônica colonizadora estará sofrendo alterações, até que, após um determinado tempo a partir do momento da instalação do substrato, seja alcançada uma situação hipotética de equilíbrio (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Rosenberg & Resh, 1982; Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989).

Os manuais práticos de coleta de invertebrados bentônicos para monitoramento biológico em geral aconselham que os substratos permaneçam no ambiente por um período de exposição de 6 a 8 semanas (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), que tem sido considerado inadequado para alguns autores (Meier *et al.*, 1979). Segundo Rosenberg & Resh (1982) e Mackay (1992), o tempo ideal de colonização variará de acordo com o desenho amostral, a estação do ano, a localização geográfica e a medida de equilíbrio considerada. É preciso levar em conta, entretanto, que períodos muito longos de exposição aumentam a probabilidade de perda por vandalismo e/ou inundações (Clements *et al.*, 1989).

Visando uma aplicação criteriosa de substratos artificiais em programas de monitoramento da qualidade da água, este trabalho pretende determinar o tempo de exposição mais curto e adequado à colonização de substratos artificiais, a partir dos dados de alguns índices biológicos comumente aplicados no diagnóstico da qualidade de ambientes aquáticos.

MATERIAL & MÉTODOS

O experimento de colonização foi executado em dois períodos, um no verão (13/02/93 a 17/04/93) e outro no inverno (10/07/93 a 11/09/93).

Como substratos artificiais foram utilizados cestos, construídos em tela de polietileno com abertura de 1,0 cm, e capacidade total de 5225cm³ (19x11x25cm), preenchidos com pedras do tipo brita de tamanho aproximado de 4 cm.

Trinta e cinco cestos foram simultaneamente colocados, nos primeiros dias de experimento de cada período de estudo, em trecho do rio Tietê, na altura da cidade de Biritiba Mirim. O local do experimento situa-se a jusante da ETA deste município e próximo do ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). Foram retiradas 4 réplicas (escolhidas por sorteio) nos seguintes intervalos de tempo: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias a partir da instalação. De modo a prevenir perdas dos substratos por enxurrada ou vandalismo foram utilizados 7 cestos excedentes em cada período de estudo.

Na retirada, os cestos foram colocados em sacos plásticos quando ainda imersos, de modo a prevenir a perda por lavagem provocada pela tensão superficial da água (APHA, 1998). A cada amostra foram adicionados 120 mL de formol 40% neutralizado, de modo a se obter uma concentração final de aproximadamente 4%.

No laboratório, os cestos foram abertos e as pedras imersas, por cerca de 15 minutos, em solução fraca de ácido clorídrico (7L H₂O + 210 mL álcool 96-98°GL + 10mL HCl 37%), para facilitar o despreendimento dos organismos que aderem-se mais fortemente ao substrato. A seguir, a solução foi passada por rede com malha de 0,5mm de abertura e as pedras foram lavadas sobre a mesma rede, com auxílio de uma escova de cerda macia. O material foi conservado em álcool 70°GL e corado com rosa de Bengala.

Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Pennak (1989), Thorp & Covich, 1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III) e Merritt & Cummins (1996).

As densidades populacionais foram computadas em termos de número de indivíduos/cesto. Para a definição do tempo ideal de exposição dos substratos à colonização em cada período, foram calculados índices, comumente utilizados em biomonitoramento, para cada cesto, tendo sido posteriormente obtidos os valores médios para cada data de coleta. Foram considerados os seguintes índices:

Riqueza (S), como sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.

Dominância (DOM), como sendo o maior valor de abundância relativa na amostra.

Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), ou seja,

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i, \text{ onde:}$$

$$p_i = n_i/N \text{ e } n_i = \text{densidade do taxa } i; N = \text{densidade total.}$$

Índice de Comparação Sequencial (ICS)(Cairns & Dickson, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992). Por limitação do programa, amostras com densidades totais superiores a 5000 ind./cestos não puderam ter seus valores de ICS determinados.

Razão Oligochaeta/Chironomidae (Wiederholm, 1980), ou seja,

$$O/C = n_{OLIGOCHAETA} / (n_{OLIGOCHAETA} + n_{CHIRONOMIDAE} - n_{TANYPODINAE}),$$

onde:

$$n_{OLIGOCHAETA} = \text{densidade de OLIGOCHAETA};$$

$$n_{CHIRONOMIDAE} = \text{densidade de CHIRONOMIDAE};$$

$$n_{TANYPODINAE} = \text{densidade de TANYPODINAE}.$$

Razão Tanytarsini/Chironomidae (Ohio EPA, 1987), ou seja,

$$Tt/Chi = n_{TANYTARSINI} / n_{CHIRONOMIDAE}, \text{ onde:}$$

$$n_{TANYTARSINI} = \text{densidade de TANYTARSINI};$$

$$n_{CHIRONOMIDAE} = \text{densidade de CHIRONOMIDAE}.$$

Índice multimétrico, utilizando os valores de S, DOM e O/C. No cálculo deste índice multimétrico os resultados obtidos para S, DOM e O/C a cada réplica, são substituídos por um valor, segundo as faixas a seguir:

valor	classificação	cor/padrão	S	DOM	O/C
5	péssimo	preto	azóico		
4	ruim	vermelho	$S \leq 4$	$D > 75$	$O/C > 0,75$
3	regular	amarelo	$8 \geq S > 4$	$50 < D \leq 75$	$0,50 < O/C \leq 0,75$
2	boa	verde	$12 \geq S > 8$	$25 < D \leq 50$	$0,25 < O/C \leq 0,50$
1	ótima	azul	$S > 12$	$D \leq 25$	$O/C \leq 25$

O valor do índice multimétrico para cada cesto será a média aritmética do ranking dos três índices parciais e, o valor para cada data de coleta, que representará o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética dos índices multimétricos das réplicas.

A variabilidade entre réplicas de cada um dos índices foi determinada como porcentagem do desvio padrão em relação à média. O teste “U” de Mann-Whitney (Siegel, 1975) foi utilizado para a comparação dos valores dos índices, dentro de cada período de experimento e entre inverno e verão, exceto para o Índice multimétrico.

LOCAL DE ESTUDO

O experimento foi realizado em um ponto do rio Tietê localizado a jusante da ETA de Biritiba Mirim e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). O local situa-se na 6^a UGRHI do Estado de São Paulo ou seja, na bacia do rio Tietê Alto-Cabeceiras (CETESB, 1998a), a montante de grandes indústrias e em região de intensa atividade horti-frutigranjeira e de pastagens naturais.

Como esperado, os dados de campo indicaram, no verão (Tab. I), um ambiente com maior volume de água (maiores profundidades), correnteza mais forte e temperaturas de ar e água mais altas que no inverno (Tab. II). Além disso, embora não tenham sido feitas medidas de transparência, no inverno foi possível observar o leito do rio, enquanto que no verão, uma maior quantidade de partículas em suspensão não o permitiram.

Tabela I. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o verão de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
6/fev	implantação	-	-	1,5	2,0	1,6	0,45
13/fev	7	25,0	22,0	2,4	2,6	2,0	0,37
20/fev	14	26,0	24,0	1,6	2,0	1,5	0,43
27/fev	21	23,0	22,5	2,2	2,6	1,7	0,43
6/mar	28	-	-	2,1	3,2	1,8	0,37
13/mar	35	25,0	24,0	1,3	2,4	1,5	0,42
20/mar	42	22,0	22,5	1,4	2,5	1,5	0,48
3/abr	56	23,0	22,0	2,3	3,6	2,5	0,60
17/abr	70	23,0	23,0	1,6	1,9	1,6	0,52

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

Tabela II. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o inverno de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
3/jul	implantação	29,0	19,0	1,0	1,8	1,8	0,49
10/jul	7	21,0	18,0	1,2	2,3	1,5	0,58
17/jul	14	20,0	18,0	1,4	2,0	1,4	0,40
24/jul	21	22,0	17,0	1,3	2,1	1,5	0,40
31/jul	28	11,0	12,0	1,0	1,8	1,3	0,43
7/ago	35	20,0	16,0	1,0	1,7	1,1	0,50
14/ago	42	17,0	16,0	1,2	1,8	1,3	0,35
28/ago	56	25,0	17,0	1,5	2,0	1,0	0,44
11/set	70	16,5	17,0	1,1	1,8	1,4	0,42

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

De fato, dados da rede de monitoramento da CETESB, obtidos em Janeiro e Março, no período da cheia, e em Julho e Setembro, no período de seca, do mesmo ano (CETESB, 1994), mostraram que, pelo menos em Janeiro, havia uma quantidade de resíduos em suspensão na água superficial muito mais elevada (127 mg/L) que no inverno (39 e 29 mg/L, em Jul e Set, respectivamente) e, conseqüentemente, uma maior turbidez (39 UNT X 7 e 2 UNT). A medida de vazão, tirada em Janeiro (5,11 m³/s) também foi superior à do período de seca (3,69 e 2,70 m³/s, em Jul e Set, respectivamente).

Determinante da vazão, as precipitações diárias (mm) medidas na estação pluviométrica do DAEE no reservatório Ponte Nova (FCTH, 1998), localizado a montante do local de estudo, mostraram maiores frequências e volumes de precipitação no verão (Figs 1 e 2). Este resultado influenciará o processo de colonização dos substratos artificiais

nesta época, a medida que o aumento de fluxo tende a provocar maior carreamento de organismos.

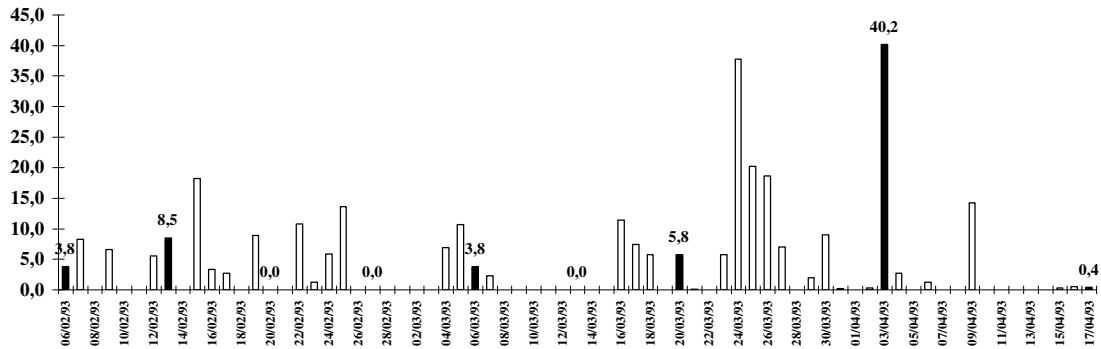


Figura 1. Precipitação diária (mm) no período de experimento no verão. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

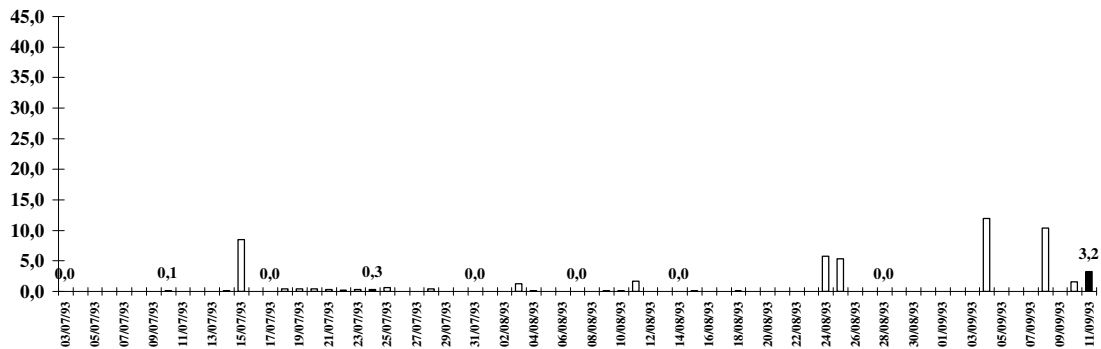


Figura 2. Precipitação diária (mm) no período de experimento no inverno. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

Segundo CETESB (1994), no ano de execução do trabalho o teor de oxigênio superficial tendeu a ser muito baixo durante a cheia (3,1 e 1,1 mg/L, em Jan e Mar, respectivamente), tendo sido um importante fator de estresse à fauna bentônica neste período. Estudos posteriores neste mesmo local, inclusive com levantamentos do bentos da zona de deposição, indicaram semelhante comportamento do oxigênio dissolvido na água superficial e de fundo (CETESB, 1998a e b). O período de maior volume d'água foi também aquele em que os valores de P_{total} , $N_{amoniacal}$, coliformes fecais e DBO na água superficial chegaram a ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação CONAMA para águas da classe 2 (CETESB, 1994).

As concentrações químicas dos sedimentos, obtidas de amostras retiradas na última data de coleta, mostraram-se baixas (Tab. III), nunca tendo superado os valores limites de início de efeito deletério sobre a biota, segundo os critérios mais restritivos existentes na literatura (Smith *et al.*, 1996).

Tabela III. Dados químicos dos sedimentos do rio Tietê (Biritiba Mirim), obtidos em 11/09/93.

	RESULTADO	INÍCIO DE EFEITO*
Alumínio ($\mu\text{g/g}$)	17700	-
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	<0,5	0,58
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	<10	31
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	<1	16
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	6,65	26
Ferro ($\mu\text{g/g}$)	5460	-
Fosfato total ($\mu\text{g/g}$)	160	-
Manganês ($\mu\text{g/g}$)	180	-
Mercúrio ($\mu\text{g/g}$)	<0,05	0,15
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	7	16
Nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/g}$)	130	-
Nitrogênio Kjeldahl ($\mu\text{g/g}$)	1200	-
Nitrogênio nitrato ($\mu\text{g/g}$)	0,08	-
Nitrogênio nitrito ($\mu\text{g/g}$)	<0,005	-
Nitrogênio orgânico ($\mu\text{g/g}$)	1070	-
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	32	98

* Valores mais restritivos de critérios compilados em Smith *et al.*, 1996.

RESULTADOS

As figuras 1 e 2 mostram os resultados do percentual do desvio padrão em relação às médias para os índices calculados para as comunidades formadas nos substratos artificiais durante o verão e o inverno, respectivamente. Nos dois períodos a razão O/C exibiu, ao longo de todo tempo de exposição dos substratos, desvios muito elevados. Frequências altas de desvios ultrapassando 50% da média também foram observados nos dados de densidade total e na razão Tt/Chi. S, DOM, ICS e H' foram as medidas que apresentaram menor oscilação em torno da média.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'
7						-	
14							
21							
28							
35							
42							
56							
70							

Desvio padrão > 50%

Desvio padrão < 50%

(DT = Densidade Total; S = Riqueza; DOM = Dominância; O/C = razão Oligochaeta/Chironomidae; Tt/Chi = razão Tanytarsini/Chironomidae; ICS = Índice de Comparação Sequencial; H' = Índice de Diversidade de Shannon-Wiener)

Figura 1. Avaliação dos desvios padrões dos índices de estrutura ao longo do verão.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'
7							
14							
21							
28							
35							
42							
56							
70							

Desvio padrão > 50%

Desvio padrão < 50%

Figura 2. Avaliação dos desvios padrões dos índices de estrutura ao longo do inverno.

A figura 3 exibe as variações em densidades totais observadas nas comunidades colonizadoras dos cestos no verão e no inverno. O aspecto mais conspícuo sem dúvida foi a diferença em densidades observadas nas comunidades dos dois períodos de estudo, sempre significativamente superiores no verão (Tab. I).

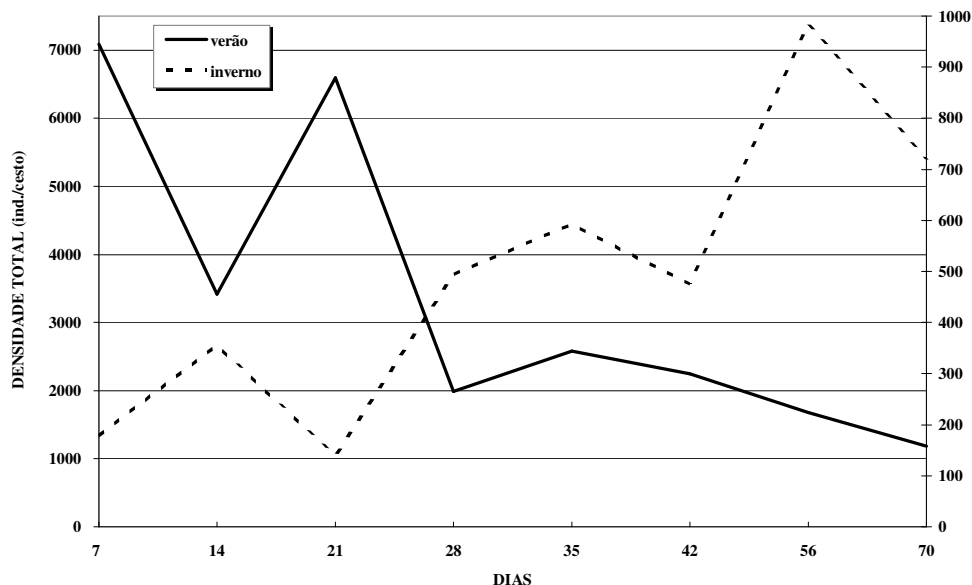


Figura 3. Variações em densidade total (DT) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela I. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades totais (DT) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,014	0,029	0,014	0,029	0,014	0,014	0,100	0,100
	V	V	V	V	V	V	V	V

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

As curvas de densidade também apresentaram tendências opostas, com valores decrescentes no verão e crescentes no inverno. No verão, meses subsequentes não foram significativamente diferentes em abundância e pode-se dizer que houve forte estabilidade dessa medida entre o 14^o e o 42^o dias (Tab. II). Quedas significativas estiveram principalmente associadas às comunidades do 56^o e 70^o dias.

Tabela II. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades totais (DT), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,343	0,557	0,100	0,171	0,171	0,100	0,100
14			0,171	0,343	0,243	0,171	0,343	0,443
21				0,171	0,343	0,171	0,057	0,014
28	↓				0,243	0,557	0,557	0,343
35						0,171	0,100	0,100
42							0,171	0,014
56	↓		↓		↓			0,171
70	↓		↓		↓	↓		

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$
 $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno, um período de maior estabilidade estendeu-se desde o 28^o até o 42^o (Tab. III). Oscilações significativas, quase sempre em direção a um aumento em densidade, ocorreram, inclusive, entre meses subsequentes.

Tabela III. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades totais (DT), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,029	0,343	0,029	0,014	>0,100	0,029	0,029
14	↑		0,014	0,171	0,014	0,443	0,100	0,100
21		↓		0,014	0,014	0,057	0,014	0,014
28	↑		↑		0,243	0,243	0,100	0,243
35	↑	↑	↑			0,171	0,171	0,443
42			↑				0,100	0,171
56	↑	↑	↑	↑		↑		0,243
70	↑	↑	↑					

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$
 $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Os valores de riqueza apresentaram tendências similares aos observados para a densidade total, diminuindo nas comunidades de verão e aumentando nas de inverno (Fig. 4). No entanto, no inverno os valores em geral foram significativamente superiores àqueles observados no verão (Tab. IV).

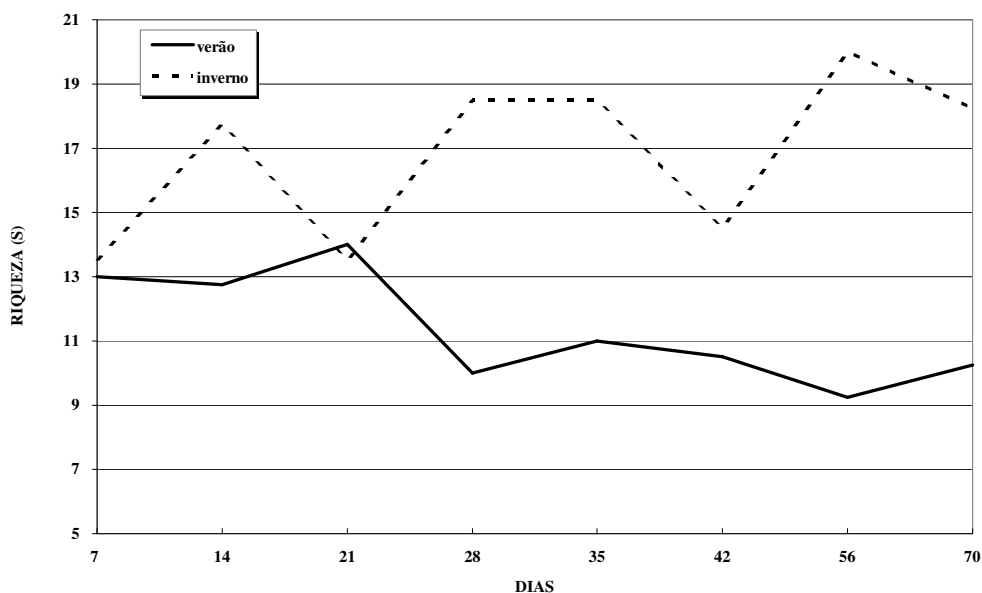


Figura 4. Variações em riqueza (S) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela IV. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas (S) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	>0,343	0,057	>0,443	0,014	0,014	0,029	0,014	0,014
		I		I	I	I	I	I

■ $\rho > 0,100$

■ $0,100 \geq \rho > 0,05$

■ $\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

Apesar da tendência ao declínio, foi observado um longo e forte período de estabilidade em riqueza do 28º dia até o final do experimento no verão (Tab. V).

Tabela V. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas (S), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		>0,443	0,343	0,100	>0,243	0,100	0,057	0,100
14			0,343	0,243	0,443	>0,243	0,171	0,243
21				0,029	>0,243	0,057	<0,057	0,057
28	↓		↓		0,443	0,443	0,243	0,557
35						>0,443	>0,243	0,443
42	↓		↓				>0,100	>0,443
56	↓		↓					0,243
70	↓		↓					

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$
 $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno os valores de riqueza oscilaram muito, mas apesar de terem ocorrido quedas até significativas no 21^o e 42^o dias, a tendência foi para um aumento em seu valor (Tab. VI). Entretanto, diferentemente do verão, só foi possível definir dois curtos períodos de maior estabilidade (entre 28^o e 35^o dias e entre 56^o e 70^o dias).

Tabela VI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas (S), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		>0,057	0,443	0,057	0,029	0,343	<0,057	>0,057
14	↑		0,029	0,443	>0,443	>0,057	>0,243	0,443
21		↓		>0,057	0,014	0,443	0,029	0,029
28	↑		↑		>0,343	0,057	>0,243	>0,443
35	↑		↑			0,029	0,343	0,557
42		↓		↓	↓		<0,057	>0,057
56	↑		↑			↑		>0,443
70	↑		↑			↑		

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$
 $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Os dados de dominância apresentaram tendências similares para os dois períodos de estudo, com valores inicialmente altos, as curvas exibiram fase de queda, seguida de novo aumento (Fig. 5). Entretanto, os valores de dominância para as comunidades de verão foram significativamente mais elevados que os de inverno (Tab. VII).

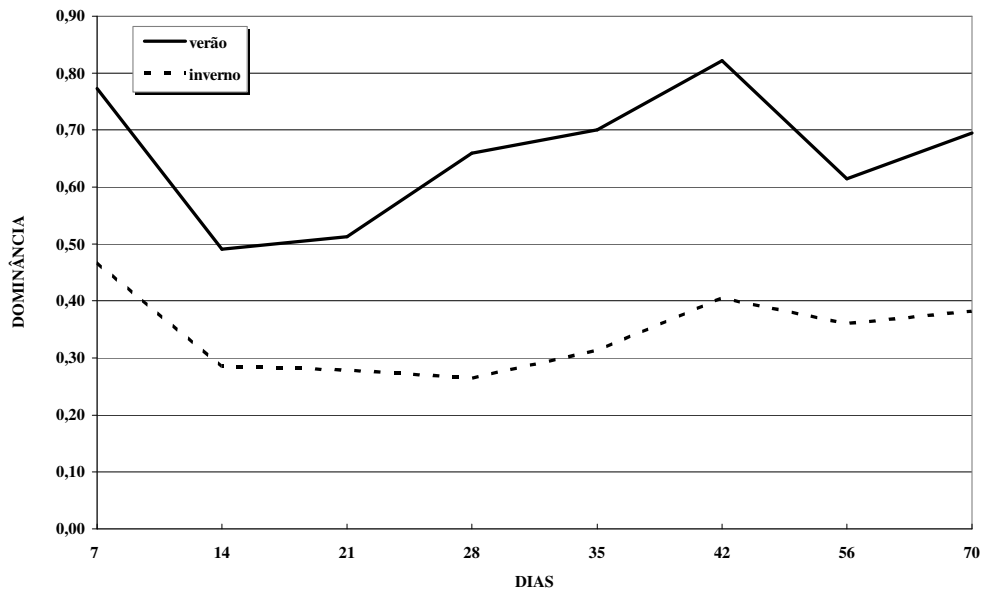


Figura 5. Variações em dominância (DOM) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela VII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às dominâncias (DOM) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,057	0,057	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	V	V	V	V	V	V	V	V

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

Um período mais longo de maior estabilidade em dominância pode ser observado entre o 14^o e o 28^o dias, logo no início do processo de colonização, no verão (Tab. VIII).

Tabela VIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às dominâncias (DOM), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,029	0,029	0,100	0,171	0,557	>0,171	0,171
14	↓		>0,243	0,171	>0,100	0,029	0,243	0,100
21	↓			0,171	0,029	0,014	0,443	0,057
28	↓				>0,443	>0,057	0,443	0,557
35			↑			0,100	0,443	0,443
42		↑	↑	↑	↑		0,171	0,057
56								0,243
70		↑	↑			↓		

$\rho > 0,100$

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno, o declínio inicial de dominância não foi significativo e dois períodos de estabilidade foram observados, o primeiro, mais longo, ocorreu desde o início do processo de colonização, tomando do 7^o ao 35^o dias e o segundo, no final, entre o 42^o e 70^o dias (Tab. IX).

Tabela IX. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às dominâncias (DOM), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		>0,171	0,243	0,243	0,557	0,557	0,557	0,557
14			0,443	>0,443	0,171	0,100	0,171	>0,100
21				0,557	0,171	0,100	0,100	0,057
28					0,171	0,029	0,057	0,057
35						<0,057	0,171	>0,057
42		↑	↑	↑	↑		0,243	0,443
56			↑	↑				>0,243
70			↑	↑	↑			

$\rho > 0,100$

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 6 mostra as oscilações da razão O/C, cujos valores foram em geral baixos, tendo sido similares ou superiores no verão até o 28º dia e, dessa data em diante, iguais ou mais elevados no inverno (Tab. X).

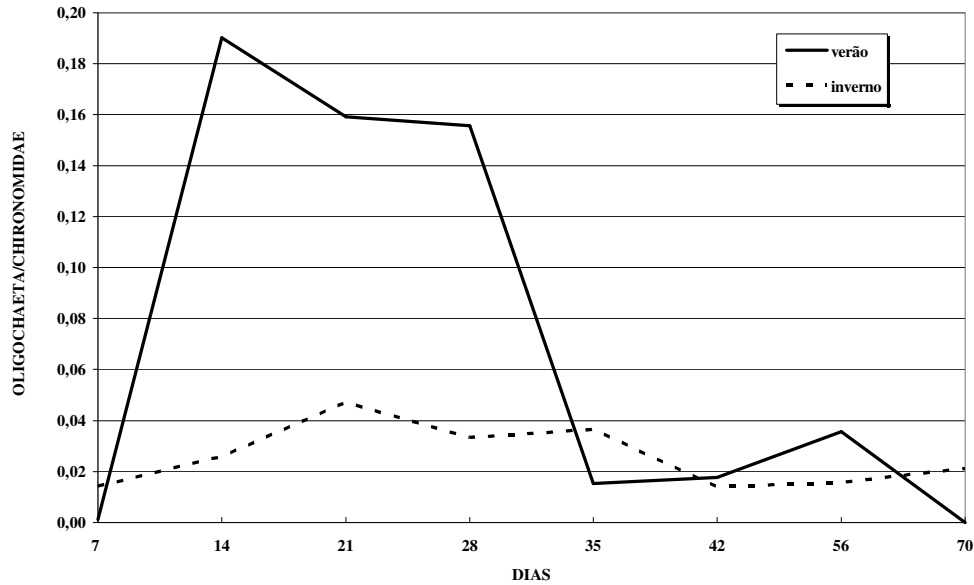


Figura 6. Variações na razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela X. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Oligochaeta/Chironomidae (O/C) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,343	0,100	0,443	0,100	0,100	0,553	>0,443	0,014
		V		V	I			I

■ $\rho > 0,100$
 ■ $0,100 \geq \rho > 0,05$
 ■ $\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

A razão O/C exibiu dois períodos breves de estabilidade no verão, o primeiro, com valores mais elevados, entre o 14º e 28º dias e o segundo entre o 35º e 56º dias (Tab XI). A primeira e a última semanas de estudo (7º e 70º dias) se assemelharam pela ausência quase total de Oligochaeta.

Tabela XI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Oligochaeta/Chironomidae (O/C), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,014	0,057	0,014	<0,029	<0,029	0,057	0,343
14	↑		0,171	0,243	0,014	0,029	0,171	0,014
21	↑			0,171	0,443	0,443	0,343	0,014
28	↑				0,029	0,057	0,171	0,014
35	↑	↓		↓		>0,443	0,557	0,014
42	↑	↓		↓			0,557	0,014
56	↑							0,014
70		↓	↓	↓	↓	↓	↓	

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$
 $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno, com duas fracas excessões, essa medida praticamente não sofreu alterações fortemente significativas ao longo de todo período de estudo (Tab. XII). Mas um período longo de maior estabilidade pode ser observado do 7^o ao 28^o dias e outro mais curto entre o 42^o e o 70^o dias. Em parte, como visto anteriormente, esse resultado se deveu às grandes variações entre réplicas dessa medida.

Tabela XII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Oligochaeta/Chironomidae (O/C), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,343	0,243	0,343	<0,100	0,171	>0,171	0,171
14			>0,343	>0,343	0,343	0,243	0,343	0,443
21				>0,343	0,557	0,243	0,243	0,243
28					0,171	0,343	0,343	0,171
35	↑					0,057	0,171	>0,171
42					↓		>0,443	0,171
56								0,243
70								

$\rho > 0,100$
 $0,100 \geq \rho > 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Já com relação à razão Tt/Chi, tendências opostas voltaram a ser observadas entre as comunidades de verão e de inverno dos substratos artificiais, com queda drástica no primeiro período e aumento gradual no segundo (Fig. 7). Os valores encontrados foram significativamente superiores no verão nas duas primeiras semanas de colonização (7^o e 14^o dias), tornando-se maiores para o inverno a partir do 28^o dia (Tab. XIII).

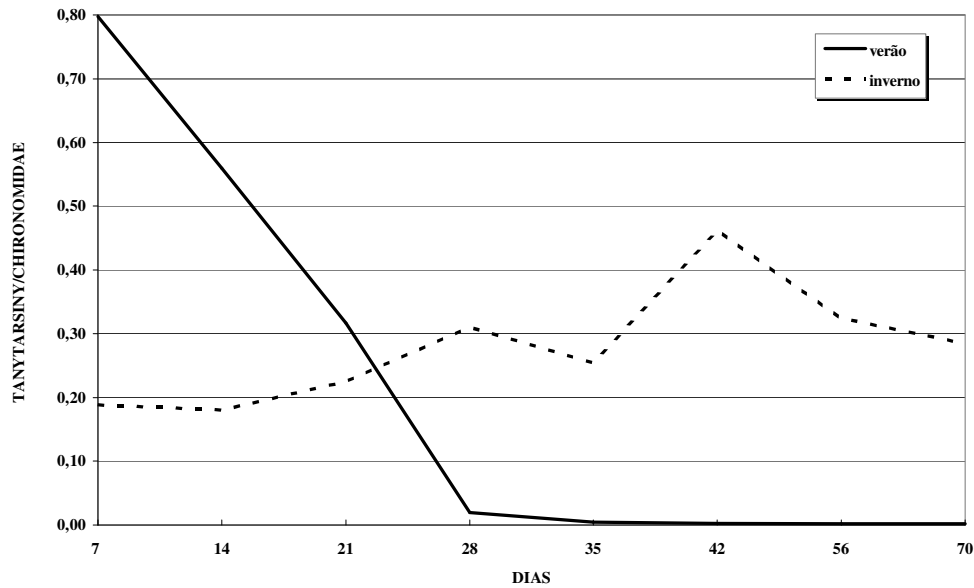


Figura 7. Variações na razão Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela XIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,014	0,014	0,443	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	V	V		I	I	I	I	I

■ $\rho > 0,100$

□ $\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

Durante o processo de colonização no verão, os resultados da razão Tt/Chi do 7^o ao 28^o dias foram significativamente mais elevados, mas diminuiram continuamente. Uma

fase de forte estabilidade, mas com valores muito baixos, foi observada apenas a partir do 35º dia (Tab. XIV).

Tabela XIV. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▨	0,029	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
14	↓	▨	0,057	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
21	↓	↓	▨	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
28	↓	↓	↓	▨	0,014	0,014	0,014	0,014
35	↓	↓	↓	↓	▨	0,443	>0,171	0,243
42	↓	↓	↓	↓	■	▨	0,243	0,243
56	↓	↓	↓	↓	■	■	▨	>0,443
70	↓	↓	↓	↓	■	■	■	▨

■ $\rho > 0,100$
 ▨ $0,100 \geq \rho > 0,05$
 □ $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno, os valores da razão Tt/Chi oscilaram muito, mas tenderam para uma elevação. Um período de maior estabilidade ocorreu ente o 7º e 21º dias (Tab. XV).

Tabela XV. Probabilidades (p) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	[grid]	0,443	0,243	0,243	0,243	0,057	0,100	0,243
14	[black]	[grid]	0,171	0,057	0,171	0,029	0,100	0,100
21	[black]	[black]	[grid]	0,100	>0,243	0,014	0,171	0,343
28	[black]	↑	↑	[grid]	0,100	0,171	0,443	>0,243
35	[black]	[black]	[black]	↓	[grid]	0,029	0,343	0,557
42	↑	↑	↑	[black]	↑	[grid]	0,171	0,100
56	↑	↑	[black]	[black]	[black]	[black]	[grid]	0,343
70	[black]	↑	[black]	[black]	[black]	↓	[black]	[grid]

[black] $p > 0,100$

[grey] $0,100 \geq p > 0,05$

[white] $p \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 8 exibe as variações do índice de diversidade (ICS) nos dois períodos de estudo, cujos valores foram quase sempre significativamente superiores para as comunidades do inverno (Tab. XVI).

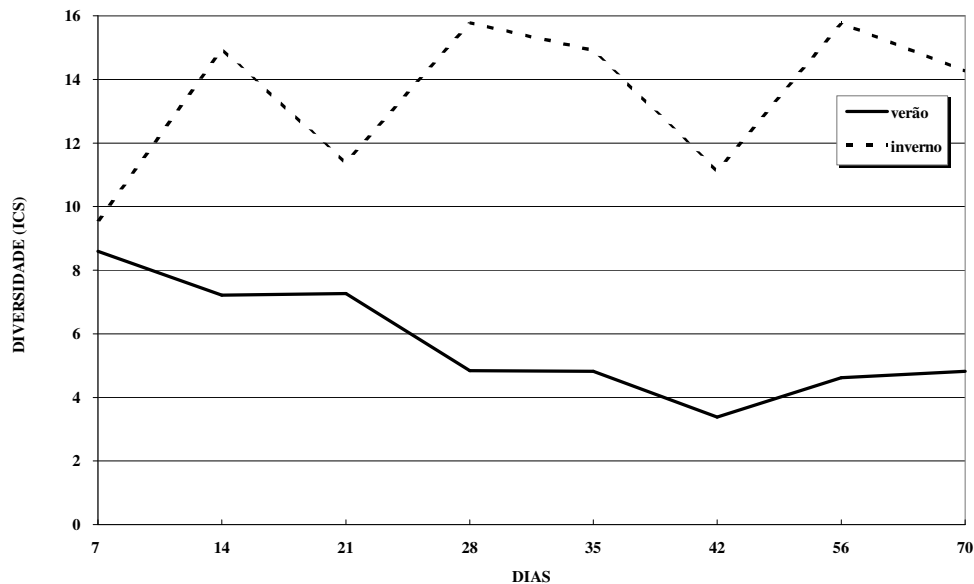




Figura 8. Variações no índice de diversidade (ICS) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela XVI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices de diversidade (ICS) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,400	0,028	0,133	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
		I		I	I	I	I	I

 $\rho > 0,100$

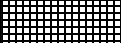





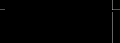


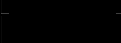
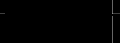
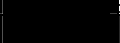


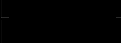

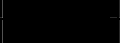
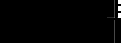


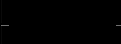

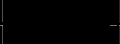
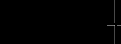
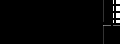


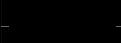
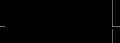
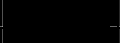
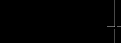
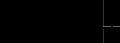
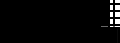

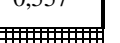
 $\rho \leq 0,05$


V = densidade no verão > densidade no inverno


I = densidade no inverno > densidade no verão

Apesar da curva de ICS aparentemente decrescer de forma gradativa no verão, essa alteração não foi significativa (Tab. XVII), tendo esse índice praticamente não sofrido variações significativas ao longo de todo tempo de colonização.

Tabela XVII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (ICS), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,500	-	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200
14			0,600	0,114	0,114	0,057	0,114	0,114
21	-			0,133	0,267	0,133	0,133	0,133
28					0,557	0,171	0,443	0,557
35						0,171	0,557	0,557
42		 ↓					0,343	0,171
56								0,557
70								

 $\rho > 0,100$

 $0,100 \geq \rho > 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Já para as comunidades do inverno, o ICS oscilou muito, ora aumentando, ora diminuindo, não tendo definido nenhum período mais longo de estabilidade durante o experimento (Tab. XVIII).

Tabela XVIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (ICS), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	0,057	0,343	0,029	0,029	0,243	0,029	0,057	0,057
14	↑	0,100	0,443	0,443	0,057	0,243	0,443	0,443
21	↓	↓	0,100	0,029	0,443	0,100	0,100	0,100
28	↑	↑	↑	0,243	0,057	0,557	0,343	0,343
35	↑	↑	↑	↓	0,029	0,443	0,343	0,343
42	↓	↓	↓	↓	↓	0,057	0,057	0,057
56	↑	↑	↑	↑	↑	↑	0,243	0,243
70	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑

■ $\rho > 0,100$
 ■ $0,100 \geq \rho > 0,05$
 ■ $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') oscilou pouco e similarmente nos dois períodos de estudo (Fig. 9), mas seus valores foram significativamente mais elevados no inverno (Tab. XIX).

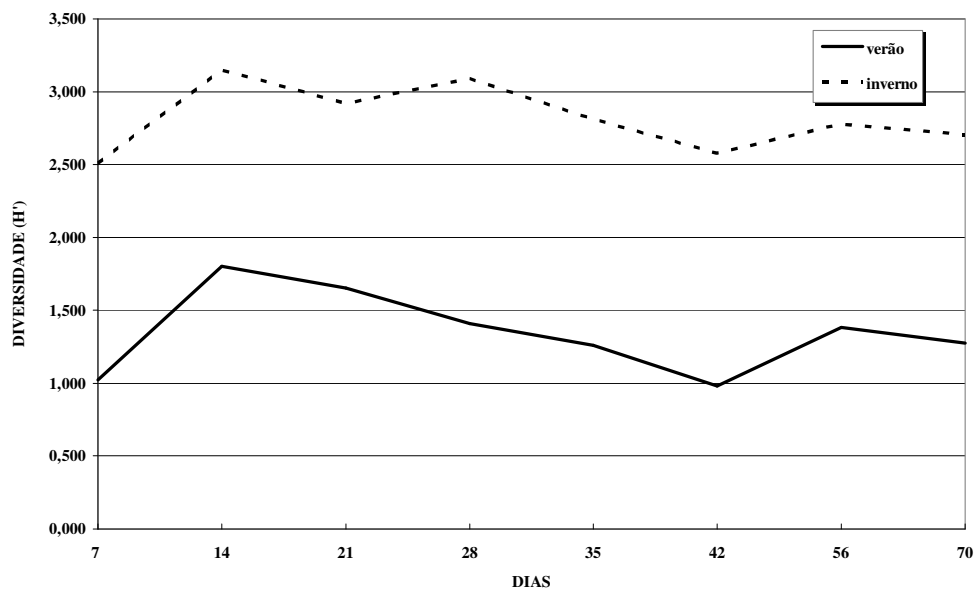


Figura 9. Variações no índice de diversidade (H') ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela XIX. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices de diversidade (H') do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	I	I	I	I	I	I	I	I

$\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

No verão, após aumento significativo, os H' das comunidades dos cestos tenderam ao declínio, tendo ocorrido dois períodos de forte estabilidade, entre o 14^o e 28^o dias e entre o 35^o e 70^o dias (Tab.XX).

Tabela XX. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (H'), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,057	0,100	0,100	0,171	0,557	0,343	0,171
14	↑		0,443	0,171	0,100	0,029	0,171	0,100
21	↑			0,243	0,057	0,057	0,557	0,100
28	↑				0,343	0,100	0,443	0,343
35		↓	↓			0,171	0,171	0,443
42		↓	↓	↓			0,171	0,171
56								0,171
70		↓	↓					

$\rho > 0,100$

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

No inverno também foram observados dois períodos de forte estabilidade, tendo sido o primeiro entre o 7^o e 28^o dias e o segundo entre o 35^o e 70^o dias (Fig. XXI).

Tabela XXI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (H'), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	0,343	0,343	0,443	0,343	0,557	0,557	0,557	0,557
14	0,343	0,171	0,443	0,057	0,029	0,029	0,029	0,029
21	0,343	0,343	0,100	0,243	0,171	0,443	0,343	0,343
28	0,100	0,029	0,029	0,029	0,171	0,443	0,343	0,343
35	↓	↓	↓	↓	0,171	0,443	0,343	0,343
42	↓	↓	↓	↓	0,171	0,443	0,343	0,343
56	↓	↓	↓	↓	0,171	0,443	0,343	0,343
70	↓	↓	↓	↓	0,171	0,443	0,343	0,343

▀ $\rho > 0,100$

▒ $0,100 \geq \rho > 0,05$

□ $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 10 mostra as variações nos diagnósticos de qualidade do ambiente obtidos pela aplicação do índice multimétrico. Com exceção da primeira semana, cujos diagnósticos foram similares (qualidade boa) para ambos os períodos de estudo, nas demais datas de coleta os diagnósticos de verão foram sempre inferiores (qualidade boa) que do inverno (qualidade ótima).

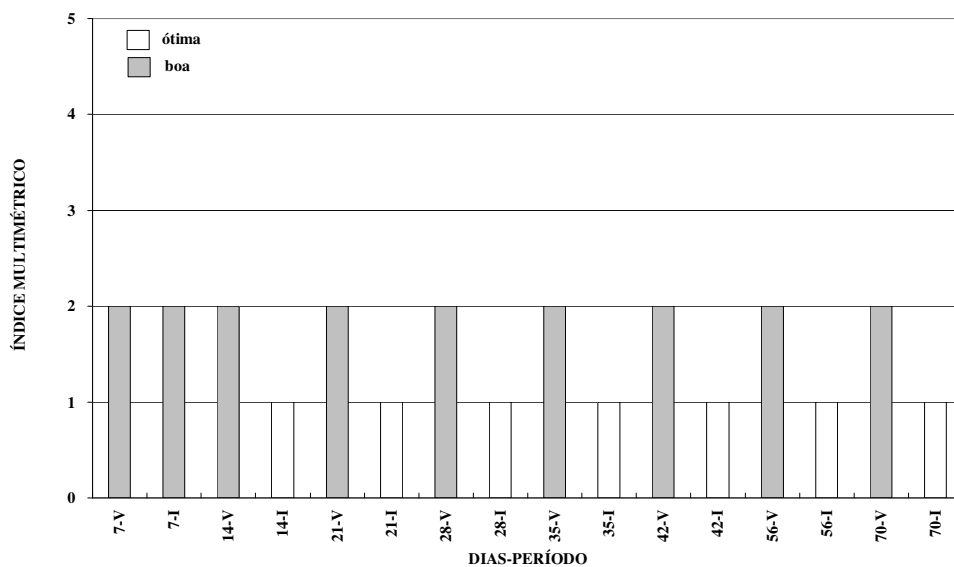


Figura 10. Variações do diagnóstico ambiental obtido por um índice multimétrico ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

A figura 11 resume os principais períodos de estabilidade das medidas usadas, para os dois períodos de estudo.

VERÃO	7	14	21	28	35	42	56	70
DT								
S								
DOM								
O/C								
Tt/Chi								
ICS								
H'								
MULTI								
INVERNO	7	14	21	28	35	42	56	70
DT								
S								
DOM								
O/C								
Tt/Chi								
ICS								
H'								
MULTI								

Figura 11. Períodos de estabilidade nos valores de medidas comumente usadas em diagnóstico ambiental, ao longo do processo de colonização dos dois períodos estudados.

DISCUSSÃO

OS ÍNDICES

Estudos sobre o processo de colonização, em que se possa determinar o tempo ideal de exposição dos cestos à colonização têm sido considerados essenciais, antes da adoção dessa técnica em trabalhos de rotina (Rosenberg & Resh, 1982). Na literatura, o tempo de exposição recomendado é muito variável e dependente de fatores como desenho amostral, estação do ano, medida de equilíbrio considerada e localização geográfica (Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992).

Ciborowski & Clifford (1984), por exemplo, notaram diferenças nas taxas de colonização e densidades dos principais *taxa* quando compararam dois planos amostrais distintos, um dos quais, similar ao adotado nesse trabalho, em que todos os substratos foram simultaneamente instalados e semanalmente retirados, e outro em que os substratos seriam instalados semanalmente e retirados todos numa mesma data.

A sazonalidade tem sido frequentemente observada no processo de colonização (Shaw & Minshall, 1980; Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987) e tem dificultado o estabelecimento de padrões em estudos sobre essa dinâmica (Rosenberg & Resh, 1982; Benzie, 1984). Neste trabalho, todos os índices sofreram influência sazonal, ou seja, exibiram tendências (exceto DOM e H') e/ou valores diferentes nos dois períodos de estudo. DT e DOM obtiveram valores mais elevados no verão, enquanto S, ICS, H' e o multimétrico foram superiores no inverno. Por outro lado, parte das razões O/C e Tt/Chi foram maiores no verão e parte no inverno. Para Hilsenhoff (1969), variações nos ciclos de vida das populações colonizadoras seriam responsáveis pela sazonalidade observada, mas outros fatores como diferenças nas espécies que compõem os grupos e no volume e frequência da precipitação atmosférica, que determinam uma série de alterações em parâmetros importantes para as populações bentônicas, como velocidade de corrente, quantidade de material em suspensão, transparência, teor de oxigênio dissolvido e disponibilidade de nutrientes, serão aqui considerados.

No verão, DT e S decresceram, enquanto que no inverno aumentaram com o tempo de colonização. É possível que DT e S tenham decrescido continuamente no verão pelas comunidades dos cestos terem sofrido a interferência de predação por organismos de maior porte (bagres, carangueijos e pitus), mas precipitações cada vez mais frequentes e intensas ao longo do tempo de exposição desse período (ver Local de Estudo) podem também ter afetado essas duas medidas, por inibir o desenvolvimento do perifíton (Boothroyd & Dickie, 1989) e promover a lavagem dos substratos (Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987). Estudos de perifíton no Brasil indicam período de maior desenvolvimento de microalgas (Chamixaes, 1991 *apud* Bicudo *et al.*, 1995), em termos de número de células, e macroalgas (Necchi & Pascoaloto, 1993 *apud* Bicudo *et al.*, 1995), no inverno-seco. Além disso, nesse período o fluxo menos intenso pode ter permitido o acúmulo de partículas finas que, segundo Casey & Kendall (1996) tendem a aumentar DT, especialmente D_{CHI} (ver Cap. 3). Neste trabalho, ocorreram diferenças significativas nos valores médios de DT entre os dois períodos de estudo, com maiores abundâncias observadas no verão chuvoso. Esse resultado contraria o resultado obtido por outros autores (Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987), que ao estudarem o processo de colonização de substratos artificiais em ambientes lóticos tropicais, observaram densidades mais baixas nesse período, responsabilizando as situações extremas de fluxo, que promoveriam a lavagem dos substratos. Já o resultado de S assemelha-se ao obtido por

Benzie (1984), com valores superiores no inverno, talvez decorrente de um fluxo menos intenso nesse período e/ou à melhor oxigenação das águas (ver Local de Estudo).

DOM exibiu tendências mais brandas daquelas observadas para DT e S, com ligeiros aumentos tanto no verão quanto no inverno. Meier *et al.* (1979) observaram queda inicial de equitatividade, inversamente relacionada com DOM, em decorrência de um aumento em dominância de Chironomidae e Trichoptera. Os valores de DOM do verão foram sempre superiores, em decorrência da alta dominância exibida primeiramente por *Rheotanytarsus*, depois substituído por *Chironomus* (ver Cap. 3). A tendência a baixos teores de oxigênio dissolvido nesse período, observados na rede de monitoramento da CETESB e em outros projetos realizados no mesmo local (CETESB, 1994 e 1998b) (ver Local de Estudo), podem ter favorecido a explosão em densidade de *Chironomus*, gênero reconhecidamente tolerante à depleção de oxigênio dissolvido (Heliövaara & Väisänen, 1993).

O aumento inicialmente acentuado da razão O/C no verão, que estabilizou-se em pico por 3 semanas, pode ter sido consequência de efeito de facilitação, promovido por exemplo pelas altas densidades de tubos de *Rheotanytarsus* e *Chironomus*, que serviriam de substrato à instalação em massa dos pequenos Oligochaeta (na sua maioria Naididae) observados nesse período. Mecanismos de facilitação como este têm sido observados por muitos autores (Nilsen & Larimore, 1973; Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Mackay, 1992; Rutherford, 1995). O resto do verão e todo o inverno mostraram razões muito baixas, refletindo a não adequação do substrato à coleta deste grupo (ver Cap. 1).

As curvas da razão Tt/Chi, tanto de verão (decrecente) quanto de inverno (crescente) refletem as densidades e comportamentos de colonização de Tanytarsini nesses dois períodos (ver Cap. 1).

As duas medidas de diversidade (ICS e H') foram superiores no inverno. Como já discutido para S, nesse período o menor fluxo pode ter favorecido a deposição de detritos e partículas finas e, possivelmente, promovido maior desenvolvimento de perifíton, mesmo porque nesse período a transparência foi favorecida pela menor precipitação. Além disso, o baixo teor de oxigênio dissolvido observado no verão pode ter inibido a instalação de um maior número de populações nesse período (ver Local de Estudo). Entretanto suas curvas comportaram-se distintamente, tendo o ICS permanecido estável no verão e oscilado no inverno e H' exibido declínios suaves nos dois períodos. Para Stauffer *et al.* (1974 *apud*

Boothroyd & Dickie, 1989), a tendência à queda em diversidade ao longo do tempo de colonização, observada nos substratos, deveu-se à baixa variedade de habitats oferecida.

O índice multimétrico não variou muito em função do processo de colonização, tendo apenas no inverno decrescido em uma classificação a partir da terceira semana. Entretanto as classificações finais diferiram nos dois períodos de estudo, tendo sido a qualidade do habitat considerada melhor no inverno, mostrando que, como os outros índices, foi sensível a fatores sazonais.

O TEMPO DE EXPOSIÇÃO

Como já salientado anteriormente, a definição do tempo ideal de exposição variará de acordo com vários fatores, um dos quais o parâmetro de estabilidade utilizado. De Pauw *et al.* (1986) não precisaram de mais do que uma semana para que a fauna capturada fosse suficiente para o cálculo do Índice Biótico Belga, rotineiramente usado em rede de monitoramento.

Dentre as métricas avaliadas nesse trabalho, as razões O/C, Tt/Chi e a medida DT exibiram freqüentemente desvios padrões muito elevados, podendo não ser sensíveis à alterações de qualidade do habitat. Variações altas em torno da média de DT têm sido observadas com freqüência (Mason *et al.*, 1973 *apud* Dejoux *et al.*, 1983; Meier *et al.*, 1979) e, para Dickson & Cairns (1972), a observação de altas variabilidades entre réplicas de S, DT e H' fizeram com que os autores desaconselhassem os substratos em determinações quantitativas.

Considerando apenas os índices que não mostraram desvios muito elevados, e que portanto seriam mais adequados para aplicação em diagnóstico ambiental, o tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados foi de 28 dias, quando foram observadas estabilidades para S, DOM, ICS e H', no índice multimétrico e naqueles que o compõe (S, DOM e O/C). Além disso, nesse período ocorreram momentos em que as taxas de colonização e extinção se igualaram, o que, juntamente com a estabilidade em S caracterizam situações de equilíbrio (ver Cap. 1).

Quando apenas S for usado como critério para medir equilíbrio e definir o tempo ideal de colonização, esse período pode ser rápido (4 a 6 dias) (Townsend & Hildrew, 1976; Lake & Doeg, 1985 ambos *apud* Mackay, 1992) mas, mais frequentemente varia entre 4 a 28 dias (Wise & Moles, 1979; Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992). Para

DT, o período seria mais longo, entre 9 a 35 dias (Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992).

Estabilidade em H', S e Equitatividade em 28 dias também foi observada por Boothroyd & Dickie (1989). Shaw & Minshall (1980) encontraram estabilidade em DT após 32 dias de instalação dos substratos. Já para Meier *et al.* (1979), S não se estabilizou em 60 dias de experimento, enquanto DT exibiu comportamento unimodal, com aumento até o 39º dia, decrescendo a seguir em decorrência de emergência e a equitatividade nivelou-se após 24 dias de colonização. Dickson & Cairns (1972) também não encontraram estabilidade em S, DT e H' e apontam a falta de diversidade de habitats, que impediria que interações conduzissem à uma comunidade relativamente estável.

Ao contrário do que acreditavam Meier *et al.* (1979), que consideraram possivelmente insuficientes as 6 semanas (42 dias) recomendadas, como tempo de exposição, pelos manuais práticos de uso de macroinvertebrados bentônicos em diagnóstico da qualidade da água, pelo presente trabalho o tempo ideal é de 28 dias, podendo um período menor ou maior prejudicar o resultado dos índices considerados mais importantes. Se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, como o Índice Biótico Belga na Bélgica, a retirada dos cestos poderia ser realizada após 7 (verão) e 14 (inverno) dias de sua instalação.

CONCLUSÕES

1. Todos os índices sofreram influência sazonal, ou seja, exibiram tendências (exceto DOM e H') e/ou valores diferentes nos dois períodos de estudo. DT e DOM obtiveram valores mais elevados no verão, enquanto S, ICS, H' e o multimétrico foram superiores no inverno. Parte das razões O/C e Tt/Chi foram maiores no verão e parte no inverno.
2. O tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados foi de 28 dias, quando foram observadas estabilidades nos 4 melhores índices (S, DOM, ICS e H'), cujos valores oscilaram menos em torno de suas médias, no multimétrico e nos índices que o compõe (S, DOM e O/C). Além disso, nesse período ocorreram momentos em que as taxas de colonização e extinção se igualaram, o que, juntamente com a estabilidade em S caracterizam situações de equilíbrio (ver Cap. 1). Entretanto, se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, a retirada dos cestos poderia ser realizada após 7 (verão) e 14 (inverno) dias de sua instalação.

BIBLIOGRAFIA

- APHA 1998 **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA/AWWA/WEF New York. P. 10-67 a 10-68.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. 1987 The role of drift and effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, v. **18**, p. 109-116.
- BENZIE, J.A.H. 1984 The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, v. **111**, p. 171-179.
- BICUDO, D.C.; NECCHI, Jr, O. & CHAMIXAES, C.B.C.B. 1995 Peryphyton studies in Brazil: presente and perspectives. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia. pp. 33-58.
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- CAIRNS, JR., J. & DICKSON, K.L. 1971 A simple method for biological assesment on the effects of the most discharges on aquatic bottom- dwelling organisms. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. **43**, n. 5, p. 755-762.
- CASEY, R.J. & KENDALL, S.A. 1996 Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. **341**, p. 57-64.
- CETESB 1994 **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 225p.
- CETESB 1998a **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1996**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 267p.
- CETESB 1998b **Monitoramento integrado das Bacias do Alto e Médio Tietê. Relatório Final**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico (Revisão Zero-R0). 312p.
- CHESSMAN, B.C. 1995 Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. **Aust. J. Ecol.**, v. **20**, p. 122-9.

- CIBOROWSKI, J.J.H. & CLIFFORD, H.F. 1984 Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. **41**, p. 1626-33.
- CLEMENTS, W.H.; VAN HASSEL, J.H.; CHERRY, D.S. & CAIRNS, Jr, J. 1989 Colonization, variability, and use of substratum filled trays for biomonitoring benthic communities. **Hydrobiologia**, v. **173**, p. 45-53.
- DAVIS, W.S.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. & SOUGHTON, C. 1996 **Summary of state biological assessment programs for streams and wadeable rivers**. EPA 230-R-96-007. Office of Policy, Planning, and Evaluation, US/EPA, Washington, DC.
- 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**, v. **133**, p. 237-58.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. **16**, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, v. **75**, n. 1, p. 65-72.
- DICKSON, K.L. & CAIRNS, Jr, J. 1972 The relationship of fresh-water macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the MacArthur-Wilson equilibrium model. **Am. Midl. Nat.**, v. **88**, n. 1, p. 68-75.
- DICKSON, K.L.; CAIRNS, JR, J. & ARNOLD, J.C. 1971 An evaluation of the use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. **Trans. Amer. Fish. Soc.**, v. **100**, n. 3, p. 553-559.
- FCTH (Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica) 1998 **Banco de dados pluviométricos do Estado de São Paulo (Atualizado até 1997)**. Barueri, DAEE/FCTH-USP. CD-ROM.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments**. Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- GRIFFTHS, R.W. 1993 **BIOMAP: Concepts, protocols and sampling procedures for the Southwestern region of Ontario**. Report SWR-1. Ministry of Environment and Energy, Ontario. 25p.
- GRIFFTHS, R.W. 1996 **Mapping the water quality of streams**. Ministry of Environment and Energy, Ontario. 6p.

- HELIÖVAARA, K. & VÄISÄNEN, R. 1993 **Insects and pollution**. Boca Raton, CRC Press, Inc. 393p.
- HENRIQUE-MARCELINO, R. M.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A.C.; BRUNI, A.C. & CUTRUPI, S. 1992 **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 16p.
- HILSENHOFF, W.L. 1969 An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. **Limnol. Oceanogr.**, v. 14, p. 465-471.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. EPA-600-4-90-030. Environmental Monitoring Systems Laboratory, US/EPA, Cincinnati. 256p.
- LENAT, D.R. & BARBOUR, M.T. 1994 Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. **In:** Loeb, S.L. & Spacie, A. **Biological monitoring of aquatic systems**. Cap. 11.. CRC Press, Inc. Pp. 187-215.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata, Ed. SUR. 895p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata, Ed. SUR. 1401p.
- MACKAY, R.J. 1992 Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, p. 617-628.
- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L. & POLACK, L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.**, v. 9, n. 4, p. 381-92.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) 1996 **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co. 862p.
- NILSEN, H.C. & LARIMORE, R.W. 1973 Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskasbia river, Illinois. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 366-374.
- OHIO - EPA. 1987 **Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters**. Surface Water Section, Division of Water Quality Monitoring and assessment, Columbus.

- PENNAK, R.W. 1989 **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 628p.
- PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K. & HUGHES, R.M. 1989 **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. EPA 444-4-89-001. Office of Water Regulation and Standards, US/EPA, Washington, DC.
- PRAT, N.; MUÑOZ, I.; GONZALES, G. & MILLET, X. 1986 Comparación crítica de dos índices de calidad de las aguas: ISQUA y BILL. **Tecnología del Agua**, v. **31**, p. 33-49.
- RESH, V.H. 1995 Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. **In: DAVIS, W.S. & SIMON, T. (eds). Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making**. Lewis Publ. Pp 167-77.
- RESH, V.H. & JACKSON, J.K. 1993 Rapid assessments approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. **In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 195-233.
- RESH, V.H.; NORRIS, R.H. & BARBOUR, M.T. 1995 Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Aust. J. Ecol.**, v. **20**, p. 108-21.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. **In: CAIRNS, JR, J. (ed.) Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993 Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 1-9.
- RUTHERFORD, J.E. 1995 Patterns of dispersion of aquatic insects colonizing artificial substrates in a southern Ontario stream. **Can. J. Zool.**, v. **73**, p. 458-68.
- SHAW, D.W. & MINSHALL, G.W. 1980 Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. **Oikos**, v. **34**, p. 259-271.
- SIEGEL, S. 1975 **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill. 350p.

- SMITH, S.L.; MACDONALD, D.D.; KEENLEYSIDE, K.A.; INGERSOLL, C.G. & FIELD, L.J. 1996 A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. **J. Great Lakes Res.**, v. **22**, n. 3, p. 624-38.
- THORNE, R. St. J. & WILLIAMS, W.P. 1997 The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, v. **37**, p. 671-86.
- THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds) 1991 **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego, Academic Press, Inc. 911p.
- WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. **J. Water pollut. Control Fed.**, v. **52**, n. 3, p. 537-47. 1980.
- WISE, D.H. & MOLLES, Jr, M.C. 1979 Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. **Hydrobiologia**, v. **65**, n. 1, p. 69-74.

IV - COLONIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS EM RIOS - A TAXOCENOSE CHIRONOMIDAE.

ABSTRACT

The Chironomidae family is usually the most abundant insect in freshwater benthic communities, and an important colonizer for artificial substrates. This work describes the colonization process tendencies of pebble filled baskets by the Chironomidae taxocenose. Thirty five baskets were simultaneously placed on a site located at the Tietê River and four replicates were taken at the following time intervals after installation: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 and 70 days. The experiment was done twice, during wet-summer and dry-winter. The artificial substrate colonization by Chironomidae populations was influenced by factors as: the kind and texture of the substrate, colonizer densities, biotic interactions, oxygen dissolved concentration and water flow. Because most of these factors change seasonally, the process was different in the two studied periods. Differences occurred in both, composition and colonization velocity, being fast in the summer and slow in the winter, and many genera and morphotypes colonization patterns followed opposite trends in the two studied periods. During the exposition time, D_{chi} and S_{chi} decrease in the summer and increased in the winter. And while D_{chi} showed significantly higher values in the summer, S_{chi} was higher in the summer in the beginning of the colonization time and became higher in the winter after the 28th day. The Chironomidae taxocenose colonization exhibited a helicoidal behaviour, showing colonization cycles with equilibrium and non-equilibrium situations and reflecting the close and continuous contact between the pool of colonizers and the artificial substrate that promote a permanent colonization and extinction dynamic. Moreover, the variation amplitudes of colonization and extinction rates tended to decrease with time as the community structure alterations. This picture was very similar from that observed to the total community (see Cap. 1) showing the important role of the taxocenose to the substrate community.

RESUMO

A família Chironomidae é frequentemente o inseto mais abundante nas comunidades bentônicas de ambientes aquáticos continentais, sendo suas populações importantes colonizadoras de substratos artificiais. Este trabalho procurou avaliar o processo de

colonização de gêneros e morfotipos da taxocenose Chironomidae em um substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedras de brita. Para tanto, 35 cestos foram simultaneamente instalados em um trecho do rio Tietê, e 4 réplicas retiradas nos seguintes intervalos de tempo a partir da instalação: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias. O experimento foi realizado no verão-chuvoso e no inverno-seco. A colonização dos substratos pela taxocenose Chironomidae foi influenciada por fatores como: tipo e textura do substrato, densidade das populações colonizadoras, interações bióticas, teor de oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza. Como muitos desses fatores sofrem influência da sazonalidade, o processo de colonização acabou diferindo nos dois períodos estudados, tanto em termos de composição, quanto em relação às velocidades de colonização, rápida no verão e lenta no inverno, tendo muitos gêneros e morfotipos seguido tendências diferentes de colonização nos 2 períodos de estudo. Ao longo do tempo de exposição, D_{chi} e S_{chi} tenderam a decrescer no verão e a aumentar no inverno, tendo D_{chi} obtido valores significativamente mais elevados no verão e S_{chi} sido inicialmente superior no verão e, a partir do 28º dia, mais elevado no inverno. O processo de colonização dos substratos pela taxocenose Chironomidae comportou-se helicoidalmente, tendo ocorrido vários ciclos de colonização, em que alguns momentos de equilíbrio foram identificados, refletindo a permanente dinâmica de chegada e partida de organismos, decorrente do íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores e local de colonização. Além disso, houve uma tendência à diminuição na entrada e saída de taxa novos e recorrentes e na alteração das estruturas das comunidades. O processo de colonização da taxocenose Chironomidae assemelhou-se àquela observada para a comunidade como um todo (ver Cap. 1), refletindo a importância desse taxa na biota colonizadora dos substratos.

INTRODUÇÃO

A família Chironomidae é a mais amplamente distribuída e freqüentemente o inseto mais abundante na água doce, apresentando comportamento alimentar e habitat diversificado e suportando condições abióticas extremas (Pinder, 1986; Cranston, 1995). Suas larvas são itens alimentares importantes para peixes, anfíbios e outros invertebrados, de forma que alterações nessa taxocenose refletirão em toda a comunidade aquática (Heliövaara & Väisänen, 1993; Armitage, 1995; Tokeshi, 1995). Membros da taxocenose têm sido utilizados como indicadores da qualidade do ambiente aquático desde o início dos

sistemas de classificação biológica (Cairns & Pratt, 1993; Lindegaard, 1995). E, atualmente, é freqüente em quase todos os programas de monitoramento biológico da qualidade da água (Cranston, 1995), funcionando como ferramenta ao diagnóstico ambiental, recente e passado (paleolimnologia), ao nível celular (alterações cromossômicas), individual (organismos sentinelas e testes de toxicidade), populacional (deformidades morfológicas da cápsula cefálica), de taxocenose (índices bióticos) e na comunidade (índices e razões), integrado com os outros membros do bentos (Rosenberg & Resh, 1993; Lindegaard, 1995).

Suas características euriécas, unidas com o comportamento de dispersão pela deriva, fornecem-lhes condições ao pioneirismo. Populações dessa família são frequentemente observadas colonizando rapidamente substratos artificiais e não raramente acabam por dominar as comunidades naturais e aquelas desenvolvidas em substratos artificiais, exercendo assim importante influência sobre o processo de colonização desses equipamentos (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980, ver Cap. 1).

O estudo da dinâmica de colonização de substratos artificiais têm sido considerado fundamental para a sua aplicação criteriosa em programas de monitoramento (Dickson & Cairns, 1972; Rosenberg & Resh, 1982), onde são considerados particularmente interessantes por serem baratos, de fácil construção e manuseio, por permitirem padronização da amostragem e coletas em locais de fundo rochoso ou pedregoso, em que pegadores não podem ser usados, e por gerarem amostras mais rapidamente processáveis (Hilsenhoff, 1969; Dickson *et al.*, 1971; Rosenberg & Resh, 1982; Boothroyd & Dickie, 1989; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993).

Uma vez implantado no corpo de água, o substrato estará sujeito a modificações do meio, à medida que houver deposição de partículas orgânicas e minerais e colonização por perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade colonizadora, incluindo a taxocenose Chironomidae, estará sofrendo alterações, até que, após um determinado tempo a partir do momento da instalação do substrato, seja alcançada uma situação hipotética de equilíbrio (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Rosenberg & Resh, 1982; Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989).

Este trabalho procurou avaliar o processo de colonização de gêneros e morfotipos da taxocenose Chironomidae em um substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedras de brita.

MATERIAL & MÉTODOS

O experimento de colonização foi executado em dois períodos, um no verão (13/02/93 a 17/04/93) e outro no inverno (10/07/93 a 11/09/93).

Como substratos artificiais foram utilizados cestos, construídos em tela de polietileno com abertura de 1,0 cm, e capacidade total de 5225cm³ (19x11x25cm), preenchidos com pedras do tipo brita de tamanho aproximado de 4 cm.

Trinta e cinco cestos foram simultaneamente colocados, nos primeiros dias de experimento de cada período de estudo, em trecho do rio Tietê, na altura da cidade de Biritiba Mirim. O local do experimento situa-se a jusante da ETA deste município e próximo do ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998). Foram retiradas 4 réplicas (escolhidas por sorteio) nos seguintes intervalos de tempo: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias a partir da instalação. De modo a prevenir perdas dos substratos por enxurrada ou vandalismo foram utilizados 7 cestos excedentes em cada período de estudo.

Na retirada, os cestos foram colocados em sacos plásticos quando ainda imersos, de modo a evitar a perda por lavagem provocada pela tensão superficial da água (APHA, 1998). A cada amostra foram adicionados 120 mL de formol 40% neutralizado, de modo a se obter uma concentração final de aproximadamente 4%.

No laboratório, os cestos foram abertos e as pedras imersas, por cerca de 15 minutos, em solução fraca de ácido clorídrico (7L H₂O + 210 mL álcool 96-98°GL + 10mL HCl 37%), para facilitar o despreendimento dos organismos que aderem-se mais fortemente ao substrato. A seguir, a solução foi passada por rede com malha de 0,5mm de abertura e as pedras foram lavadas sobre a mesma rede, com auxílio de uma escova de cerda macia. O material foi conservado em álcool 70°GL e corado com rosa de Bengala.

As cápsulas cefálicas e os corpos das larvas de Chironomidae foram montados separadamente, em preparações semi-permanentes, utilizando-se o meio CMC-9F e os espécimes foram identificados utilizando-se as chaves taxonômicas de Epler (1995), Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Coffman & Ferrington (1996). Os morfotipos de Tanytarsini seguiram a terminologia de Trivinho-Strixino & Strixino (1995). As densidades populacionais foram estimadas em termos de número de indivíduos/cesto e a média aritmética de cada data de coleta foi calculada a partir dos valores das 4 réplicas.

A importância de cada taxa no processo de colonização de cada período de estudo foi avaliada através do Índice de Amplitude de Nicho, em cujo cálculo foram considerados os valores das réplicas e empregado o software AMPNICH0 desenvolvido pelo prof. Dr. Sérgio Rosso do Depto. de Ecologia Geral do IB-USP.

Dois Índices de Similaridade (Washington, 1984) foram calculados, a partir dos valores médios populacionais, para detectar alterações estruturais ao longo do processo de colonização. Um índice qualitativo (Jaccard) foi empregado para avaliar alterações exclusivas da composição dos taxa:

$Jc = c/(A+B-c)$, onde:

c = número de taxa comuns às duas amostras;

A = número de taxa da amostra A;

B = número de taxa da amostra B;

Enquanto que o índice quantitativo (PS), foi usado por melhor refletir alterações estruturais, já que é sensível tanto à composição quanto às abundâncias relativas dos taxa comuns:

$PS = \Sigma (\min_{iA;iB})$

iA = abundância relativa da espécie i na amostra A;

iB = abundância relativa da espécie i na amostra B;

O teste “U” de Mann-Whitney (Siegel, 1975) foi utilizado para a comparação dos valores de densidade total e riqueza de gêneros de Chironomidae (S).

Taxas de colonização e extinção, baseadas no modelo de biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson, foram calculadas como (Dickson & Cairns, 1972):

Tx de colonização = $N_{\text{novos taxa}} + N_{\text{taxa recorrentes}} / \Delta t$

Tx de extinção = $N_{\text{taxa eliminados}} / \Delta t$

onde: Δt = número de dias entre as amostragens

taxa novo = taxa que ocorreu pela primeira vez

taxa recorrente = taxa que havia desaparecido e tornou a aparecer

taxa eliminado = taxa que desapareceu

LOCAL DE ESTUDO

O experimento foi realizado em um ponto do rio Tietê localizado a jusante da ETA de Biritiba Mirim e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). O local situa-se na 6ª UGRHI do Estado de São Paulo ou seja, na bacia do rio Tietê Alto-Cabeceiras (CETESB, 1998a), a montante de grandes indústrias e em região de intensa atividade horti-frutigranjeira e de pastagens naturais.

Como esperado, os dados de campo indicaram, no verão (Tab. I), um ambiente com maior volume de água (maiores profundidades), correnteza mais forte e temperaturas de ar e água mais altas que no inverno (Tab. II). Além disso, embora não tenham sido feitas medidas de transparência, no inverno foi possível observar o leito do rio, enquanto que no verão, uma maior quantidade de partículas em suspensão não o permitiram.

Tabela I. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o verão de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
6/fev	implantação	-	-	1,5	2,0	1,6	0,45
13/fev	7	25,0	22,0	2,4	2,6	2,0	0,37
20/fev	14	26,0	24,0	1,6	2,0	1,5	0,43
27/fev	21	23,0	22,5	2,2	2,6	1,7	0,43
6/mar	28	-	-	2,1	3,2	1,8	0,37
13/mar	35	25,0	24,0	1,3	2,4	1,5	0,42
20/mar	42	22,0	22,5	1,4	2,5	1,5	0,48
3/abr	56	23,0	22,0	2,3	3,6	2,5	0,60
17/abr	70	23,0	23,0	1,6	1,9	1,6	0,52

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

Tabela II. Dados físicos do rio Tietê, em Biritiba Mirim, durante o inverno de 1993.

DATA	TEMPO (dias)	TEMP. AR (oC)	TEMP. ÁGUA (oC)	PROF. - ME (m)	PROF. - C (m)	PROF. - MD (m)	VELOC. CORR. (m/s)
3/jul	implantação	29,0	19,0	1,0	1,8	1,8	0,49
10/jul	7	21,0	18,0	1,2	2,3	1,5	0,58
17/jul	14	20,0	18,0	1,4	2,0	1,4	0,40
24/jul	21	22,0	17,0	1,3	2,1	1,5	0,40
31/jul	28	11,0	12,0	1,0	1,8	1,3	0,43
7/ago	35	20,0	16,0	1,0	1,7	1,1	0,50
14/ago	42	17,0	16,0	1,2	1,8	1,3	0,35
28/ago	56	25,0	17,0	1,5	2,0	1,0	0,44
11/set	70	16,5	17,0	1,1	1,8	1,4	0,42

ME = Margem esquerda; C = Canal; MD = Margem Direita

Velocidades de corrente obtida através do método do flutuador.

De fato, dados da rede de monitoramento da CETESB, obtidos em Janeiro e Março, no período da cheia, e em Julho e Setembro, no período de seca, do mesmo ano (CETESB, 1994), mostraram que, pelo menos em Janeiro, havia uma quantidade de resíduos em suspensão na água superficial muito mais elevada (127 mg/L que no inverno (39 e 29 mg/L, em Jul e Set, respectivamente) e, conseqüentemente, uma maior turbidez (39 UNT X 7 e 2 UNT). A medida de vazão, tirada em Janeiro (5,11 m³/s) também foi superior à do período de seca (3,69 e 2,70 m³/s, em Jul e Set, respectivamente).

Determinante da vazão, as precipitações diárias (mm) medidas na estação pluviométrica do DAEE no reservatório Ponte Nova (FCTH, 1998), localizado a montante do local de estudo, mostraram maiores frequências e volumes de precipitação no verão (Figs 1 e 2). Este resultado influenciará o processo de colonização dos substratos artificiais nesta época, a medida que o aumento de fluxo tende a provocar maior carreamento de organismos.

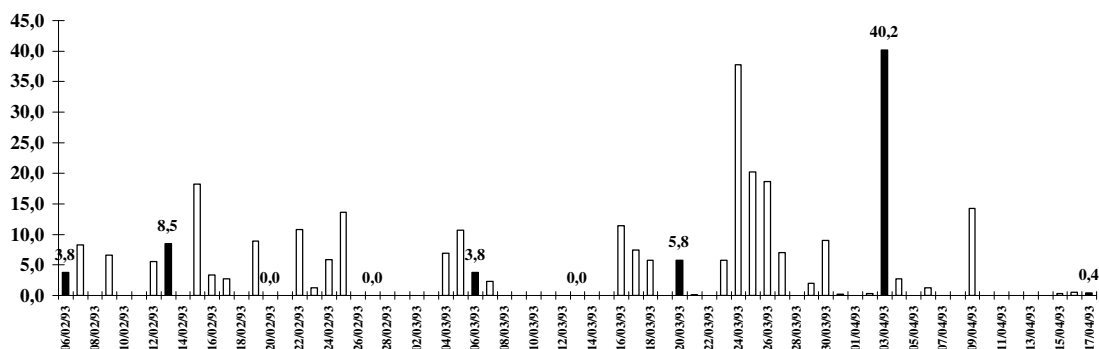


Figura 1. Precipitação diária (mm) no período de experimento no verão. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

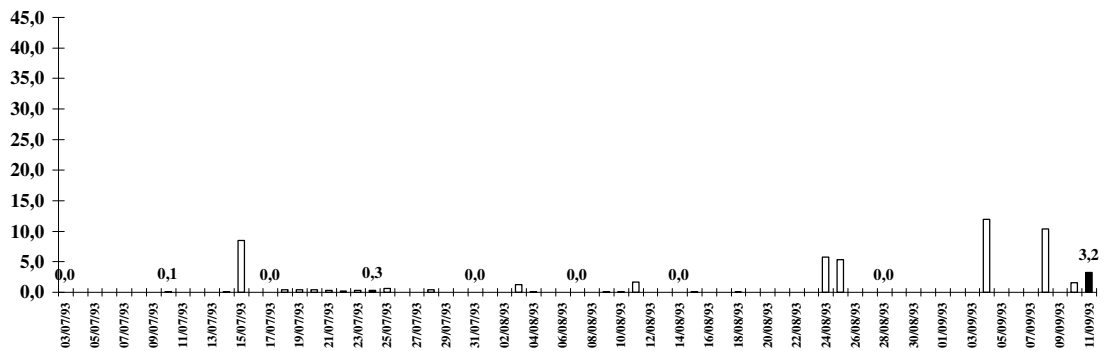


Figura 2. Precipitação diária (mm) no período de experimento no inverno. Os valores referem-se aos dados obtidos nas datas de coleta.

Segundo CETESB (1994), no ano de execução do trabalho o teor de oxigênio superficial tendeu a ser muito baixo durante a cheia (3,1 e 1,1 mg/L, em Jan e Mar, respectivamente), tendo sido um importante fator de estresse à fauna bentônica neste período. Estudos posteriores neste mesmo local, inclusive com levantamentos do bentos da zona de deposição, indicaram semelhante comportamento do oxigênio dissolvido na água superficial e de fundo (CETESB, 1998a e b). O período de maior volume d'água foi também aquele em que os valores de P_{total} , $N_{amoniacal}$, coliformes fecais e DBO na água superficial chegaram a ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação CONAMA para águas da classe 2 (CETESB, 1994).

RESULTADOS

Gêneros e tipos de Chironomidae foram identificados conforme as chaves de identificação abaixo relacionadas:

GÊNERO/TIPO	CHAVES
CHIRONOMINI	
<i>Asheum</i>	T-S&S, C&F
<i>Axarus</i>	T-S&S, C&F
<i>Beardius</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Chironomus</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Cladopelma</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Cryptochironomus</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Dicrotendipes</i>	E, T-S&S
<i>Endochironomus</i>	E
<i>Goeldichironomus</i>	E, C&F
<i>Goeldichironomus xiborena</i>	T-S&S

<i>Harnischia</i> sp2	T-S&S
<i>Lauterborniella</i>	T-S&S
<i>Nilothauma</i>	T-S&S
<i>Parachironomus</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Paralauterborniella</i>	T-S&S
<i>Polypedilum</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Saetheria</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Tribelos</i>	T-S&S
TANYTARSINI	
<i>Nimbocera</i>	T-S&S
<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	T-S&S
<i>Rheotanytarsus</i>	E, T-S&S
<i>Stempellina</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Stempellinella</i>	E, C&F
<i>Tanytarsus</i>	T-S&S
Tanytarsini gên. A	T-S&S, C&F
Tanytarsini gên. B	T-S&S
Tanytarsini gên. D	T-S&S
ORTHOCLADIINAE	
<i>Corynoneura</i>	E, T-S&S
<i>Cricotopus</i>	E, T-S&S
<i>Lopescladius</i>	T-S&S
<i>Metriocnemus obscuripes</i>	E
<i>Nanocladius</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Thienemaniella</i>	E, T-S&S
<i>Thienemaniella</i> sp3 (<i>fusca</i>)	T-S&S
TANYPODINAE	
<i>Ablabesmyia</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Brundiniella</i>	T-S&S
<i>Clinotanypus</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Labrundinia</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Larsia</i>	E, T-S&S, C&F
<i>Pentaneura</i>	E, T-S&S, C&F

E = Epler (1995); T-S&S = Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e C&F = Coffman & Ferrington (1996).

Três tipos (1 Chironomini, 1 Orthoclaadiinae e 1 Tanypodinae) não foram identificados através das chaves disponíveis, sendo então denominados gêneros A em sua tribo ou sub-família.

Os resultados do Índice de Amplitude de Nicho para os dois períodos de experimento estão representados na Figura 3. Semelhantemente ao que foi observado para o estudo da comunidade como um todo, para a taxocenose Chironomidae, um maior número de gêneros e morfotipos foram considerados importantes às comunidades de substratos artificiais no inverno, em comparação com o observado para o verão. Nesse último período dominaram gêneros de Chironomini (*Chironomus*) e Tanytarsini (*Rheotanytarsus*), enquanto que no inverno, larvas de Orthoclaadiinae, principalmente do gênero *Cricotopus* ganharam destaque.

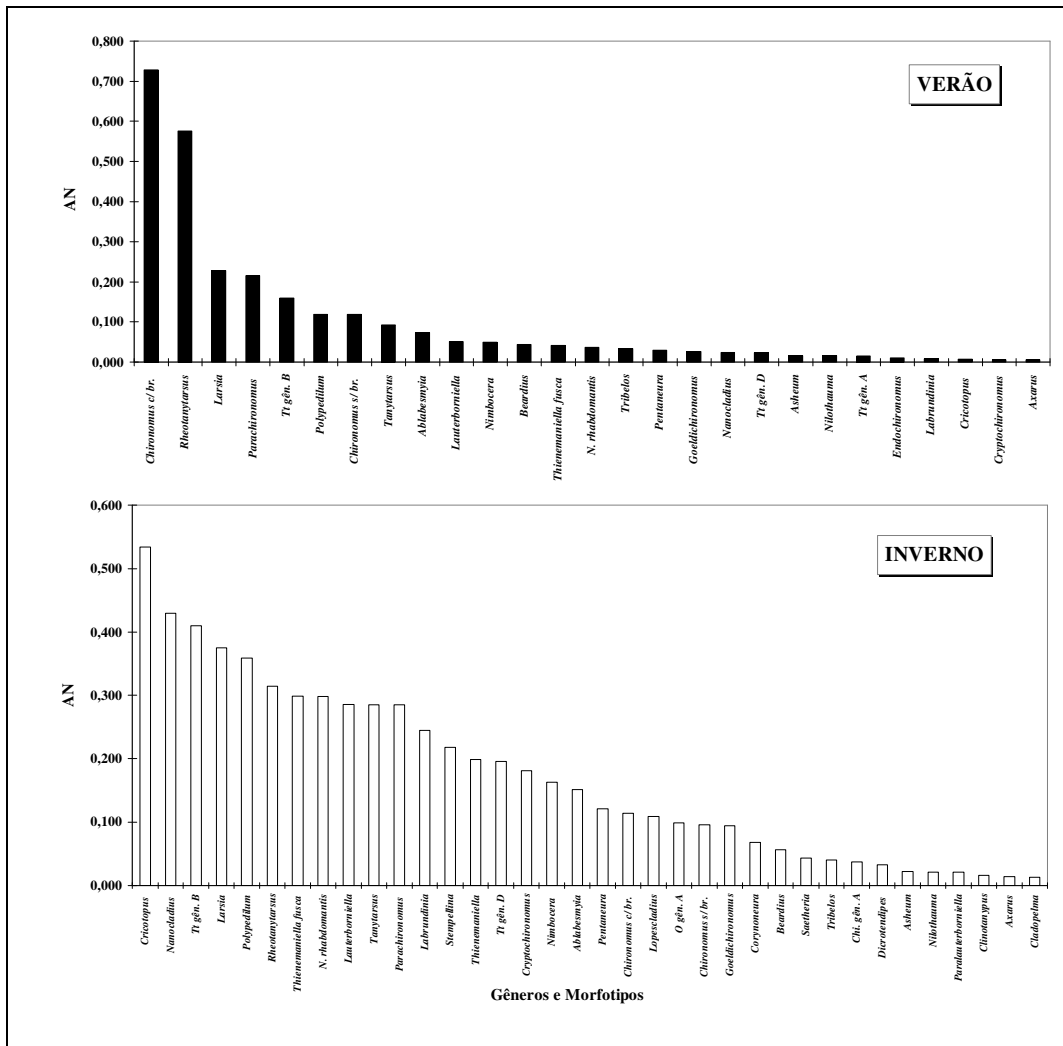


Figura 3. Resultado do Índice de Amplitude de Nicho para gêneros e morfotipos de Chironomidae, colonizadores de substratos artificiais no verão e no inverno.

Entre os taxa considerados principais (Fig. 4), ou seja, que obtiveram valores de AN superiores ou iguais a 0,10, no verão, os dois Tanytarsini (*Rheotanytarsus* e Tt gênero B) apresentaram colonização rápida, praticamente desaparecendo da comunidade a partir do 28º dia. Destes, *Rheotanytarsus* atingiu abundâncias muito mais elevadas, dominando a comunidade nas duas primeiras semanas. *Larsia* e *Polypedilum* apresentaram comportamento similar, mas mantiveram-se em baixas densidades depois do 28º dia. Os dois morfotipos de *Chironomus* (com e sem brânquias abdominais) mostraram curvas de abundâncias crescentes com o tempo, com picos no 21º e 42º dias, respectivamente, tendo *Chironomus* com brânquias abdominais atingido densidades muito mais elevadas. Já

Parachironomus exibiu pico de densidade logo no 7^o dia, a partir do qual sua população manteve-se com densidades mais baixas mas pouco oscilantes.

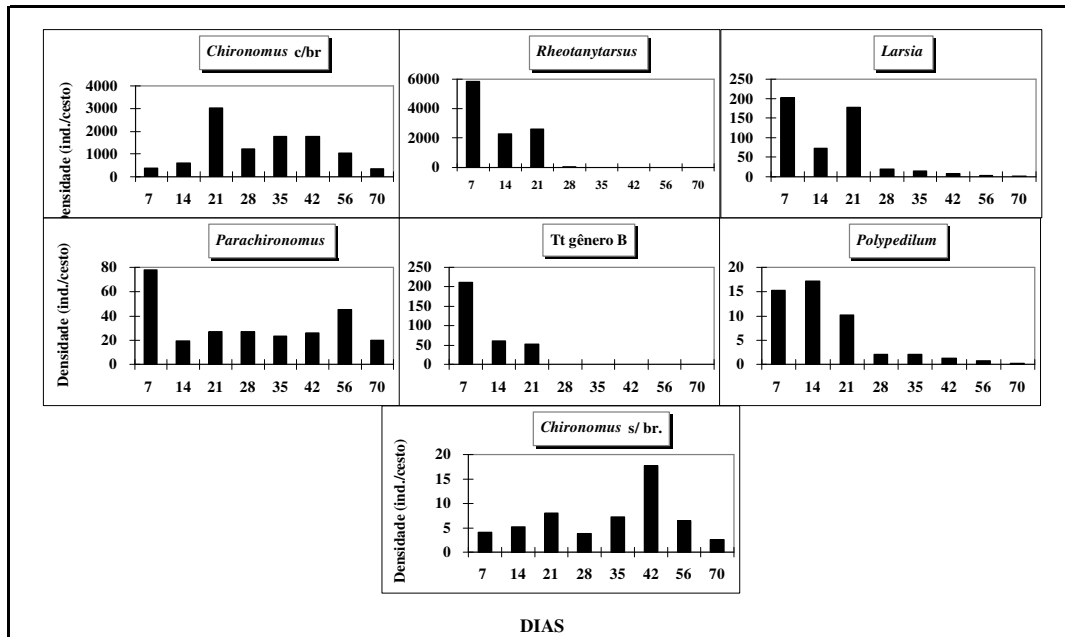


Figura 4. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae mais importantes da comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão. (*Chironomus c/ br.* = *Chironomus* com brânquias abdominais; Tt gênero B = Tanytarsini gênero B; *Chironomus s/ br.* = *Chironomus* sem brânquias abdominais)

A grande maioria dos gêneros e morfotipos considerados secundários às comunidades ($0,01 \leq AN < 0,10$)(Fig. 5), também apresentaram colonização rápida, com ocorrências e densidades mais elevadas até o 28^o dia (*Tanytarsus*, *Ablabesmyia*, *Lauterborniella*, *Nimbocera*, *Beardius*, *N. rhabdomantis*, *Tribelos*, *Pentaneura*, *Goeldichironomus*, Tt gênero D, *Asheum*, *Nilothauma*, *Nanocladius* e *Endochironomus*). *Thienemaniella cf fusca* não exibiu padrão bem definido, embora seu pico de densidade tenha sido observado no 21^o dia, enquanto que o Tt gênero A pareceu preferir período intermediário.

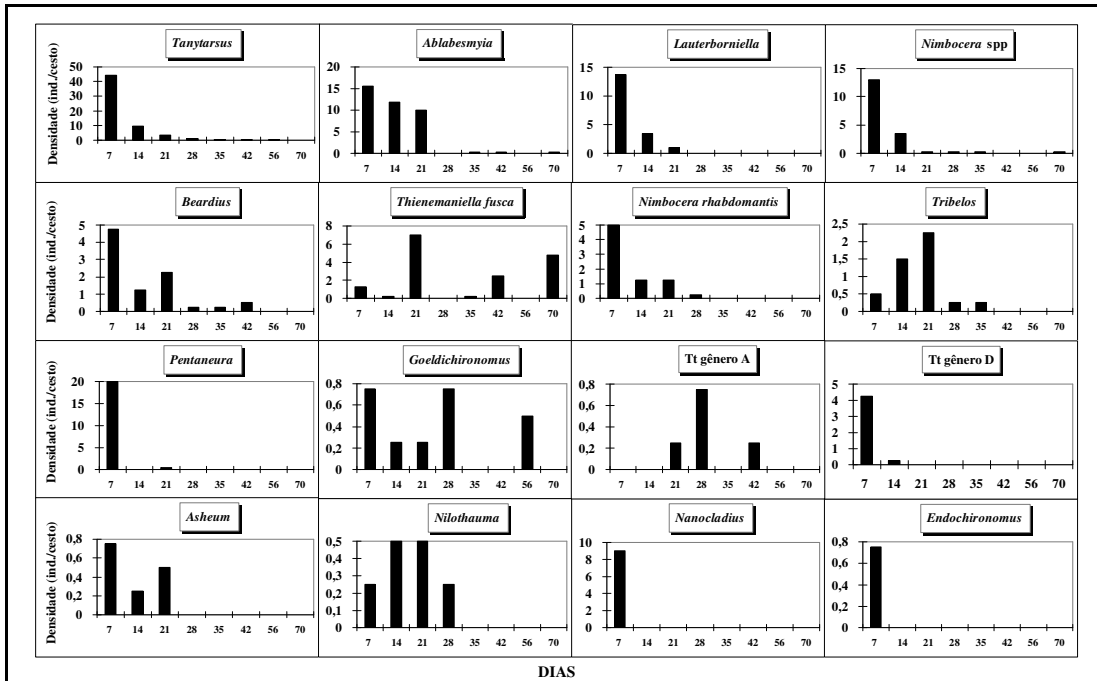


Figura 5. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae secundários à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão. (Tt gênero A = Tanytarsini gênero A; Tt gênero D = Tanytarsini gênero D)

Também os taxa considerados raros ($AN < 0,01$) tiveram ocorrências restritas aos primeiros 28 dias de experimento (Fig. 6).

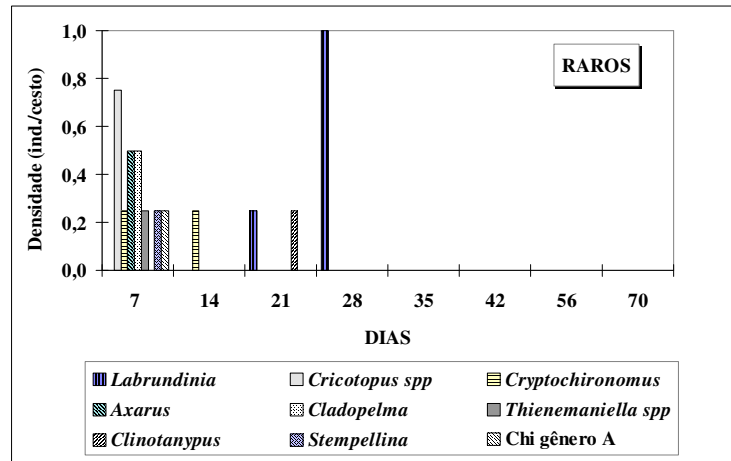


Figura 6. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae raros à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no verão (Chi gênero A = Chironomini gênero A).

Ao contrário do que ocorrera no verão, gêneros de Orthoclaadiinae (*Cricotopus* e *Nanocladius*) se destacaram nas comunidades do inverno (Fig. 7), embora em densidades bem inferiores àquelas apresentadas por *Chironomus* e *Rheotanytarsus* naquele período. Entre os taxa mais importantes, apenas os morfotipos de *Thienemaniella* tiveram seus picos de densidade associados ao período inicial de colonização, tendo diminuído em número ao longo do tempo. A grande maioria dos gêneros e morfotipos mostraram um padrão lento de ocupação, com densidades ou sempre crescentes ao longo do tempo de colonização (*Polypedilum*, *Rheotanytarsus*, *Lauterborniella* e Tt gênero D) ou, em muitos casos, diminuindo apenas na última data do experimento (*Cricotopus*, *Nanocladius*, Tt gênero B, *Larsia*, *Tanytarsus*, *Labrundinia*, *Stempellina* e *Cryptochironomus*). As densidades de *Nimbecera rhabdomantis* aumentaram até o 42º dia, decaindo a seguir. *Parachironomus*, *Nimbecera*, *Ablabesmyia* e *Lopescladius* não mostraram padrões de preferência de ocorrência (Fig. 7).

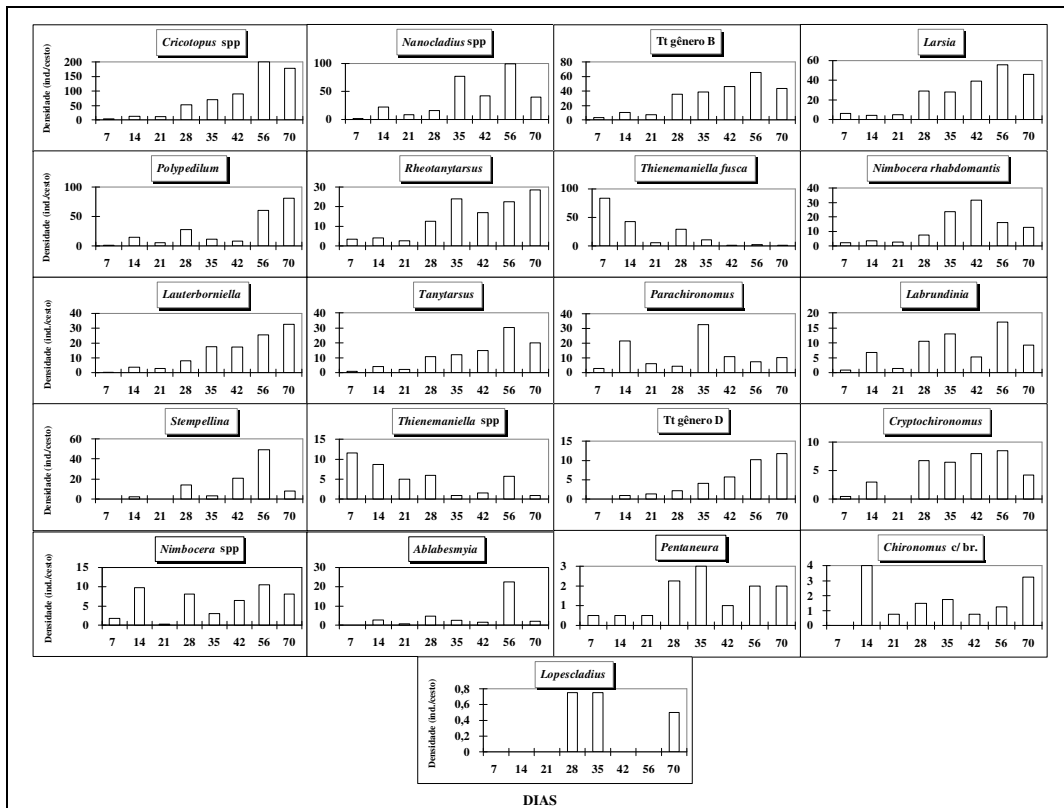


Figura 7. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae mais importantes da comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no inverno.

Entre os gêneros e morfotipos considerados secundários às comunidades do inverno (Fig. 8), apenas *O. gênero A* e *Beardius* apresentaram densidades crescentes com o tempo. *Paralauterborniella*, *Clinotanytus* e *Cladopelma* só ocorreram no final da colonização, enquanto que para os gêneros restantes não foi possível definir padrão de ocorrência.

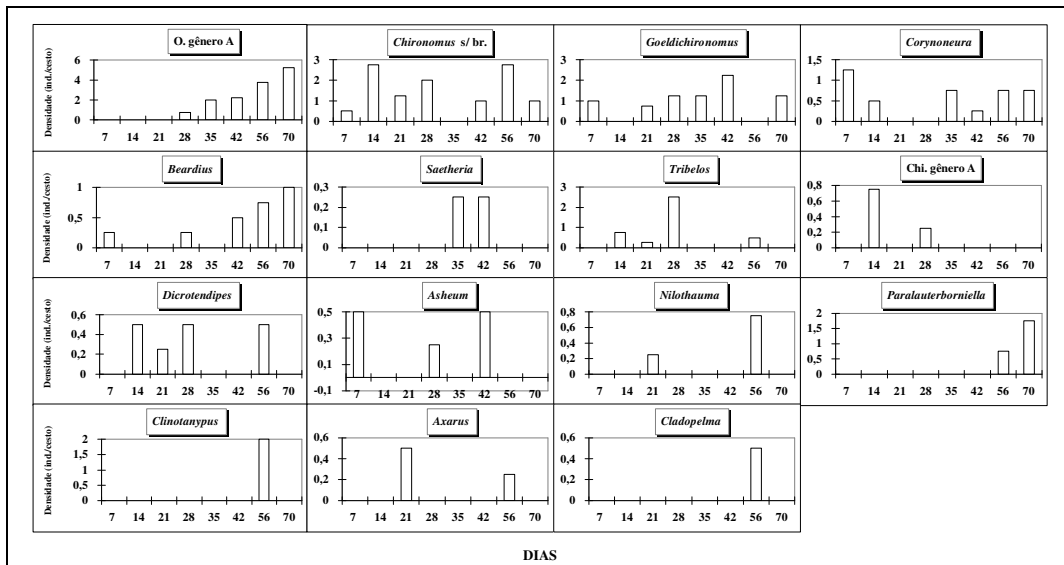


Figura 8. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae secundários à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no inverno. (O. gênero A = Orthocladiinae gênero A)

Gêneros e morfotipos raros para as comunidades de inverno ocorreram, em diferentes datas, ao longo de todo o período de colonização (Fig. 9).

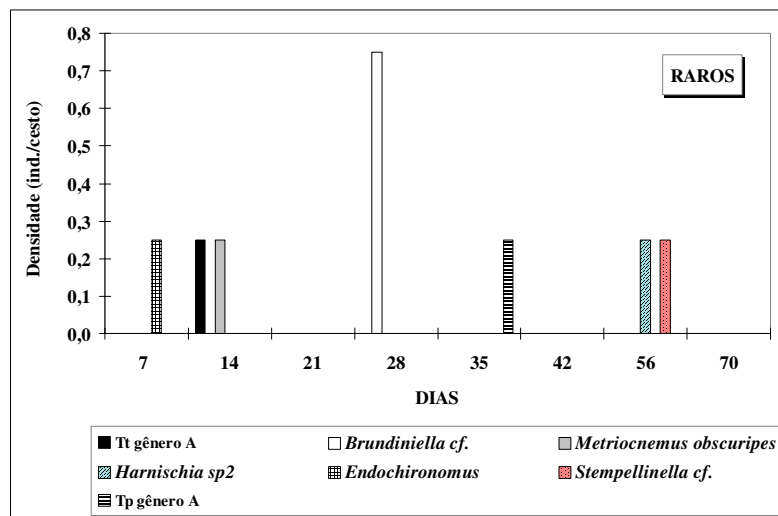


Figura 9. Variações de densidade de gêneros e morfotipos de Chironomidae raros à comunidade de substratos artificiais, ao longo do processo de colonização, no inverno. (Tp gênero A = Tanypodinae gênero A)

Quase todos os taxa considerados principais no verão também o foram no inverno, exceção feita a *Chironomus s/ br.* que, no inverno, foi tido como secundário. *Rheotanytarsus*, *Larsia*, Tt gênero B e *Polypedilum* apresentaram picos de densidade no início do processo de colonização no verão e no final no inverno. *Nanocladius*, *Thienemaniella fusca*, *Nimbocera rhabdomantis*, *Lauterborniella*, *Tanytarsus*, Tt gênero D, *Nimbocera*, *Ablabesmyia* e *Pentaneura* foram importantes nas comunidades de inverno, mas secundários no verão. Destes, *N. rhabdomantis*, *Lauterborniella*, *Tanytarsus* e Tt gênero D também apresentaram comportamentos opostos de suas curvas de densidade nos dois períodos de estudo, decrescentes no verão e crescentes no inverno. O gênero mais importante da comunidade de inverno, *Cricotopus*, foi raro no verão, assim como *Labrundinia*, *Thienemaniella*, *Stempellina* e *Cryptochironomus*. *Lopescladius*, também gênero principal no inverno, sequer ocorreu no verão. Foram ocorrências também restritas ao inverno: O. gênero A, *Corynoneura*, *Saetheria*, *Dicrotendipes*, *Paralauterborniella*, *Brundiniella*, *Metriocnemus obscuripes*, *Harnischia sp2*, *Stempellinella* e Tp Gênero A. *Beardius*, *Tribelos*, *Goeldichironomus*, *Asheum* e *Nilothauma* foram secundários nos dois períodos. *Beardius* foi mais um gênero que apresentou colonização rápida no verão e lenta no inverno. *Endochironomus* e Tt gênero A foram secundários no verão e raros no inverno, enquanto que *Phaenopsectra*, *Clinotanypus*, *Axarus* e *Cladopelma* foram secundários no inverno e raros no verão.

A figura 10 apresenta as variações em densidades da taxocenose Chironomidae no verão e no inverno. No verão as densidades tenderam a cair, mas as diferenças tornaram-se significativas apenas nos extremos do período de experimento (7^o e 70^o dias, com valor máximo na primeira e mínimo na segunda data)(Tab. III). Já no inverno, a não ser por uma queda em densidade no 14^o dia, esta medida aumentou significativamente ao longo de toda a colonização (Tab. IV). Quando comparados os dois períodos, valores significativamente mais elevados foram observados no verão, exceto nos 35^o, 56^o e 70^o dias (Tab. V).

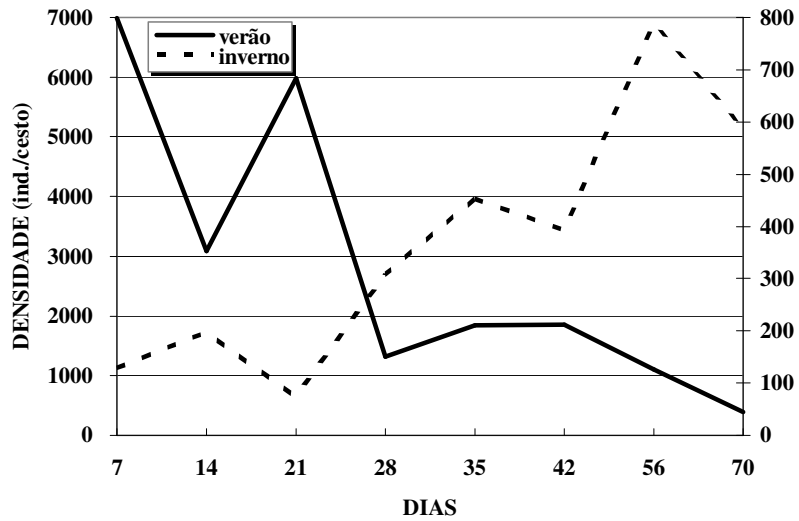


Figura 10. Variações em densidade da taxocenose Chironomidae (D_{chi}) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela III. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades de Chironomidae (D_{chi}), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▒	0,171	0,443	0,100	0,100	0,171	0,057	0,029
14	■	▒	0,243	0,343	0,343	0,171	0,443	0,243
21	■	■	▒	0,171	0,343	0,443	0,171	0,029
28	↓	■	■	▒	0,343	0,171	0,343	0,057
35	↓	■	■	■	▒	0,343	0,243	0,029
42	■	■	■	■	■	▒	0,171	0,014
56	↓	■	■	■	■	■	▒	0,100
70	↓	■	↓	↓	↓	↓	↓	▒

■ $\rho > 0,100$

▒ $0,100 \geq \rho > 0,05$

□ $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Tabela IV. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades de Chironomidae (D_{chi}), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,243	0,343	0,057	0,014	0,171	0,029	0,029
14			0,014	0,100	0,014	0,443	0,100	0,029
21		↓		0,014	0,014	0,057	0,014	0,014
28	↑	↑	↑		0,029	0,443	0,100	0,100
35	↑	↑	↑	↑		0,171	0,171	0,443
42			↑				0,100	0,171
56	↑	↑	↑	↑		↑		0,243
70	↑	↑	↑	↑				

	$\rho > 0,100$
	$0,100 \geq \rho > 0,05$
	$\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Tabela V. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades de Chironomidae (D_{chi}) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,014	0,100	0,014	0,029	0,171	0,014	0,557	0,171
	V	V	V	V		V		

	$\rho > 0,100$
	$0,100 \geq \rho > 0,05$
	$\rho \leq 0,05$

V = densidade no verão > densidade no inverno

I = densidade no inverno > densidade no verão

Variações em riqueza da taxocenose Chironomidae nos dois períodos de estudo estão apresentadas na figura 11. Como a densidade, essa medida sofreu quedas significativas no verão, mas atingiu equilíbrio a partir do 35º dia (Tab. VI). No inverno, a tendência foi para um aumento em riqueza, tendo sido os valores do 7º e 21º dias significativamente mais baixos que os da maioria das outras datas (Tab. VII). No início do processo de colonização, os valores de riqueza foram mais elevados no verão, em comparação com o inverno (Tab. VIII), mostrando que vários gêneros e morfotipos se

instalaram rapidamente nos substratos nesse período. Nas duas semanas seguintes, os valores dos dois períodos se equipararam e, posteriormente, foram mais elevados no inverno, quando a colonização procedeu-se mais lentamente.

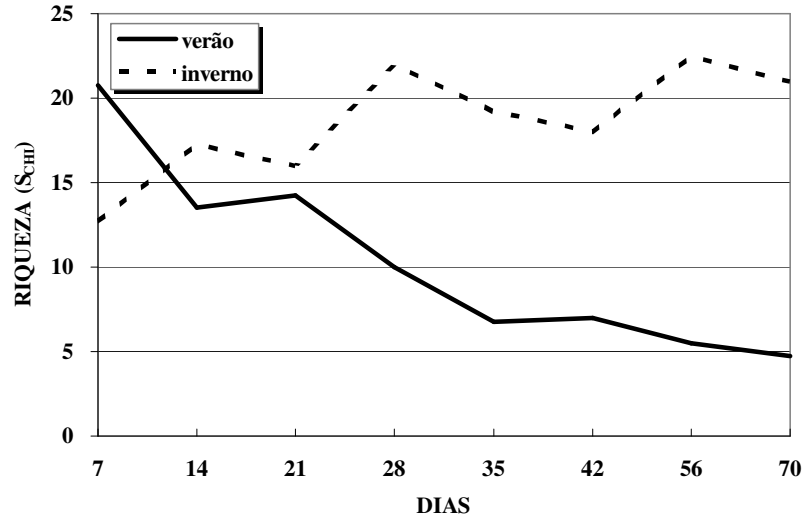


Figura 11. Variações em riqueza da taxocenose Chironomidae (S_{chi}) ao longo do processo de colonização, no verão e no inverno.

Tabela VI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas de Chironomidae (S_{chi}), no verão.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▨	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
14	↓	▨	0,557	0,100	0,014	0,014	0,014	<0,029
21	↓	■	▨	0,057	0,014	0,014	0,014	0,014
28	↓	↓	↓	▨	>0,100	>0,100	<0,057	0,057
35	↓	↓	↓	■	▨	>0,443	0,243	0,243
42	↓	↓	↓	■	■	▨	>0,171	>0,171
56	↓	↓	↓	↓	■	■	▨	0,343
70	↓	↓	↓	↓	■	■	■	▨

■ $\rho > 0,100$
 ▨ $0,100 \geq \rho > 0,05$
 □ $\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Tabela VII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas de Chironomidae (S_{chi}), no inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		0,243	>0,100	0,014	0,014	0,243	0,014	0,014
14			>0,443	>0,171	>0,343	>0,443	0,171	0,243
21				<0,029	>0,057	0,443	<0,057	0,029
28	↑		↑		0,057	>0,243	>0,443	0,443
35	↑		↑	↓		>0,443	0,243	>0,171
42							>0,171	0,343
56	↑		↑					>0,343
70	↑		↑					

	$\rho > 0,100$
	$0,100 \geq \rho > 0,05$
	$\rho \leq 0,05$

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Tabela VIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas de Chironomidae (S_{chi}) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
ρ	0,014	0,243	0,243	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
	V			I	I	I	I	I

	$\rho > 0,100$
	$\rho \leq 0,05$

V = riqueza no verão > riqueza no inverno

I = riqueza no inverno > riqueza no verão

As estruturas das comunidades (PS) que se sucederam no verão apresentaram-se altamente similares nas duas primeiras semanas (7^o e 14^o dias)(Tab. IX) que, por sua vez, diferiram completamente das comunidades do 28^o dia em diante. Uma fase intermediária foi observada no 21^o dia e, a partir do 28^o dia, as estruturas praticamente não se alteraram. A composição da comunidade (Jaccard) do 7^o dia foi fracamente similar à das outras datas (Tab. IX); do 14^o ao 28^o dia houve uma semelhança um pouco maior e as comunidades tornaram-se muito similares em termos de composição entre o 35^o e o 42^o dias; voltando, a seguir, a serem de media a fracamente similares.

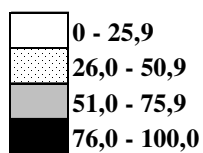
Tabela IX. Resultado dos índices de similaridade (PS e Jaccard) aplicados às comunidades colonizadoras dos substratos artificiais durante o verão.

PS

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		85,6	54,5	10,5	8,3	7,8	7,3	7,5
14			67,8	23,9	21,7	21,1	20,6	20,8
21				55,2	53,0	52,5	51,9	52,1
28					96,8	96,4	96,6	95,2
35						99,1	96,8	94,6
42							97,1	95,0
56								97,5
70								

Jaccard

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		69,0	59,4	45,2	44,8	36,7	27,6	31,0
14			75,0	63,6	65,0	52,4	40,0	45,0
21				72,7	59,1	54,5	36,4	40,9
28					61,1	55,6	50,0	38,9
35						78,6	61,5	69,2
42							53,8	61,5
56								54,5
70								



No inverno, a estrutura da comunidade (PS) da primeira semana apresentou fraca a nenhuma semelhança com as das demais datas (Tab. X). Já no 14^o dia apresentou-se medianamente similar as dos dias 21^o, 28^o, 35^o e 56^o, mas fracamente similar às dos dias 42^o e 70^o. A partir do 21^o dia as comunidades alteraram-se gradativamente. Não houveram muitas diferenças quanto às composições (Jaccard), tendo as comunidades apresentado similaridades de média a forte (Tab. X).

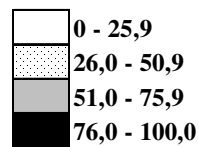
Tabela X. Resultado dos índices de similaridade (PS e Jaccard) aplicados às comunidades colonizadoras dos substratos artificiais durante o inverno.

PS

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		48,0	31,3	35,6	26,5	25,3	24,0	24,3
14			65,6	62,7	57,8	47,9	53,9	47,5
21				77,3	81,2	71,9	72,9	69,8
28					70,4	74,7	75,4	71,1
35						77,7	72,2	67,6
42							81,1	75,1
56								80,9
70								

Jaccard

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		58,1	70,4	62,5	71,4	69,0	52,8	69,0
14			70,0	72,7	60,6	68,8	66,7	68,8
21				68,8	61,3	64,5	67,6	64,5
28					69,7	78,1	65,8	78,1
35						82,8	59,5	82,8
42							66,7	92,9
56								71,4
70								



Quando o modelo de MacArthur & Wilson foi aplicado ao processo de colonização dos cesto pela taxocenose Chironomidae (Fig. 12), notou-se, similarmente ao observado para a comunidade (ver capítulo 1), uma tendência à diminuição das amplitudes de oscilação das curvas das taxas de colonização e extinção, com 4 (verão) à 5 (inverno) momentos de equilíbrio.

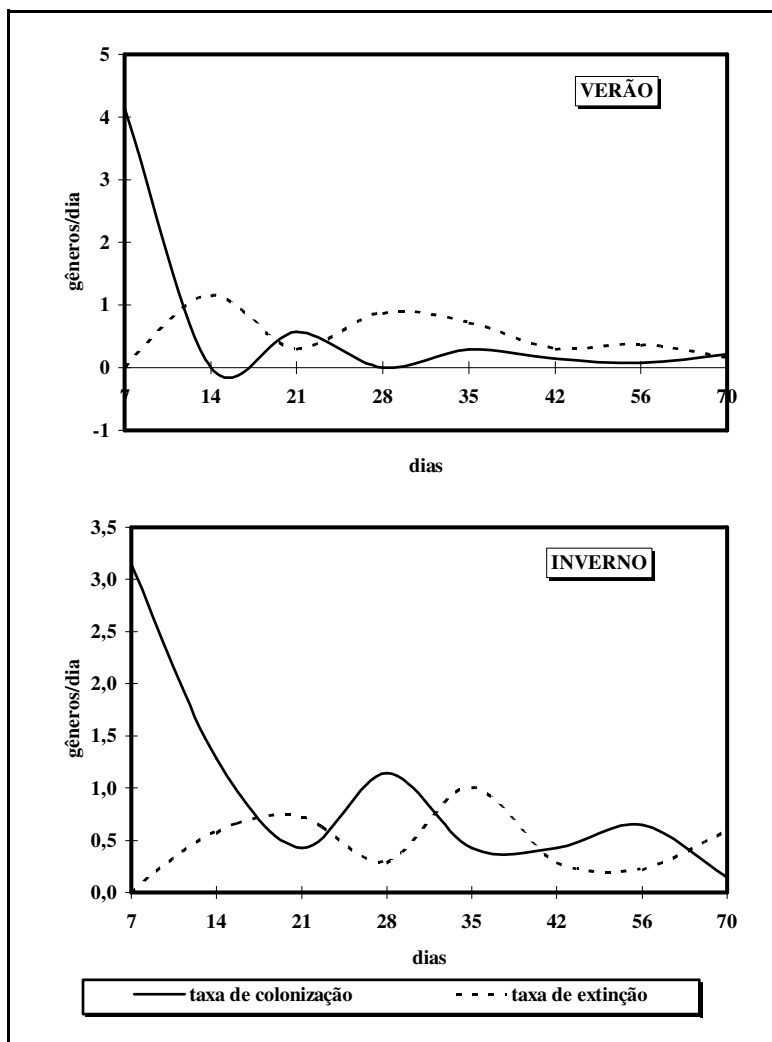


Figura 12. Variação das taxas de colonização e extinção ao longo do processo de colonização dos cestos pela taxocenose Chironomidae.

DISCUSSÃO

A família Chironomidae é considerada pioneira na colonização de substratos artificiais, especialmente gêneros da sub-família Orthoclaadiinae, e sua frequente abundância na deriva está diretamente relacionada à sua eficiência em colonizar rapidamente o substrato (Mackay, 1992). *Rheotanytarsus*, *Polypedilum*, *Nanocladius* e *Cricotopus*, por exemplo, comumente atingem densidades elevadas nesses equipamentos, vindo até a dominar as comunidades colonizadoras (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Benzie, 1984). Além disso, larvas dessa família são em geral omnívoras oportunistas e a diversidade de formas de alimentação existente reduz a competição dentro da família (Berg, 1995), permitindo que uma grande variedade de gêneros e morfotipos coexistam.

Neste trabalho, foram encontrados um total de 40 gêneros e morfotipos de Chironomidae nas comunidades desenvolvidas nos substratos artificiais, tendo sido 18 de Chironomini, 9 de Tanytarsini, 7 de Orthoclaadiinae e 6 de Tanypodinae. Apesar dessa variedade, as taxocenoses diferiram muito em densidades, composição e dominância nos dois períodos de estudo. No verão, dominâncias acentuadas de *Rheotanytarsus*, até o 14^o dia, e *Chironomus*, do 21^o dia até o final, foram observadas, tendo ainda ocorrido baixa variedade de gêneros e morfotipos considerados importantes à comunidade. No inverno, um número muito maior de gêneros e morfotipos importantes ocorreu e, embora tenha predominado gêneros de Orthoclaadiinae, em que *Cricotopus* foi o principal taxa, dominâncias tão acentuadas não foram observadas. *Thienemaniella*, que foi pioneira no processo de colonização desse período, foi o único taxa a exercer verdadeira dominância, mas apenas no 7^o dia.

A velocidade de fluxo pode ter sido um dos fatores a determinar as diferenças observadas na dominância. Velocidades mais elevadas no verão (ver Local de Estudo) podem ter favorecido *Rheotanytarsus*, ao proporcionar-lhe um habitat mais adequado, de característica erosional, enquanto que o fluxo mais lento do inverno pode ter permitido maior deposição, fornecendo condições mais propícias à alguns Orthoclaadiinae, como *Nanocladius*, no inverno (Deutsch, 1980). Já Coffman & Ferrington (1996) consideram *Nanocladius* característico de ambiente lótico-erosional, assim como *Rheotanytarsus*, *Stempellina*, *Stempellinella*, *Tanytarsus*, *Labrundinia* e *Larsia*. Todos ocorreram, às vezes em maiores densidades (*Stempellina* e *Labrundinia*) e até exclusivamente (*Stempellinella*), no inverno, indicando que as diferenças de fluxo não devem ter sido suficientes para diferenciar os ambientes como erosional ou deposicional, de acordo com a época do ano. Na verdade, o ambiente estudado seria uma mistura de lótico-erosional e deposicional, de fundo arenoso. Uma grande variedade de gêneros ocorrentes são em geral associados a habitat deposicional, como *Axarus*, *Chironomus*, *Cladopelma*, *Cryptochironomus*, *Dicrotendipes*, *Nilothauma*, *Paralauterborniella*, *Tribelos*, *Nimbocera*, *Corynoneura* e *Clinotanytus* (Epler, 1995; Coffman & Ferrington, 1996). Outros, como *Cricotopus*, *Metriocnemus*, *Thienemaniella*, *Ablabesmyia* e *Pentaneura*, podem ocorrer nos dois tipos de ambiente (Coffman & Ferrington, 1996). *Endochironomus*, *Goeldichironomus*, *Lauterborniella*, *Parachironomus* e *Polypedilum* são gêneros comumente relacionados a ambientes lênticos (Coffman & Ferrington, 1996). Os dois primeiros gêneros foram capturados em baixas densidades, podendo sua ocorrência dever-se à proximidade do

reservatório Ponte Nova, localizado a montante do local de estudo, mas os outros, principalmente *Parachironomus* e *Polypedilum*, por suas densidades e importâncias nas comunidades dos cestos, sem dúvida desenvolvem populações em rios e até riachos, conforme tem sido registrado no Brasil (Anaya, 1997; Brandimarte, 1997; Kikuchi & Uieda, 1998; Nessimian & Sanseverino, 1998; Sanseverino & Nessimian, 1998; Sanseverino *et al.*, 1998; Serrano *et al.*, 1998).

O hábito filtrador de *Rheotanytarsus* (Mackay, 1992; Berg, 1995; Rutherford, 1995), que o torna independente da formação de um filme epilítico nutritivo para instalar-se nos substratos e sua maior facilidade de construir abrigos em superfície lisa (Deutsch, 1980) devem ter dado a esse gênero condições de ser pioneiro no verão. Seu rápido desaparecimento nesse mesmo período, pode ter sido conseqüência de sua emergência, já que seu ciclo é curto, ou de competição, por espaço, com macroalgas, por exemplo *Cladophora*, como observado por Rutherford (1995). Entretanto, no inverno, considerado período de maior desenvolvimento de micro e macroalgas perifíticas em ambientes lóticos brasileiros (Chamixaes, 1991; Necchi & Pascoaloto, 1993 ambos *apud* Bicudo *et al.*, 1995), as densidades de *Rheotanytarsus* tendeu a aumentar com o tempo.

A diversificação do hábito alimentar pode ter sido uma vantagem na colonização de alguns gêneros, como *Chironomus* cujos membros já foram descritos como comedores de depósito, filtradores, retalhadores e predadores, *Polypedilum* (filtradores e retalhadores) e *Cricotopus* (raspadores, retalhadores e predadores) (Berg, 1995). O tipo de alimento utilizado por gêneros de Chironomidae pode mudar sazonalmente, já que a qualidade do recurso alimentar é outro fator que poderá sofrer modificações em função do fluxo (Nessimian & Sanseverino, 1998).

Dentre os gêneros exclusivamente predadores (Berg, 1995), *Larsia*, nos dois períodos e *Nanocladius*, no inverno, ganharam destaque.

Embora a competição dentro da família seja rara, algumas populações de Chironomidae podem exercer essa interação negativa sobre outros invertebrados bentônicos. *Rheotanytarsus*, por exemplo, pode ter sido forte competidor para larvas de Simuliidae no verão e Hydropsychidae no inverno, como observado por Rutherford (1995) (ver Cap. 1).

Já a alta densidade de tubos de *Rheotanytarsus*, no verão, pode ter favorecido a instalação de outros gêneros, como por exemplo *Chironomus*, que veio posteriormente a dominar a comunidade no processo de colonização. Nilsen & Larimore (1973) e

Rutherford (1995) mencionam esses mecanismos de facilitação promovidos por Rotifera sésseis e Chironomidae e Trichoptera construtores de abrigos. Outro fator que deve ter promovido o rápido desenvolvimento de *Chironomus* no verão teria sido o baixo teor de oxigênio dissolvido, freqüentemente observado neste local (CETESB, 1994; 1998a e b) (ver Local de estudo). Este gênero é reconhecidamente tolerante à depleção de oxigênio dissolvido na água (Heliövaara & Väisänen, 1993).

Um fator importante que pode ter atuado negativamente sobre as populações de Chironomidae, especialmente a de *Chironomus* no verão, foi a predação. Vários predadores foram observados nos substratos (como Tanypodinae, Hirudinea, Hydracarina, *Dugesia*, Trichodactylidae e *Macrobrachium*) (ver Cap. 1), mas, especialmente no verão, de 1 a 2 bagres (*Imparfinis* sp) ocorreram nos cestos, e muitas cápsulas cefálicas de Chironomidae foram encontradas no conteúdo estomacal de um indivíduo, evidenciando pressão de predação sobre essa família. A predação por peixes promove redução nas populações de maior tamanho, mais facilmente encontradas (Nilsen & Larimore, 1973), como *Chironomus*. Além disso, habitats simples, como os cestos preenchidos por pedras, podem facilitar a predação (Tokeshi, 1995).

A maioria de gêneros e morfotipos de Chironomidae exibiu colonização rápida no verão e lenta no inverno, tornando impossível a identificação, dentro da taxocenose, de populações pioneiras e colonizadoras tardias. No lugar disso, ficou evidente a existência de uma forte influência de fatores ligados à sazonalidade no comportamento de colonização dos taxa. Fatores esses ligados às características dos ciclos de vida das populações e/ou à frequência e intensidade das precipitações atmosféricas, como presenças e densidades das populações na deriva, disponibilidade de nutrientes, desenvolvimento algal, taxa de deposição de detritos e sedimentos finos, teor de oxigênio dissolvido e presença de predadores.

Fluxo, qualidade do alimento e natureza do substrato têm sido considerados fatores importantes na estruturação das taxocenoses Chironomidae em rios, inclusive no Brasil (Sanseverino & Nessimian, 1998). Mas, como foi observado, fatores abióticos relacionados à qualidade do habitat, como teor de oxigênio dissolvido, e interações bióticas também não podem ser descartados (Pinder, 1986).

Ao longo do tempo de exposição, D_{chi} e S_{chi} decresceram no verão e aumentaram no inverno. A diminuição nessas duas medidas no verão pode ter sido consequência de uma predação mais intensa, promovida principalmente pelos bagres e pelo aumento

crescente na intensidade e frequência das chuvas (ver Local de Estudo), que inibiriam o desenvolvimento do perifíton (Boothroyd & Dickie, 1989) e promoveriam a lavagem dos substratos (Benson & Pearson, 1987). Já no inverno, situações opostas seriam observadas diante de fluxo menos intenso, com maior desenvolvimento de microalgas (Chamixaes, 1991 *apud* Bicudo *et al.*, 1995) e macroalgas (Necchi & Pascoaloto, 1993 *apud* Bicudo *et al.*, 1995) e a possibilidade de acúmulo de partículas finas que, segundo Casey & Kendall (1996) tendem a aumentar DT (ver Cap. 3), especialmente D_{chi} . Comportamento sazonal de S_{chi} já foi observado no Hemisfério Norte, com valores máximos durante outono-inverno e mínimos na primavera-verão (Lenat, 1983). Neste trabalho, D_{chi} obteve valores significativamente mais elevados no verão, enquanto S_{chi} foi inicialmente superior no verão e, a partir do 28º dia, mais elevado no inverno.

Resultados similares foram obtidos para DT e S, na análise da comunidade como um todo (ver Cap. 2), demonstrando o importante papel da família Chironomidae na comunidade. Além disso, como na análise da comunidade, a taxocenose acabou também por diagnosticar uma melhor qualidade do habitat no inverno, vistas as fortes dominâncias ocorridas no verão, inclusive pelo tolerante *Chironomus*, contrapondo-se à maior equitatividade observada no inverno.

Da mesma forma, o processo de colonização dos substratos pela família Chironomidae assemelhou-se em muito àquele descrito para a comunidade (ver Cap. 1). Assim, a despeito das diferenças no nível de identificação dos taxa, a colonização pela taxocenose Chironomidae comportou-se helicoidalmente, tendo ocorrido 4 (verão) a 5 (inverno) ciclos de colonização, com 1 (verão) e 3 (inverno) momentos de equilíbrio, em que igualdades nas taxas de colonização e extinção e estabilidade em S_{chi} ocorreram simultaneamente, como sugerido por Mackay (1992). Esse padrão reflete o íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores (deriva e substrato natural) e local de colonização (substratos artificiais) que promovem uma dinâmica permanente de chegada e partida de organismos. Além disso, houve uma tendência à diminuição na entrada e saída de taxa novos e recorrentes e na alteração das estruturas das comunidades.

CONCLUSÕES

1. A colonização dos substratos pela taxocenose Chironomidae parece ter sido influenciada por fatores como: tipo e textura do substrato (incluindo desenvolvimento de perifíton e

- deposição de detritos e silte), densidade das populações colonizadoras (que relaciona-se com os ciclos de vida e disponibilidade de jovens), interações bióticas (predação e facilitação), teor de oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza.
2. Como muitos desses fatores sofrem influência da sazonalidade, o processo de colonização dos substratos pela taxocenose Chironomidae acabou diferindo nos dois períodos estudados, tanto em termos de composição, já que no verão *Rheotanytarsus* e *Chironomus* estiveram em destaque, enquanto que no inverno, *Cricotopus* e *Nanocladius* tomaram essa posição, quanto em relação às velocidades de colonização, que foi rápida no verão e lenta no inverno, tendo as curvas de colonização de muitos gêneros e morfotipos (*Beardius*, *Lauterborniella*, *Polypedilum*, *N. rhabdomantis*, *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus*, Tt gên. B, Tt gên. D, *Nanocladius* e *Larsia*) seguido tendências diferentes nos 2 períodos de estudo.
 3. Ao longo do tempo de exposição, D_{chi} e S_{chi} tenderam a decrescer no verão e a aumentar no inverno. Entretanto, D_{chi} obteve valores significativamente mais elevados no verão, enquanto S_{chi} foi inicialmente superior no verão e, a partir do 28º dia, superior no inverno.
 4. O processo de colonização dos substratos pela taxocenose Chironomidae comportou-se helicoidalmente, tendo ocorrido 4 (verão) a 5 (inverno) ciclos de colonização, em que 1 (verão) e 3 (inverno) momentos de equilíbrio foram identificados, refletindo a dinâmica permanente de chegada e partida de organismos, conseqüente do íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores e substrato artificial. Além disso, houve uma tendência à diminuição na entrada e saída de taxa novos e recorrentes e na alteração das estruturas das comunidades.
 5. O processo de colonização da taxocenose Chironomidae assemelhou-se àquela observada para a comunidade como um todo (ver Cap. 1), refletindo a importância desse taxa na biota colonizadora dos substratos.

BIBLIOGRAFIA

ANAYA, M. 1997 Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, rio do Peixe (SP, Brasil). Dissertação de Mestrado. São Paulo, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 140p.

- ARMITAGE, P.D. 1995 Chironomidae as food. **In:** ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (eds) **The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges**. Cap. 17. Bodmin, Chapman & Hall. Pp. 423-35.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. 1987 The role of drift and effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, v. **18**, p. 109-116.
- BENZIE, J.A.H. 1984 The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, v. **111**, p. 171-179.
- BERG, M.B. 1995 Larval food and feeding behaviour. **In:** ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (eds) **The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges**. Cap. 7. Bodmin, Chapman & Hall. Pp. 136-68.
- BICUDO, D.C.; NECCHI, Jr, O. & CHAMIXAES, C.B.C.B. 1995 Peryphyton studies in Brazil: presente and perspectives. **In:** TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (eds) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências/Sociedade Brasileira de Limnologia. pp. 33-58.
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- BRANDIMARTE, A.L. 1997 Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil). Tese de Doutorado. São Paulo, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 97p.
- CAIRNS, Jr, J. & PRAT, J.R. 1993 A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. **In:** ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 10-27.
- CASEY, R.J. & KENDALL, S.A. 1996 Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. **341**, p. 57-64.
- CETESB 1994 **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 225p.
- CETESB 1998a **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1996**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 267p.

- CETESB 1998b **Monitoramento integrado das Bacias do Alto e Médio Tietê. Relatório Final.** São Paulo, CETESB, Relatório Técnico (Revisão Zero-R0). 312p.
- COFFMAN, W.P. & FERRINGTON, JR, L.C. 1996 Chironomidae. **In:** Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds) **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3th ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co., p. 635-754.
- CRANSTON, P.S. 1995 Introduction. **In:** ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (eds) **The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges.** Cap. 1. Bodmin, Chapman & Hall. Pp. 1-7.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. 16, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, v. 75, n. 1, p. 65-72.
- DICKSON, K.L. & CAIRNS, Jr, J. 1972 The relationship of fresh-water macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the MacArthur-Wilson equilibrium model. **Am. Midl. Nat.**, v. 88, n. 1, p. 68-75.
- DICKSON, K.L.; CAIRNS, JR, J. & ARNOLD, J.C. 1971 An evaluation of the use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. **Trans. Amer. Fish. Soc.**, v. 100, n. 3, p. 553-559.
- EPLER, J.H. 1995 **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida.** Tallahassee, Florida Dept. Environ. Protection.
- FCTH (Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica) 1998 **Banco de dados pluviométricos do Estado de São Paulo (Atualizado até 1997).** Barueri, DAEE/FCTH-USP. CD-ROM.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments.** Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- HELIÖVAARA, K. & VÄISÄNEN, R. 1993 **Insects and pollution.** Boca Raton, CRC Press, Inc. 393p.
- HILSENHOFF, W.L. 1969 An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. **Limnol. Oceanogr.**, v. 14, p. 465-471.
- KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. 1998 Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. **In:** Nessimian, J.L. &

- Carvalho, A.L. (eds) **Ecologia de insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. P. 157-73.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. USEPA/600/4-90/030. Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory. 256p.
- LENAT, D.R. 1983 Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessments. **Freshwat. Invertebr. Biol.**, v. 2, n. 4, p. 192-8.
- LINDEGAARD, C. 1995 Classification of water-bodies and pollution. **In: ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (eds) The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges**. Cap. 15. Bodmin, Chapman & Hall. Pp. 385-422.
- MACKAY, R.J. 1992 Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, p. 617-628.
- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L. & POLACK, L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.**, v. 9, n. 4, p. 381-92.
- NESSIMIAN, J.L. & SANSEVERINO, A. 1998 Trophic functional characterization of Chironomidae larvae (Diptera: Chironomidae) in a first order stream at the mountain region of Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 2115-9.
- NILSEN, H.C. & LARIMORE, R.W. 1973 Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskasbia river, Illinois. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 366-374.
- PINDER, L.C.V. 1986 Biology of freshwater Chironomidae. **Ann. Rev. Entomol.**, v. 31, p. 1-23.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. **In: CAIRNS, JR, J. (ed.) Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993 Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 1-9.
- RUTHERFORD, J.E. 1995 Patterns of dispersion of aquatic insects colonizing artificial substrates in a southern Ontario stream. **Can. J. Zool.**, v. 73, p. 458-68.

- SANSEVERINO, A. & NESSIMIAN, J.L. 1998 Habitat preferences of Chironomidae larvae in an upland stream of Atlantic Forest, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **26**, p. 2141-4.
- SANSEVERINO, A.M.; NESSIMIAN, J.L. & OLIVEIRA, A.L.H. 1998 A fauna de Chironomidae (Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis, RJ). **In:** Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (eds) **Ecologia de insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. P. 253-63.
- SERRANO, M.A.S.; SEVERI, W. & TOLEDO, V.J.S. 1998 Comunidades de Chironomidae e outros macroinvertebrados em um rio tropical de planície - rio Bento Gomes/MT. **In:** Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (eds) **Ecologia de insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. P. 265-78.
- SIEGEL, S. 1975 **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill. 350p.
- TOKESHI, M. 1995 Species interactions and community structure. **In:** ARMITAGE, P.; CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (eds) **The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges**. Cap. 12. Bodmin, Chapman & Hall. Pp. 297-335.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995 **Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos, UFSCar/PPG - Ecologia e Recursos Naturais. 229p.
- WASHINGTON, H.G. 1984 Diversity, biotic and similarity indices - a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. 18, n. 6, p. 653-94.

V - COMPARAÇÃO ENTRE A FAUNA BENTÔNICA DE SUBSTRATOS ARTIFICIAL E NATURAL.

ABSTRACT

The routine use of biological communities in ecological assessment of aquatic environments is increasing and artificial substrate is a benthic invertebrate sampling method usually recommended for this purpose. This method presents many advantages, including: lowest cost, lowest sample variability, fastest sample processing and standardization of the sampling program. This work compares invertebrate communities developed in pebble filled baskets with those sampled directly from natural substrate using a modified Petersen grab and the environmental assessments related to both methods. Samples were obtained at a Tietê River site located in Biritiba Mirim municipal district. In general, most organisms composing the natural community was present at baskets too, although with different relative abundances. Many *taxa* occurred exclusively in the artificial substrate and just some rare Chironomidae genera had their presence associated to natural substrate. Artificial substrate communities and Chironomidae assemblages were denser and more diverse than those showed by grab samples. So, most metrics, except the O/C ratio, were higher in the basket samples. The environment assessment obtained using artificial substrate overestimate the habitat quality, comparing both the grab results and water physical and chemical data. So, it will be necessary an adaptation of the multimetric system for use in monitoring network if the artificial substrate were adopted as sampling method.

RESUMO

O estudo rotineiro de comunidades biológicas para a avaliação ecológica da qualidade de ambientes aquáticos tem se ampliado e um dos métodos de coleta de invertebrados bentônicos mais recomendados para esse fim é o substrato artificial, que promete uma série de vantagens, entre as quais: baixo custo, baixa variabilidade entre réplicas, amostra rapidamente processável e padronização do programa de amostragem. Este trabalho compara as comunidades coletadas com substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedra de brita com a do substrato natural, assim como as respostas ambientais a elas

associadas. Para tanto foram obtidas amostras com substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedra de brita e com pegador do tipo Petersen modificado em trecho do rio Tietê no município de Biritiba Mirim. Em geral, os elementos que compuseram as comunidades naturais também foram observados nos cestos, embora em proporções diferentes. Muitos *taxa* tiveram ocorrências exclusivas no substrato artificial e apenas no estudo mais fino da taxocenose Chironomidae foi possível observar gêneros exclusivos do substrato natural. As comunidades e taxocenoses Chironomidae coletadas com substrato artificial foram muito mais densas e diversas do que aquelas obtidas através de amostragem do substrato natural. Os valores médios da maioria dos índices, inclusive do multimétrico, foram, em geral, superiores nos cestos, de forma que o diagnóstico decorrente do uso do substrato artificial tendeu a superestimar a qualidade do local, tanto em relação àquele obtido com amostragem convencional quanto aos dados físicos e químicos da água, sendo portanto necessária uma adequação do índice multimétrico quando no emprego dos substratos em rede de monitoramento.

INTRODUÇÃO

A aplicação sistemática de métodos biológicos para a avaliação da qualidade da água teve início na primeira década deste século, com a criação do Sistema Saprobiano, na Europa, por Kolkwitz & Marsson (Cairns & Pratt, 1993). A partir de então, seu uso só tendeu a ampliar-se, principalmente diante da vantagem que a metodologia oferecia sobre a análise puramente física e química do ambiente contaminado. Ao contrário dos dados físicos e químicos, de caráter instantâneo, e limitados pela sensibilidade do aparelho ou do método analítico empregado, a análise biológica mostrou-se eficiente na detecção de níveis brandos de poluição e de descargas intermitentes de poluentes (Prat *et al.*, 1986).

Substratos artificiais já a algum tempo vêm sendo recomendados e utilizados como método de coleta de macroinvertebrados bentônicos em programas rotineiros que visam o monitoramento temporal ou espacial da qualidade ecológica do ambiente aquático (Hilsenhoff, 1969; De Pauw *et al.*, 1986; Clements *et al.*, 1989; Boothroyd & Dickie, 1989; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; Thorne & Williams, 1997; APHA, 1998; Araújo *et al.*, 1998).

Seu baixo custo, o processamento mais rápido das amostras obtidas com substrato artificial, as possibilidades de diminuir a variabilidade amostral decorrente da

heterogeneidade dos substratos, principalmente em ambientes lóticos, e de padronizar o programa de amostragem, têm sido apontadas como principais vantagens em sua adoção em redes de biomonitoramento (Dickson *et al.*, 1971; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993). No entanto, há quem recomende seu uso apenas quando metodologias tradicionais de amostragem direta do substrato natural não forem possíveis ou quando a redução da variabilidade for realmente necessária (Gibbons *et al.*, 1993; Rosenberg *et al.*, no prelo), já que é um método reconhecidamente seletivo para organismos de maior motilidade ou que estejam presentes na deriva (=drift, do inglês), agregando uma comunidade muitas vezes não representativa da fauna do substrato natural (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), e por não servir à avaliação da qualidade dos sedimentos locais (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993). Apesar de sua seletividade e artificialidade, a fauna que coloniza os substratos compõem-se dos *taxa* mais importantes como indicadores da qualidade da água (Dickson *et al.*, 1971) e refletirá a capacidade do ambiente de sustentar vida aquática, adequando-se portanto, aos propósitos de monitoramento da qualidade da água (Clements *et al.*, 1989; Klemm *et al.*, 1990; APHA, 1998), podendo ser usado como complemento a outros métodos, inclusive em projetos em que o objetivo inclua uma avaliação da qualidade dos sedimentos (Swift *et al.*, 1996).

Os amostradores de placas múltiplas de Hester-Dendy e os cestos preenchidos com pedras são os substratos artificiais mais recomendados e usados (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998) e, muitas vezes, o segundo tem sido preferido em relação ao primeiro (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992; Gibbons *et al.*, 1993).

Este trabalho compara as comunidades coletadas com substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedra de brita com a do substrato natural, assim como as respostas ambientais à elas associadas.

MATERIAL & MÉTODOS

O experimento de colonização foi executado em dois períodos, um no verão (13/02/93 a 17/04/93) e outro no inverno (10/07/93 a 11/09/93).

Como substratos artificiais foram utilizados cestos, construídos em tela de polietileno com abertura de 1,0 cm, e capacidade total de 5225cm³ (19x11x25cm), preenchidos com pedras do tipo brita de tamanho aproximado de 4 cm.

Trinta e cinco cestos foram simultaneamente colocados, nos primeiros dias de experimento de cada período de estudo, em trecho do rio Tietê, na altura da cidade de Biritiba Mirim. O local do experimento situa-se a jusante da ETA deste município e próximo do ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). Foram retiradas 4 réplicas (escolhidas por sorteio) nos seguintes intervalos de tempo: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias a partir da instalação. De modo a prevenir perdas dos substratos por enxurrada ou vandalismo foram utilizados 7 cestos excedentes em cada período de estudo.

Na retirada, os cestos foram colocados em sacos plásticos quando ainda imersos, de modo a prevenir a perda por lavagem provocada pela tensão superficial da água (APHA, 1998). Na última data de coleta de cada período foram tiradas três réplicas do ambiente com pegador de fundo (Petersen modificado, com área de pegada de aproximadamente $1/17 \text{ m}^2$), para análise da comunidade natural. Às amostras foi adicionado formol 40% neutralizado, em volume suficiente para se obter uma concentração final de aproximadamente 4%.

No laboratório, os cestos foram abertos e as pedras imersas, por cerca de 15 minutos, em solução fraca de ácido clorídrico ($7\text{L H}_2\text{O} + 210 \text{ mL álcool } 96\text{-}98^\circ\text{GL} + 10\text{mL HCl } 37\%$), para facilitar o despreendimento dos organismos que aderem-se mais fortemente ao substrato. A seguir, a solução foi passada por rede com malha de 0,5mm de abertura e as pedras foram lavadas sobre a mesma rede, com auxílio de uma escova de cerda macia. As amostras obtidas com pegador também foram lavadas em rede de 0,5mm. Todo o material foi conservado em álcool 70°GL e corado com rosa de Bengala.

As cápsulas cefálicas e os corpos das larvas de Chironomidae foram montados separadamente, em preparações semi-permanentes, utilizando-se o meio CMC-9F.

Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Pennak (1989), Thorp & Covich, 1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III) e Merritt & Cummins (1996), e, para as larvas de Chironomidae, as de Epler (1995), Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Coffman & Ferrington (1996).

As densidades em cestos foram expressas como ind./cesto, e em pegador como ind./ m^2 . Médias aritméticas para cada data de coleta para os cestos e para as amostras do substrato natural foram obtidas. As comunidades bentônicas e as taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial e natural foram comparadas primeiramente através de índices de similaridade.

Dois Índices de Similaridade (Washington, 1984) foram calculados, a partir dos valores médios populacionais, para detectar alterações estruturais ao longo do processo de colonização. Um índice qualitativo (Jaccard) foi empregado para avaliar alterações exclusivas da composição dos *taxa*:

$$Jc = c/(A+B-c), \text{ onde:}$$

c = número de *taxa* comuns às duas amostras;

A = número de *taxa* da amostra A;

B = número de *taxa* da amostra B;

Enquanto que o índice quantitativo (PS), foi usado por melhor refletir alterações estruturais, já que é sensível tanto à composição quanto às abundâncias relativas dos *taxa* comuns:

$$PS = \Sigma (\text{mín}_{iA,iB})$$

iA = abundância relativa da espécie i na amostra A;

iB = abundância relativa da espécie i na amostra B;

A biota dos dois tipos de substrato também serão comparadas em relação às suas repostas à qualidade do habitat, através de Índices comumente utilizados em biomonitoramento, ou seja:

Riqueza (S), como sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.

Dominância (DOM), como sendo o maior valor de abundância relativa na amostra.

Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), ou seja,

$$H' = - \Sigma p_i \log_2 p_i, \text{ onde:}$$

$p_i = n_i/N$ e n_i = densidade do *taxa* i ; N = densidade total.

Índice de Comparação Sequencial (ICS)(Cairns & Dickson, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992).

Razão Oligochaeta/Chironomidae (Wiederholm, 1980), ou seja,

$$O/C = n_{OLIGOCHAETA}/(n_{OLIGOCHAETA} + n_{CHIRONOMIDAE} - n_{TANYPODINAE}),$$

onde:

$n_{OLIGOCHAETA}$ = densidade de OLIGOCHAETA;

$n_{CHIRONOMIDAE}$ = densidade de CHIRONOMIDAE;

$n_{\text{TANYPODINAE}}$ = densidade de TANYPODINAE.

Razão Tanytarsini/Chironomidae (Ohio EPA, 1987), ou seja,

$Tt/Chi = n_{\text{TANYTARSINI}}/n_{\text{CHIRONOMIDAE}}$, onde:

$n_{\text{TANYTARSINI}}$ = densidade de TANYTARSINI;

$n_{\text{CHIRONOMIDAE}}$ = densidade de CHIRONOMIDAE.

Índice multimétrico, utilizando os valores de S, DOM e O/C. No cálculo deste índice multimétrico os resultados obtidos para S, DOM e O/C a cada réplica, são substituídos por um valor, segundo as faixas abaixo:

valor	classificação	cor/padrão	S	DOM	O/C
5	péssimo	preto	azóico		
4	ruim	vermelha	$S \leq 4$	$D > 75$	$O/C > 0,75$
3	regular	amarelo	$8 \geq S > 4$	$50 < D \leq 75$	$0,50 < O/C \leq 0,75$
2	boa	verde	$12 \geq S > 8$	$25 < D \leq 50$	$0,25 < O/C \leq 0,50$
1	ótima	azul	$S > 12$	$D \leq 25$	$O/C \leq 25$

O valor do índice multimétrico para cada cesto será a média aritmética do ranking dos três índices parciais e, o valor para cada data de coleta, que representará o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética dos índices multimétricos das réplicas.

O teste “U” de Mann-Whitney (Siegel, 1975) foi utilizado para a comparação dos resultados obtidos em substratos artificiais e cestos, exceto para o Índice multimétrico, em que apenas os diagnósticos finais foram confrontados.

LOCAL DE ESTUDO

O experimento foi realizado em um ponto do rio Tietê localizado à jusante da ETA de Biritiba Mirim e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a). O local situa-se na 6ª UGRHI do Estado de São Paulo ou seja, na bacia do rio Tietê Alto-Cabeceiras (CETESB, 1998a), a montante de grandes indústrias e em região de intensa atividade horti-frutigranjeira e de pastagens naturais.

Dados da rede de monitoramento da CETESB, obtidos em Janeiro e Março, no período da cheia, e em Julho e Setembro, no período de seca, do mesmo ano (CETESB,

1994), mostraram uma quantidade de resíduos em suspensão na água superficial muito elevada no verão (127 mg/L, em Jan), diminuindo no inverno (39 e 29 mg/L, em Jul e Set, respectivamente). Conseqüentemente, uma maior turbidez também foi observada no verão (39 UNT X 7 e 2 UNT).

Por outro lado, o teor de oxigênio superficial tendeu a ser mais baixo durante a cheia (3,1 e 1,1 mg/L, em Jan e Mar, respectivamente), tendo sido um importante fator de estresse à fauna bentônica neste período. Estudos posteriores neste mesmo local, inclusive com levantamentos do bentos da zona de deposição, indicaram semelhante comportamento do oxigênio dissolvido na água superficial e de fundo (CETESB, 1998a e b). O período de maior volume d'água foi também aquele em que os valores de P_{total} , $N_{amoniacal}$, coliformes fecais e DBO na água superficial chegaram a ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação CONAMA para águas da classe 2 (CETESB, 1994).

As concentrações químicas dos sedimentos, obtidas de amostras retiradas na última data de coleta, mostraram-se baixas (Tab. III), nunca tendo superado os valores limites de início de efeito deletério sobre a biota, segundo os critérios mais restritivos existentes na literatura (Smith *et al.*, 1996).

Tabela I. Dados químicos dos sedimentos do rio Tietê (Biritiba Mirim), obtidos em 11/09/93.

	RESULTADO	INÍCIO DE EFEITO*
Alumínio ($\mu\text{g/g}$)	17700	-
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	<0,5	0,58
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	<10	31
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	<1	16
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	6,65	26
Ferro ($\mu\text{g/g}$)	5460	-
Fosfato total ($\mu\text{g/g}$)	160	-
Manganês ($\mu\text{g/g}$)	180	-
Merúrio ($\mu\text{g/g}$)	<0,05	0,15
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	7	16
Nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/g}$)	130	-
Nitrogênio Kjeldahl ($\mu\text{g/g}$)	1200	-
Nitrogênio nitrato ($\mu\text{g/g}$)	0,08	-
Nitrogênio nitrito ($\mu\text{g/g}$)	<0,005	-
Nitrogênio orgânico ($\mu\text{g/g}$)	1070	-
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	32	98

* Valores mais restritivos de critérios compilados em Smith *et al.*, 1996.

RESULTADOS

A tabela II compara as composições das comunidades obtidas com cestos e com pegador. Os substratos artificiais capturaram, frequentemente com exclusividade, uma maior variedade de *taxa*, não tendo ocorrido nenhum *taxon* que tivesse sido amostrado apenas pela amostragem direta do substrato natural.

Tabela II. Composição das comunidades de macroinvertebrados do substrato artificial (C) e do natural (P), no verão e no inverno.

TAXA	verão		inverno		TAXA	verão		inverno	
	C	P	C	P		C	P	C	P
BRYOZOA					Ceratopogonidae				
NEMERTINEA					Baetidae				
<i>Dugesia</i>					Caenidae				
OLIGOCHAETA					Ephemeridae				
HIRUDINEA					Leptophlebiidae				
Ancylidae					Trichorythidae				
Planorbidae					Hydroptilidae				
GASTROPODA n.i.					Hydropsychidae				
Sphaeriidae					Leptoceridae				
PELECYPODA n.i.					Palingeniidae				
<i>Macrobrachium</i>					Polycentropodidae				
Trichodactylidae					Gyrinidae				
HYDRACARINA					Grypopterigidae				
Chironomini					COLEOPTERA n.i.				
Tanytarsini					Calopterygidae				
Orthocladiinae					Coenagrionidae				
Tanypodinae					Protoneuridae				
Empididae					Libellulidae				
Simuliidae					HEMIPTERA				
Chaoboridae									

As figuras 1 e 2 exibem as estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificiais nas várias datas de coleta e daquela residente no substrato natural do rio Tietê, na região de captação de água para abastecimento público de Biritiba Mirim, durante o verão e o inverno, respectivamente. Assim como para os cestos, as comunidades bentônicas coletadas com pegador diferiram muito nos dois períodos de experimento. Além disso, os elementos que compuseram as comunidades naturais também ocorreram nos cestos, embora, na maioria das vezes, em diferentes proporções.

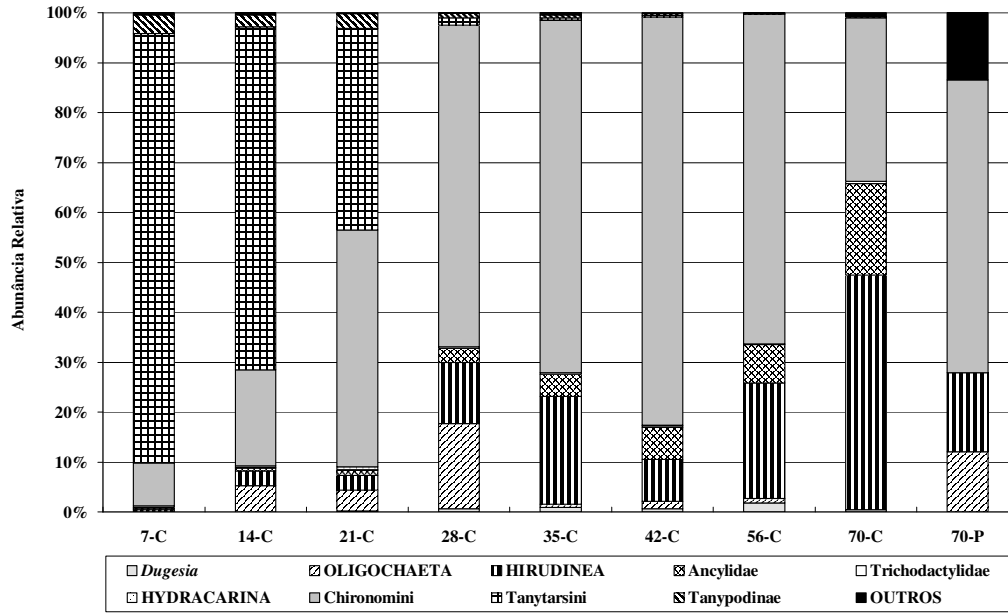


Figura 1. Estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o verão.

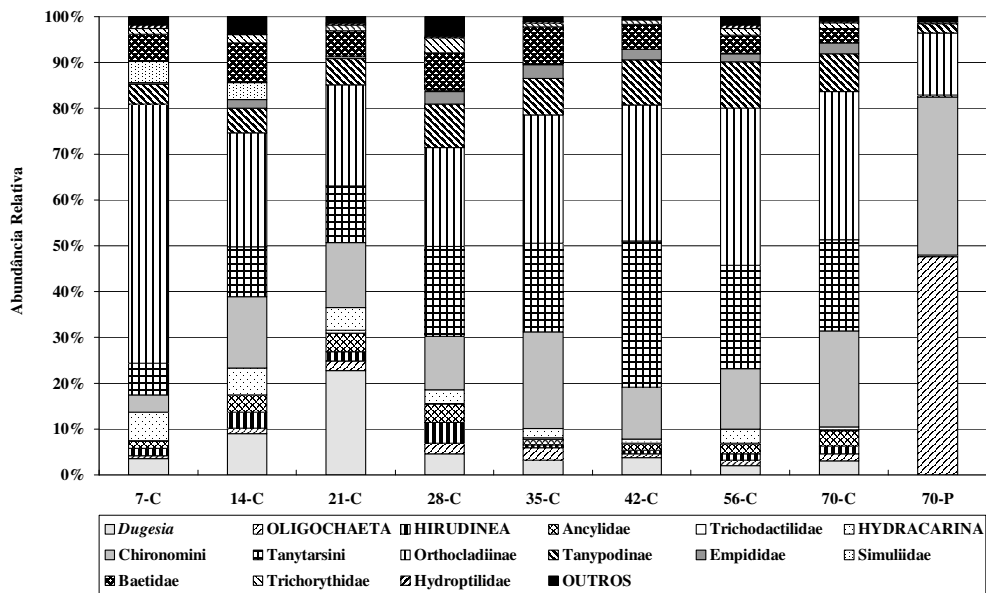


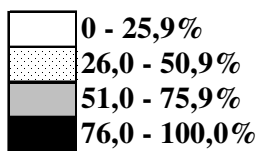
Figura 2. Estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o inverno.

Os resultados dos índices de similaridade, empregados na comparação das comunidades de substratos artificial e natural, estão apresentados na tabela III. No verão,

apesar de totalmente diferentes em termos de composição, segundo resultado do Índice de Jaccard, ocorreu a maior semelhança entre a comunidade do cesto (28º dia) e do sedimento (pegador), em termos de abundâncias relativas dos *taxa* comuns (PS). Além disso, as similaridades decresceram antes e depois do 28º dia. Já no inverno, as comunidades foram apenas fracamente similares, tanto qualitativa (Jaccard) quanto quantitativamente (PS).

Tabela III. Resultados da comparação entre as comunidades de substrato artificial e natural efetuada através dos Índices de Similaridade, no verão e no inverno.

dias	COMUNIDADE							
	VERÃO				INVERNO			
	PS		Jaccard		PS		Jaccard	
7	9,1		18,2		21,4		39,1	
14	27,4		16,0		34,1		44,0	
21	54,6		17,4		33,2		47,4	
28	82,9		18,8		31,4		35,7	
35	75,2		19,0		40,7		33,3	
42	68,5		29,4		29,1		50,0	
56	75,4		17,6		31,8		39,3	
70	48,6		8,7		39,7		40,0	



Também com relação à composição da taxocenose Chironomidae (Tab. IV) foi possível notar uma maior variedade de gêneros e morfotipos nas amostras de substrato artificial. A maioria dos componentes das amostras coletadas com pegador ocorreram também nos de cestos, tendo sido ocorrências exclusivas das amostras do substrato natural, embora algumas vezes em pequenas proporções, *Fissimentum* e *Stenochironomus*, no verão e *Stenochironomus* e *Djalmabatista*, no inverno.

Tabela IV. Composição das taxocenoses Chironomidae do substrato artificial (C) e do natural (P), no verão e no inverno. Entre parêntese, as chaves utilizadas na identificação (E = Epler (1995); T-S&S = Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e C&F = Coffman & Ferrington (1996))

TAXA	verão		inverno		TAXA	verão		inverno	
	C	P	C	P		C	P	C	P
<i>Asheum</i> (T-S&S, C&F)					<i>Rheotanytarsus</i> (E, T-S&S)				
<i>Axarus</i> (T-S&S, C&F)					<i>Stempellina</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Beardius</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Stempellinella</i> (E, C&F)				
<i>Chironomus</i> c/br. abd. (E, T-S&S, C&F)					<i>Tanytarsus</i> (T-S&S)				
<i>Chironomus</i> s/br. abd.					Tt gên. A (T-S&S, C&F)				
<i>Cladopelma</i> (E, T-S&S, C&F)					Tt gên. B (T-S&S)				
<i>Cryptochironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					Tt gên. D (T-S&S)				
<i>Dicrotendipes</i> (E, T-S&S)					<i>Corynoneura</i> (E, T-S&S)				
<i>Endochironomus</i> (E)					<i>Cricotopus</i> (E, T-S&S)				
<i>Fissimentum</i> (T-S&S)					<i>Lopescladius</i> (T-S&S)				
<i>Goeldichironomus</i> (E, C&F)					<i>Metriocnemus obscuripes</i> (E)				
<i>Harnischia</i> sp 2 (T-S&S)					<i>Nanocladius</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Lauterborniella</i> (T-S&S)					<i>Thienemaniella</i> (E, T-S&S)				
<i>Nilothauma</i> (T-S&S)					<i>T. fusca</i> (T-S&S)				
<i>Parachironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					O. gên. A				
<i>Paralauterborniella</i> (T-S&S)					<i>Ablabesmyia</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Polypedilum</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Brundiniella</i> (T-S&S)				
<i>Saetheria</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Clinotanypus</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Stenochironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Djalmabatista</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Tribelos</i> (T-S&S)					<i>Labrundinia</i> (E, T-S&S, C&F)				
Chi. gên. A					<i>Larsia</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Nimbocera</i> (T-S&S)					<i>Pentaneura</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>N. rhabdomantis</i> (T-S&S)					Tp gên. A				

As taxocenoses Chironomidae, coletadas por meio dos dois tipos de amostragens, no verão e no inverno, estão representadas nas figuras 3 e 4, respectivamente. Como para a

comunidade, as taxocenoses, tanto do substrato artificial quanto do natural, diferiram muito entre os períodos de estudo.

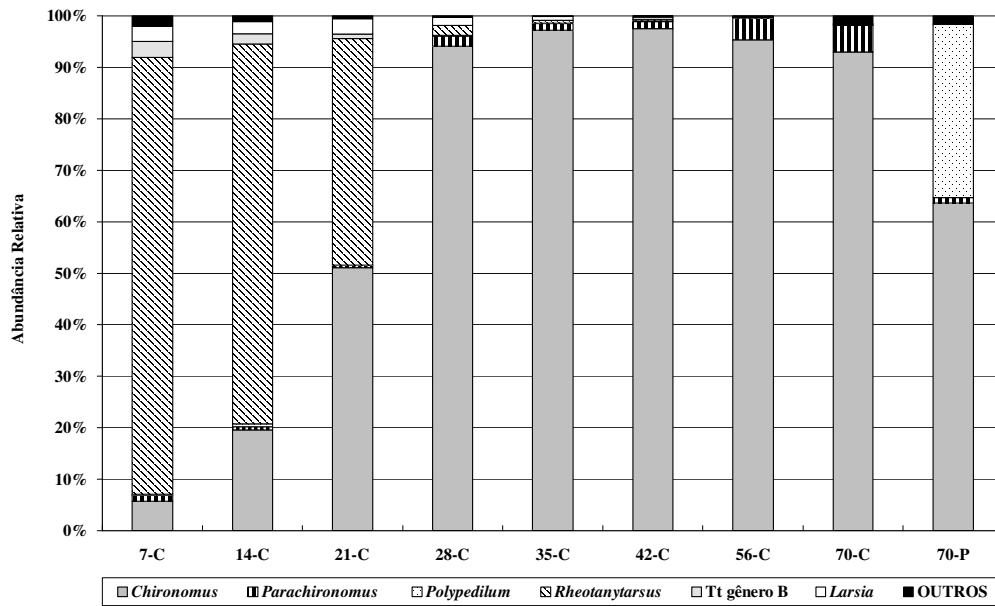


Figura 3. Estruturas das taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o verão.

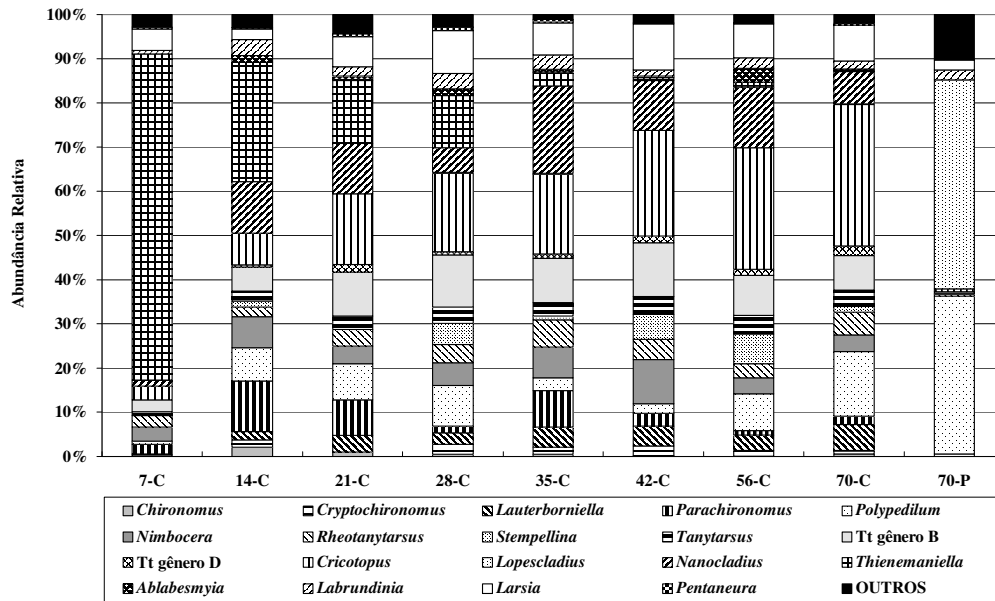


Figura 4. Estruturas das taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o inverno.

A tabela V apresenta os resultados dos Índices de Similaridade usados na comparação das taxocenoses Chironomidae colonizadoras dos substratos artificial e natural. No verão, as taxocenoses chegaram a assemelhar-se medianamente com relação à contribuição relativa de seus *taxa* comuns (PS), mas foram de fracamente similares a diferentes em termos de composição (Jaccard). No inverno, as taxocenoses obtidas com cestos e com pegador foram quantitativamente diferentes (PS) e qualitativamente fracamente similares (Jaccard).

Tabela V. Resultados da comparação entre as taxocenoses Chironomidae de substrato artificial e natural efetuada através dos Índices de Similaridade, no verão e no inverno.

dias	CHIRONOMIDAE							
	VERÃO				INVERNO			
	PS		Jaccard		PS		Jaccard	
7	7,1		12,9		5,7		28,6	
14	20,8		18,2		14,9		32,3	
21	51,7		16,7		14,3		18,8	
28	63,2		22,2		16,1		29,4	
35	63,2		26,7		10,0		37,9	
42	63,8		28,6		8,1		36,7	
56	63,4		40,0		15,1		27,0	
70	63,4		36,4		20,9		32,3	

	0 - 25,9%
	26,0 - 50,9%
	51,0 - 75,9%

Os valores médios, mínimos e máximos dos índices de estrutura da comunidade e da taxocenose Chironomidae do verão podem ser vistos na tabela VI. Os valores de densidade (total e de Chironomidae), Riqueza (total e de Chironomidae), do índice de diversidade (ICS) e da razão Tt/Chi foram quase sempre superiores nas comunidades colonizadoras dos cestos. Os valores de dominância e de diversidade de Shannon (H') foram similares, mas a variabilidade dos dados foi menor entre as amostras coletadas com pegador. Para a razão O/C, os valores médios e mínimos foram mais elevados no pegador, mas o maior resultado observado ocorreu nos cestos. Já o diagnóstico decorrente da aplicação de um índice multimétrico diferiu entre os dois tipos de amostragem, tendo resultado em qualidade de ambiente bom para as comunidades de cestos e regular para as do substrato natural.

Tabela VI. Resultados médios (méd.) e valores mínimos (mín.) e máximos (máx.) dos índices de estrutura, calculados ao longo do período de estudo para amostras obtidas com cestos (C) e pegador (P), no verão.

		DT	S	DOM	O/C	M	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
C	méd.	3346	11	0,66	0,072	2	0,213	5,187	1,348	2823	10
	mín.	427	6	0,36	0,000	1	0,000	1,671	0,611	90	2
	máx.	13611	19	0,90	0,621	3	0,906	9,383	2,234	13246	24
P	méd.	141	4	0,62	0,199	3	0,000	2,384	1,464	83	3
	mín.	60	4	0,56	0,139	2	0,000	1,989	1,264	38	2
	máx.	300	5	0,68	0,232	3	0,000	3,006	1,689	167	4

Os resultados do teste “U” de Mann-Whitney, aplicado para comparar as comunidades coletadas com substrato artificial em cada data de amostragem com aquela obtida com pegador confirmam as avaliações das médias (Tab. VII). Os valores de DT, S, Tt/Chi, ICS, D_{chi} e S_{chi} foram com frequência significativamente superiores para as comunidades de cestos, enquanto que O/C o foi para as comunidades do substrato natural, e os valores de DOM e H' em geral não foram diferentes para os dois tipos de amostragem.

Tabela VII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices calculados para amostras obtidas em cestos e com pegador, no verão.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
7	0,028	0,028	0,200	0,028	0,028	0,250	0,200	0,028	0,028
	C	C		P	C			C	C
14	0,028	0,028	0,200	0,314	0,028	0,050	0,314	0,057	0,028
	C	C			C	C		C	C
21	0,028	0,028	0,114	0,200	0,028	0,100	0,429	0,028	0,028
	C	C			C	C		C	C
28	0,028	0,028	>0,314	0,200	0,028	0,057	0,429	0,028	0,028
	C	C			C	C		C	C
35	0,028	0,028	0,114	0,028	<0,114	0,028	0,114	0,028	0,057
	C	C		P		C		C	C
42	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,429	0,114	0,028	0,028
	C	C	C	P	C			C	C
56	0,028	0,028	0,314	0,028	0,200	0,200	0,429	0,028	0,114
	C	C		P				C	
70	0,028	0,028	0,200	0,028	0,200	0,057	0,200	0,200	>0,314
	C	C		P		C			

$\rho > 0,100$

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

P = valor obtido com pegador foi superior

C = valor obtido com cesto foi superior

A tabela VIII apresenta os valores médios, mínimos e máximos dos índices de estrutura da comunidade e da taxocenose Chironomidae para o inverno. Neste período, apenas os valores médios de DT de cestos e pegador pouco se diferenciaram. Os valores de riqueza (S e S_{chi}), da razão Tt/Chi, das diversidades (ICS e H') e de densidade de Chironomidae em geral foram mais elevados para a comunidade e taxocenose colonizadora dos substratos artificiais. A razão O/C, como no verão, foi superior na comunidades natural. Também os valores de dominância, no inverno, foram mais elevados nas amostras de pegador. Novamente, o diagnóstico obtido através da aplicação do índice multimétrico diferiu para os dois tipos de amostragem, com amplitude ainda maior de desvio, já que a qualidade do ambiente passou a ser boa com os dados das comunidades de cestos, melhorando em relação ao verão, e permaneceu regular para a comunidade do substrato natural.

Tabela VIII. Resultados médios (méd.) e valores mínimos (mín.) e máximos (máx.) dos índices de estrutura, calculados ao longo do período de estudo para amostras obtidas com cestos (C) e pegador (P), no inverno.

		DT	S	DOM	O/C	M	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
C	méd.	493	17	0,34	0,026	1	0,279	13,465	2,819	366	19
	mín.	58	10	0,19	0,000	1	0,027	5,874	1,813	28	8
	máx.	1446	23	0,70	0,122	2	0,687	18,491	3,508	1097	29
P	méd.	366	7	0,70	0,390	3	0,007	3,276	1,268	185	6
	mín.	256	5	0,48	0,069	2	0,004	1,689	0,980	91	5
	máx.	547	10	0,81	0,857	3	0,011	4,776	1,717	276	8

Na tabela IX encontram-se os resultados do teste “U” de Mann-Whitney para as comparações entre as comunidades dos substratos artificial e natural ao longo do experimento de inverno. Mais uma vez, esses resultados concordaram em grande parte com as observações relativas aos valores médios, mínimos e máximos dos índices. Assim, foi possível notar que os valores de S, Tt/Chi, ICS, H' e S_{chi} foram, de fato, com frequência estatisticamente superiores nas comunidades de cestos. O inverso foi observado para DOM e a razão O/C. Já para os dados de densidade (total e de Chironomidae) os resultados variaram, tendo sido similares em pelo menos 50% das comparações, superior para a comunidade natural no 21^o dia e para a de cesto na segunda metade do tempo de colonização.

Tabela IX. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices calculados para amostras obtidas em cestos e com pegador, no inverno.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
7	0,114	0,028	0,114	0,028	0,028	0,028	0,028	0,200	<0,057
		C		P	C	C	C		C
14	0,571	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,429	0,028
		C	P	P	C	C	C		C
21	0,028	<0,057	0,028	0,057	0,028	0,028	0,028	0,057	0,028
	P	C	P	P	C	C	C	P	C
28	0,314	0,028	0,028	0,057	0,028	0,028	0,028	0,114	0,028
		C	P	P	C	C	C		C
35	0,057	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028
	C	C	P	P	C	C	C	C	C
42	0,429	0,028	0,057	0,028	0,028	0,028	0,028	0,429	0,028
		C	P	P	C	C	C		C
56	0,200	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028
		C	P	P	C	C	C	C	C
70	0,057	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028
	C	C	P	P	C	C	C	C	C

	$\rho > 0,100$
	$0,100 \geq \rho > 0,05$
	$\rho \leq 0,05$

P = valor obtido com pegador foi superior

C = valor obtido com cesto foi superior

DISCUSSÃO

As comunidades e as taxocenoses Chironomidae estudadas foram mais diversas no substrato artificial do que no natural, tendo a maioria dos índices sido consequentemente superiores nas amostras deste equipamento. De fato, os cestos foram excelentes amostradores de insetos, principalmente larvas de Chironomidae, mas não exibiram igual eficiência na coleta de Oligochaeta, acarretando valores superiores da razão O/C para amostras obtidas com pegador. Klemm *et al.* (1990) já haviam mencionado a eficiência dos cestos na coleta de insetos, enquanto que outros autores (por ex.: Deutsch, 1980; Benzie, 1984) desqualificaram os substratos artificiais para a amostragem de Oligochaeta e organismos endobentônicos em geral.

Vários trabalhos (Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987; Bylmakers & Sobalvarro, 1989; Boothroyd & Dickie, 1989) têm sugerido que alguns *taxa* preferem o habitat dos

substratos artificiais, enquanto outras evitariam sua colonização. Neste trabalho, a grande maioria dos *taxa* seguiriam a primeira regra, enquanto que apenas mediante uma análise mais detalhada, da taxocenose Chironomidae, foi possível identificar gêneros exclusivos do substrato natural (*Fissimentum*, *Stenochironomus* e *Djalmabatista*). Apesar das preferências observadas, os principais *taxa* coletados com o pegador ocorreram, embora às vezes em diferentes proporções, nos cestos, tendo ocorrido similaridades altas, de até 83%. Comunidades similares, quanto aos *taxa* dominantes, tem sido observadas entre amostras de substrato artificial e natural (Benzie, 1984; Bylmakers & Sobalvarro, 1989), assim como dissimilares (Nilsen & Larimore, 1973).

A comparação entre amostras obtidas com métodos indiretos (substrato artificial) e diretos (pegador) envolve, em verdade, habitats diferentes, já que o primeiro nunca é cópia fiel do substrato natural (Hellawell, 1978; Rabeni & Gibbs, 1978, ambos *apud* Rosenberg & Resh, 1982; Khalaf & Tachet, 1980; Shaw & Minshall, 1980). De fato, nesse trabalho o substrato artificial ofereceu pedras do tipo brita à colonização, enquanto que o fundo do rio Tietê no trecho estudado apresentou-se arenoso. Essa diferença granulométrica pode, em parte, explicar as diferenças observadas entre os números e os tipos de organismos capturados pelo substrato artificial e no substrato natural, que não ofereceria habitats adequados à colonização de alguns *taxa*.

Para Boothroyd & Dickie (1989), além de características do habitat, também a ocorrência e a abundância de populações bentônicas no “drift”, principais colonizadores dos substratos artificiais, influenciarão a comparação entre as faunas de substrato artificial e natural. A oferta de alimentos pode também diferir e ser um pouco responsável pelas diferenças observadas nas duas comunidades (Shaw & Minshall, 1980). Nenhum desses fatores foram avaliados no presente trabalho, ficando como questão futura sua influência sobre o resultado.

Wise & Molles (1979) foram mais céticos e acreditaram que as diferenças entre os substratos artificial e natural resultaram da natureza relativamente curta da maioria dos experimentos de colonização. Nosso estudo sobre a dinâmica de colonização (ver capítulos 1 e 3) discorda dessa possibilidade, já que o processo teria um comportamento helicoidal, gerando em seu desenvolvimento vários momentos de estabilidade, alguns próximos do início da colonização.

Outro fator que neste trabalho pode ter auxiliado na obtenção das baixas diversidades e densidades observadas nas comunidades bentônicas obtidas com pegador,

foi a pouca exploração que se fez dos microhabitats potencialmente presentes no local, já que a amostragem com pegador limitou-se a três réplicas obtidas na margem do rio oposta àquela onde se fixaram os substratos, de dinâmica mais erosional. Amostragens posteriores no mesmo local, realizadas com pegador em zonas deposicionais, chegaram a obter qualidade boa no inverno, pelo índice multimétrico (CETESB, 1998b).

Como dito anteriormente, as medidas estruturais utilizadas foram em geral superiores nos substratos, exceção feita à razão O/C, por motivo já apontado. Outros trabalhos indicam densidades totais (Minshall & Minshall, 1977; Clements, 1991 ambos *apud* Casey & Kendall, 1996; Shaw & Minshall, 1980; Ciborowski & Clifford, 1984) e riquezas (Ciborowski & Clifford, 1984) superiores nos substratos. Poucos (Casey & Kendall, 1996) relataram densidades totais e riquezas mais elevadas no substrato natural. Em verdade, Dickson e colaboradores (1971) já mencionavam como vantagem dos substratos artificiais do tipo cesto, o fato de coletar uma fauna mais diversa daquela capturada com pegador.

Arthur & Horning (1968) conseguiram equivalência entre as zonas de qualidade definidas com substrato artificial e convencionalmente, apesar de terem sido observadas diferenças qualitativas e quantitativas entre os dois conjuntos de dados. No presente trabalho, poder-se-ia dizer que o diagnóstico ambiental obtido a partir do uso do substrato artificial, quando comparado com aquele do pegador, superestimou a qualidade do ambiente. Entretanto, a comunidade mais pobre observada nas amostras de pegador poderia estar até melhor refletindo a ausência e a não amostragem de alguns tipos de habitats do que a qualidade química do ambiente.

A potencial vantagem que os substratos artificiais apresentariam por reduzir a variabilidade amostral (Shaw & Minshall, 1980; Rosenberg & Resh, 1982) não foi observada no presente estudo, em que, embora inferiores, os dados obtidos com pegador apresentaram menor amplitude de variação. Boothroyd & Dickie (1989) citam outros trabalhos em que essa vantagem não foi real.

Embora amplamente indicado para o biomonitoramento, o uso de substratos artificiais como método de coleta de macroinvertebrados bentônicos tem sido restrito. Dejoux *et al.* (1983) chegaram a desaconselhar, exceto em estudos específicos, o uso de substratos artificiais, já que suas comunidades não atingiram estabilidade em seu estudo. Por sua seletividade, foram também descartados por Khalaf & Tachet (1980) para estudos sinecológicos e por Shaw & Minshall (1980) para levantamentos de dados quantitativos do

ambiente natural. Até mesmo seu uso em monitoramento foi questionado (Ciborowski & Clifford, 1984), já que sua fauna difere da natural, as densidades e riquezas obtidas através desse método seriam superestimativas do que realmente existe no local e a possibilidade de perda de dado, decorrente de vandalismo e fluxos intensos, é alta. Os resultados obtidos não desabonam completamente seu uso, mas algumas considerações devem ser feitas antes de sua adoção em programas de rotina. Métodos de sub-amostragem, por exemplo, deverão ser adotados, em decorrência das altas densidades obtidas, principalmente no verão. Um ponto ainda mais importante relaciona-se à sua utilização em diagnóstico ambiental. Embora as análises químicas de sedimento indiquem que o ambiente não apresenta ainda um histórico de contaminação química, os dados da rede de monitoramento da CETESB mostram que sua qualidade não chega a ser ótima (CETESB, 1994), como diagnosticado no inverno. Seria portanto necessária que o índice multimétrico fosse adequado ao emprego dos substratos na rede de monitoramento. As alterações poderiam passar por uma elevação dos valores das faixas estabelecidas para a Riqueza, uma vez que esse equipamento de fato coleta uma variedade maior de *taxa*, e a substituição da razão O/C por, por exemplo, Tt/Chi ou *Chironomus*/Chironomidae, uma vez que os cestos não são mesmo eficientes como coletores de Oligochaeta e a razão O/C exibiu desvios sempre muito elevados (ver Cap. 2).

CONCLUSÕES

1. As comunidades bentônicas e as taxocenoses Chironomidae coletadas com cestos e pegador diferiram muito nos 2 períodos de estudo, mas, em geral, os elementos que compuseram as comunidades naturais também ocorreram nos cestos, embora em proporções diferentes. Muitos *taxa* tiveram ocorrências exclusivas no substrato artificial. Apenas no estudo mais fino da taxocenose Chironomidae foi possível observar gêneros exclusivos do substrato natural (*Fissimentum*, *Stenochironomus* e *Djalmabatista*).
2. As comunidades e taxocenoses Chironomidae coletadas com substrato artificial foram muito mais diversas que aquelas obtidas através de amostragem do substrato natural (pegador), de forma que os valores médios da maioria dos índices, inclusive do multimétrico, foram, em geral, superiores nos cestos. Apenas O/C, nos 2 períodos, foi superior no pegador refletindo a inadequação do tipo de substrato artificial usado na captura de Oligochaeta.

3. Nos 2 períodos, a grande maioria dos índices apresentaram maior amplitude de variação (máx. - mín.) nas amostras de cestos, não tendo sido evidenciada sua qualidade em reduzir a variabilidade amostral.
4. O diagnóstico decorrente do uso do substrato artificial tendeu a superestimar a qualidade do local, tanto em relação àquele obtido com amostragem convencional quanto aos dados físicos e químicos da água, sendo portanto necessária uma adequação do índice multimétrico quando no emprego dos substratos na rede de monitoramento.

BIBLIOGRAFIA

- APHA 1998 **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA/AWWA/WEF New York. P. 10-67 a 10-68.
- ARAÚJO, P. R.P.; FRIEDRICH, G. & CORING, E. 1998 Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul Rivers, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. **26**, p. 1257-9.
- ARTHUR, J.W. & HORNING, II, W.B. 1968 The use of artificial substrates in pollution surveys. **Am. Midl. Nat.**, v. **82**, n. 1, p. 83-89.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. 1987 The role of drift and effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, v. **18**, p. 109-116.
- BENZIE, J.A.H. 1984 The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, v. **111**, p. 171-179.
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- BYJLMAKERS, L. & SOBALVARRO, A.I. 1989 The littoral benthic fauna of lake Manágua, Nicaragua - a study comparing artificial and natural substrata. **Trop. Freshwat. Biol.**, v. **2**, p. 121-129.
- CAIRNS, JR., J. & DICKSON, K.L. 1971 A simple method for biological assesment on the effects of the most discharges on aquatic bottom- dwelling organisms. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. **43**, n. 5, p. 755-762.
- CAIRNS, Jr, J. & PRAT, J.R. 1993 A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall. p. 10-27.
- CASEY, R.J. & KENDALL, S.A. 1996 Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. **341**, p. 57-64.

- CETESB 1994 **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 225p.
- CETESB 1998a **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1996**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 267p.
- CETESB 1998b **Monitoramento integrado das Bacias do Alto e Médio Tietê. Relatório Final**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico (Revisão Zero-R0). 312p.
- CIBOROWSKI, J.J.H. & CLIFFORD, H.F. 1984 Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. **41**, p. 1626-33.
- CLEMENTS, W.H.; VAN HASSEL, J.H.; CHERRY, D.S. & CAIRNS, Jr, J. 1989 Colonization, variability, and use of substratum filled trays for biomonitoring benthic communities. **Hydrobiologia**, v. **173**, p. 45-53.
- COFFMAN, W.P. & FERRINGTON, Jr, L.C. 1996 Chironomidae. **In**: MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3th ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co., p. 635-754.
- 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**, v. **133**, p. 237-58.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. **16**, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, v. **75**, n. 1, p. 65-72.
- DICKSON, K.L.; CAIRNS, JR, J. & ARNOLD, J.C. 1971 An evaluation of the use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. **Trans. Amer. Fish. Soc.**, v. **100**, n. 3, p. 553-559.
- EPLER, J.H. 1995 **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Tallahassee, Florida Dept. Environ. Protection.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments**. Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- HENRIQUE-MARCELINO, R. M.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A.C.; BRUNI, A.C. & CUTRUPI, S. 1992 **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 16p.
- HILSENHOFF, W.L. 1969 An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. **Limnol. Oceanogr.**, v. **14**, p. 465-471.

- KHALAF, G. & TACHET, H. 1980 Colonization of artificial substrata by macro-invertebrates in stream and variations according to stone size. **Freshwat. Biol.**, v. 10, p. 475-482.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. USEPA/600/4-90/030. Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory. 256p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata, Ed. SUR. 895p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d aguas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata, Ed. SUR. 1401p.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) 1996 **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co. 862p.
- NILSEN, H.C. & LARIMORE, R.W. 1973 Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskasbia river, Illinois. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 366-374.
- OHIO - EPA 1987 **Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters**. Surface Water Section, Division of Water Quality Monitoring and assessment, Columbus.
- PRAT, N.; MUÑOZ, I.; GONZALES, G. & MILLET, X. 1986 Comparación crítica de dos índices de calidad de las aguas: ISQUA y BILL. **Tecnología del Agua**, v. 31, p. 33-49.
- PENNAK, R.W. 1989 Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 628p.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. **In: CAIRNS, JR, J. (ed.) Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- ROSENBERG, D.M.; DAVIES, I.J.; COBB, D.G. & WIENS, A.P. (no prelo) **Protocols for measuring biodiversity: benthic macroinvertebrates in freshwaters**. Ecological Monitoring and Assessment Network/Environment Canada. Winnipeg.
- SHAW, D.W. & MINSHALL, G.W. 1980 Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. **Oikos**, v. 34, p. 259-271.
- SIEGEL, S. 1975 **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill. 350p.
- SMITH, S.L.; MACDONALD, D.D.; KEENLEYSIDE, K.A.; INGERSOLL, C.G. & FIELD, L.J. 1996 A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. **J. Great Lakes Res.**, v. 22, n. 3, p. 624-38.

- SWIFT, M.C.; CANFIELD, T.J. & La POINT, T.W. 1996 Sampling benthic communities for sediment toxicity assessments using grab samplers and artificial substrates. **J. Great Lakes Res.**, v. **22**, n. 3, p. 557-64.
- THORNE, R. St. J. & WILLIAMS, W.P. 1997 The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, v. **37**, p. 671-86.
- THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds) 1991 Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. San Diego, Academic Press, Inc. 911p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995 **Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos, UFSCar/PPG - Ecologia e Recursos Naturais. 229p.
- WASHINGTON, H.G. 1984 Diversity, biotic and similarity indices - a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. 18, n. 6, p. 653-94.
- WIEDERHOLM, T. 1980 Use of benthos in lake monitoring. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. 52, n. 3, p. 537-47.
- WISE, D.H. & MOLLES, Jr, M.C. 1979 Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. **Hydrobiologia**, v. **65**, n. 1, p. 69-74.

VI - DISCUSSÃO GERAL

A colonização dos substratos artificiais sofreu a influência de fatores como: tipo e textura do substrato (incluindo desenvolvimento de perifíton e deposição de detritos e silte), densidade das populações colonizadoras (que relaciona-se com os ciclos de vida e disponibilidade de jovens), interações bióticas (predação, competição e facilitação), velocidade da correnteza e teor de oxigênio dissolvido.

Os processos de colonização dos substratos, tanto pela comunidade quanto pela taxocenose Chironomidae, diferiram nos dois períodos estudados, tanto em termos de composição quanto em relação às velocidades de colonização, rápida no verão e lenta no inverno, podendo estar refletindo uma variabilidade sazonal.

Muitos taxa da comunidade e gêneros e morfotipos de Chironomidae seguiram tendências de colonização diferentes nos 2 períodos de estudo, respondendo portanto mais à variação sazonal do que a uma inclinação natural que os caracterizasse como pioneiros ou tardios.

Essa sazonalidade foi também observada nos índices, que exibiram tendências (exceto DOM e H') e/ou valores diferentes nos dois períodos de estudo. DT, D_{chi} e DOM obtiveram valores mais elevados no verão, enquanto S, ICS, H' e o multimétrico foram superiores no inverno. Parte das taxas O/C e Tt/Chi e de S_{chi} foram maiores no verão e parte no inverno.

O processo de colonização dos cestos, tanto quando avaliado pela comunidade quanto pela taxocenose Chironomidae, comportou-se helicoidalmente, tendo ocorrido vários ciclos de colonização, em que alguns momentos de equilíbrio foram identificados, refletindo a dinâmica permanente de chegada e partida de organismos promovida pelo íntimo e contínuo contato entre fonte de colonizadores (deriva e substrato) e local de colonização (substratos artificiais). Além disso, houve uma tendência à diminuição na entrada e saída de taxa novos e recorrentes e na alteração das estruturas das comunidades.

A taxocenose Chironomidae foi o grupo mais importante na biota colonizadora dos substratos, o que explica a semelhança entre os resultados obtidos nas análises desta família daquela de toda a comunidade.

O tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados, determinado segundo os momentos de estabilidade dos índices, foi de 28 dias. Nesta data foram observadas estabilidades nos 4 melhores índices (S, DOM, ICS e H'), cujos valores oscilaram menos

em torno de suas médias, no multimétrico e nos índices que o compõe (S, DOM e O/C). Além disso, nesse período ocorreram momentos em que as taxas de colonização e extinção se igualaram, o que, juntamente com a estabilidade em S caracterizam situações de equilíbrio. Entretanto, se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, a retirada dos cestos poderiam ser realizadas após 7 (verão) a 14 (inverno) dias de sua instalação.

As comunidades bentônicas e as taxocenoses Chironomidae coletadas com cestos e pegador diferiram muito nos 2 períodos de estudo, mas, em geral, os elementos que compuseram as comunidades naturais também ocorreram nos cestos, embora em proporções diferentes. Muitos taxa tiveram ocorrências exclusivas no substrato artificial e apenas no estudo mais fino da taxocenose Chironomidae foi possível observar gêneros exclusivos do substrato natural (*Fissimentum*, *Stenochironomus* e *Djalmabatista*).

As comunidades e taxocenoses Chironomidae coletadas com substrato artificial foram muito mais diversas que aquelas obtidas através de amostragem do substrato natural, de forma que os valores médios da maioria dos índices, inclusive do multimétrico, foram, em geral, superiores nos cestos. Apenas O/C, nos 2 períodos, foi superior no pegador refletindo a inadequação do tipo de substrato artificial usado na captura de Oligochaeta.

Nos 2 períodos, a grande maioria dos índices apresentaram maior amplitude de variação nas amostras de cestos, não tendo sido observada sua qualidade em reduzir a variabilidade amostral.

VII - RECOMENDAÇÕES

Na adoção dos substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedras do tipo brita em rede de monitoramento, dois cuidados requererão especial atenção:

1. Como o diagnóstico obtido com o substrato artificial tendeu a superestimar a qualidade do local, tanto quando comparado com aquele obtido com amostragem convencional, quanto com os dados físicos e químicos da água, uma adequação do índice multimétrico será necessária, envolvendo alterações de faixas e substituição de índices.
2. Uma vez que o processo de colonização observado nos cestos parece mesmo seguir uma sucessão ecológica em pequena escala, pior será o vandalismo em que os cestos sejam mantidos na água, já que o processo, dinâmico e ordenado, poderá ser alterado pela manipulação, vindo a modificar o diagnóstico. Portanto, o menor tempo de exposição deve ser adotado (21 dias, no uso do sistema multimétrico e 28 dias quando ICS ou H' forem aplicados) e será essencial a busca de locais muito bem protegidos de curiosos, inclusive em finais de semana.

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Densidades dos organismos bentônicos coletados no período de verão, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS CESTO/RÉPLICA	7				14				21				28				35			
	1	30	28	25	9	23	24	12	7	11	31	35	21	22	18	17	19	15	10	6
BRYOZOA	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0
NEMERTINEA	0	0	0	0	4	0	0	0	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
TURBELLARIA																				
<i>Dugesia</i>	2	2	0	1	0	1	2	0	3	38	2	11	0	7	21	29	15	49	14	13
OLIGOCHAETA	4	0	0	0	418	62	113	132	2	904	182	11	9	46	914	388	28	11	20	12
HIRUDINEA	46	37	12	31	141	30	70	152	193	463	57	61	181	89	469	228	565	504	620	536
GASTROPODA																				
Ancylidae	34	30	8	27	35	9	27	12	123	78	29	44	15	68	48	91	162	112	151	32
Planorbidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Gastropoda n.i.	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
PELECYPODA																				
Sphaeriidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Pelecypoda n.i.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0
DECAPODA																				
<i>Macrobrachium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Trichodactylidae	2	4	0	1	3	5	4	2	9	9	6	7	3	4	8	11	8	11	5	8
HYDRACARINA	9	34	40	14	39	2	7	0	13	9	84	54	1	0	5	1	3	3	0	0
DIPTERA																				
Chironomini	301	795	792	568	1734	511	295	75	1380	442	6605	4079	374	1156	1228	2360	2196	2108	2647	324
Tanytarsini	419	11870	7392	4688	8378	633	317	50	240	110	6314	3978	8	24	16	63	14	20	5	0
Orthocladiinae	4	25	12	4	1	0	0	0	0	0	8	20	0	0	0	0	0	1	0	0
Tanytopinae	7	405	392	257	286	11	31	3	105	79	319	254	5	3	48	22	31	18	9	0
Empididae	0	26	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaoboridae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
EPHEMEROPTERA																				
Baetidae	1	2	3	0	1	0	0	0	1	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	5	1	1	4	0	2	0	0	0	0	2	0	0	1	0	2	0	0	0
Ephemeridae	0	11	21	0	0	1	1	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA																				
Hydroptilidae	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palingeniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA																				
Gyrinidae (L)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
sp4 (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA																				
Gryopopterigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODONATA																				
Coenagrionidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HEMIPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

(cont.) APÊNDICE 1. Densidades dos organismos bentônicos coletados no período de verão, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS CESTO/RÉPLICA	42				56				70				pegador		
	14	26	27	33	16	29	20	2	34	4	13	5	R1	R2	R3
BRYOZOA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEMERTINEA	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
TURBELLARIA															
<i>Dugesia</i>	42	2	11	6	60	2	26	31	1	7	5	7	0	0	0
OLIGOCHAETA	84	20	8	21	32	6	4	22	0	0	0	0	13	27	11
HIRUDINEA	368	117	149	115	768	142	358	287	92	487	711	948	1	57	9
GASTROPODA															
Ancylidae	282	95	108	98	122	118	220	54	149	96	296	330	0	0	0
Planorbidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gastropoda n.i.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
PELECYPODA															
Sphaeriidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	48	2
Pelecypoda n.i.	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0
DECAPODA															
<i>Macrobrachium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Trichodactylidae	14	5	7	2	3	4	3	1	6	5	3	4	0	0	0
HYDRACARINA	0	2	0	5	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
DIPTERA															
Chironomini	1769	1761	1474	2346	631	2558	1014	226	1172	90	147	151	43	167	38
Tanytarsini	1	1	4	19	3	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0
Orthoclaadiinae	0	0	0	10	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
Tanypodinae	3	9	11	12	0	7	2	1	3	0	0	2	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
EPHEMEROPTERA															
Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeridae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA															
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palingeniidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
COLEOPTERA															
Gyrinidae (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
sp4 (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
PLECOPTERA															
Gryopterigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODONATA															
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	0
Protoneuridae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
HEMIPTERA	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0

APÊNDICE 2. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os organismos bentônicos coletados no período de verão, com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no verão.

DIAS	7			14			21			28		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
BRYOZOA	0,0	-	-	8,0	16,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
NEMERTINEA	0,0	-	-	1,0	2,0	200,0	1,5	1,3	86,1	0,0	-	-
TURBELLARIA												
<i>Dugesia</i>	1,3	1,0	76,6	0,8	1,0	127,7	13,5	16,8	124,6	14,3	13,1	92,3
OLIGOCHAETA	1,0	2,0	200,0	181,3	160,6	88,6	274,8	427,6	155,6	339,3	419,4	123,6
HIRUDINEA	31,5	14,4	45,7	98,3	58,2	59,3	193,5	190,5	98,4	241,8	162,1	67,1
GASTROPODA												
Ancylidae	24,8	11,5	46,6	20,8	12,3	59,5	68,5	41,7	60,9	55,5	32,2	58,0
Planorbidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Gastropoda n.i.	0,5	0,6	115,5	0,5	0,6	115,5	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-
PELECYPODA												
Sphaeriidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Pelecypoda n.i.	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-
DECAPODA												
Macrobrachium	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Trichodactylidae	1,8	1,7	97,6	3,5	1,3	36,9	7,8	1,5	19,4	6,5	3,7	56,9
HYDRACARINA	24,3	15,1	62,1	12,0	18,2	152,0	40,0	35,7	89,2	1,8	2,2	126,7
DIPTERA												
Chironomidae												
Chironomini	614,0	234,2	38,1	653,8	741,8	113,5	3126,5	2784,7	89,1	1279,5	817,6	63,9
Tanytarsini	6092,3	4803,8	78,9	2344,5	4029,4	171,9	2660,5	3024,8	113,7	27,8	24,4	87,9
Orthocladiinae	11,3	9,9	88,1	0,3	0,5	200,0	7,0	9,5	135,0	0,0	-	-
Tanypodinae	265,3	184,7	69,6	82,8	136,0	164,4	189,3	115,9	61,2	19,5	20,8	106,8
Empididae	6,5	13,0	200,0	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
Simuliidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Chaoboridae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Ceratopogonidae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
EPHEMEROPTERA												
Baetidae	1,5	1,3	86,1	0,3	0,5	200,0	3,5	6,4	181,5	0,0	-	-
Caenidae	1,8	2,2	126,7	1,5	1,9	127,7	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0
Ephemeridae	8,0	10,1	126,2	0,5	0,6	115,5	1,3	1,5	120,0	0,0	-	-
TRICHOPTERA												
Hydroptilidae	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
Leptoceridae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
Palingeniidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Polycentropodidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
COLEOPTERA												
Gyrinidae (l.)	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,5	0,6	115,5
sp4 (l.)	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
ODONATA												
Coenagrionidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Protoneuridae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Libellulidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
HEMIPTERA	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-

(cont.) APÊNDICE 2. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os organismos bentônicos coletados no período de verão, com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no verão.

DIAS	35			42			56			70			pegador		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
BRYOZOA	9,8	19,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
NEMERTINEA	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,6	173,2
TURBELLARIA															
<i>Dugesia</i>	22,8	17,5	77,0	15,3	18,2	119,4	29,8	23,8	80,0	5,0	2,8	56,6	0,0	-	-
OLIGOCHAETA	17,8	7,9	44,7	33,3	34,3	103,3	16,0	13,4	83,5	0,0	-	-	17,0	8,7	51,3
HIRUDINEA	556,3	49,3	8,9	187,3	121,5	64,9	388,8	268,3	69,0	559,5	364,1	65,1	22,3	30,3	135,6
GASTROPODA															
<i>Ancylidae</i>	114,3	58,9	51,5	145,8	91,0	62,4	128,5	68,5	53,3	217,8	112,9	51,9	0,0	-	-
<i>Planorbidae</i>	0,3	0,5	200,0	0,8	1,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Gastropoda n.i.	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
PELECYPODA															
<i>Sphaeriidae</i>	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	18,7	25,5	136,5
Pelecypoda n.i.	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	1,0	1,4	141,4	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
DECAPODA															
<i>Macrobrachium</i>	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Trichodactylidae</i>	8,0	2,4	30,6	7,0	5,1	72,8	2,8	1,3	45,8	4,5	1,3	28,7	0,0	-	-
HYDRACARINA	1,5	1,7	115,5	1,8	2,4	135,0	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
DIPTERA															
Chironomidae															
Chironomini	1818,8	1024,1	56,3	1837,5	365,7	19,9	1107,3	1019,3	92,1	390,0	522,1	133,9	82,7	73,1	88,4
<i>Tanytarsini</i>	9,8	9,0	91,9	6,3	8,6	137,9	1,3	1,5	120,0	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-
<i>Orthocladiinae</i>	0,3	0,5	200,0	2,5	5,0	200,0	0,0	-	-	4,8	9,5	200,0	0,0	-	-
<i>Tanytopodinae</i>	14,5	13,2	91,2	8,8	4,0	46,1	2,5	3,1	124,4	1,3	1,5	120,0	0,0	-	-
<i>Empididae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Simuliidae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Chaoboridae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Ceratopogonidae</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,8	0,5	66,7	0,0	-	-
EPHEMEROPTERA															
<i>Baetidae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Caenidae</i>	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Ephemeridae</i>	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
TRICHOPTERA															
<i>Hydroptilidae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Leptoceridae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Palingeniidae</i>	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
COLEOPTERA															
<i>Gyrinidae (l.)</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>sp4 (l.)</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
ODONATA															
<i>Coenagrionidae</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-
<i>Protoneuridae</i>	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Libellulidae</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
HEMIPTERA	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-

APÊNDICE 3. Densidades dos organismos bentônicos coletados no período de inverno, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	7				14				21				28			
	17	32	27	6	7	21	30	35	13	19	22	25	1	5	20	26
CESTO/RÉPLICA																
BRYOZOA	0	0	0	0	13	0	19	0	0	0	0	0	40	0	0	0
NEMERTINEA	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	1	19	1	1	0
TURBELLARIA																
<i>Dugesia</i>	10	1	0	15	22	40	53	13	39	42	7	39	33	14	40	5
OLIGOCHAETA	0	1	0	3	4	4	10	0	3	0	5	4	40	3	1	0
HIRUDINEA	3	1	3	5	12	12	16	9	4	4	1	2	73	6	11	1
GASTROPODA																
Ancylidae	3	3	2	3	20	3	24	6	6	6	7	4	44	15	18	2
PELECYPODA																
Pelecypoda n.i.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DECAPODA																
<i>Macrobrachium</i>	0	0	0	2	0	1	0	0	1	2	1	1	0	1	0	0
Trichodactilidae	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1
HYDRACARINA	2	19	16	7	5	14	37	27	0	4	13	11	3	11	23	21
DIPTERA																
Chironomidae																
Chironomini	3	7	8	10	96	48	59	18	42	6	4	27	117	52	46	15
Tanytarsini	6	7	8	28	83	18	27	26	26	12	8	23	124	151	67	48
Orthocladiinae	6	239	145	16	38	50	97	168	41	22	26	34	48	133	193	52
Tanypodinae	13	4	8	6	32	18	25	2	6	5	17	4	77	53	17	42
Empididae	0	3	0	0	4	3	9	11	1	0	0	2	3	16	31	4
Simuliidae	0	29	3	1	4	1	9	38	0	0	0	0	0	2	2	1
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
EPHEMEROPTERA																
Baetidae	9	15	14	5	13	10	59	41	3	0	11	17	18	87	36	20
Trichorythidae	0	5	3	0	3	1	7	16	4	0	2	1	4	19	39	1
Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA																
Hydroptilidae	2	1	0	3	0	0	1	0	2	0	0	0	6	0	2	0
Hydropsychidae	0	0	1	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	1	1	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Polycentropodidae	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
COLEOPTERA																
Gyrinidae (l.)	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
PLECOPTERA																
Gryopterigidae	0	2	0	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	1	3	0
ODONATA																
Coenagrionidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	9	0	1	0
Calopterygidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

(cont.) APÊNDICE 3. Densidades dos organismos bentônicos coletados no período de inverno, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	35				42				56				70				pegador		
	8	23	31	34	2	14	24	29	9	11	12	28	33	18	10	3	R1	R2	R3
CESTO/RÉPLICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	4
BRYOZOA	0	0	2	4	0	1	0	0	1	0	8	0	0	0	2	14	0	3	3
NEMERTINEA																			
TURBELLARIA																			
<i>Dugesia</i>	39	20	4	14	27	24	13	8	23	23	20	13	0	22	11	57	0	0	0
OLIGOCHAETA	6	22	30	6	10	5	1	1	4	16	26	1	8	8	4	22	20	61	442
HIRUDINEA	5	6	1	2	3	5	1	5	3	21	29	5	0	17	23	9	0	2	2
GASTROPODA																			
Ancyliidae	12	2	3	12	9	9	1	6	47	4	25	6	7	35	46	7	0	0	0
PELECYPODA																			
Pelecypoda n.i.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	2	0
DECAPODA																			
<i>Macrobrachium</i>	2	1	1	0	3	3	1	1	1	1	2	0	0	1	1	1	0	0	0
Trichodactilidae	1	2	3	2	0	0	1	2	0	3	2	2	4	1	1	1	0	0	0
HYDRACARINA	3	3	11	31	3	8	2	5	92	17	9	4	9	7	2	1	0	0	0
DIPTERA																			
Chironomidae																			
Chironomini	67	189	146	97	47	125	15	28	105	192	192	30	29	260	104	208	239	123	18
Tanytarsini	143	94	132	93	100	370	57	81	270	327	195	97	116	181	69	206	1	1	1
Orthoclaeniinae	209	109	167	178	170	356	10	27	594	401	319	37	57	122	234	518	31	64	55
Tanytopodinae	54	66	50	17	36	124	1	27	79	177	113	28	27	112	32	65	5	0	17
Empididae	11	5	13	44	10	20	2	11	55	8	4	2	12	15	14	25	0	0	0
Simuliidae	0	0	3	2	0	0	0	0	3	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	2	0	0	0	0	2	0	0	0
EPHEMEROPTERA																			
Baetidae	81	17	27	62	31	65	1	8	112	15	7	20	45	19	9	15	0	0	4
Trichorythidae	1	3	1	16	0	16	0	2	49	6	1	4	9	5	10	12	0	0	1
Caenidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0	0	0	0	1	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA																			
Hydroptilidae	1	0	2	5	0	1	0	0	6	17	5	1	2	4	2	2	0	0	0
Hydropsychidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA																			
Gyrinidae (l.)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
PLECOPTERA																			
Grypoptergidae	1	2	0	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODONATA																			
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Protoneuridae	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

APÊNDICE 4. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os organismos bentônicos coletados no período de verão, com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no inverno.

DIAS	7			14			21			28		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
BRYOZOA	0,0	-	-	8,0	9,6	119,5	0,0	-	-	10,0	20,0	200,0
NEMERTINEA	0,5	1,0	200,0	0,5	0,6	115,5	0,3	0,5	200,0	5,3	9,2	174,8
TURBELLARIA												
<i>Dugesia</i>	6,5	7,2	111,3	32,0	17,9	56,1	31,8	16,6	52,2	23,0	16,3	70,7
OLIGOCHAETA	1,0	1,4	141,4	4,5	4,1	91,6	3,0	2,2	72,0	11,0	19,4	176,1
HIRUDINEA	3,0	1,6	54,4	12,3	2,9	23,4	2,8	1,5	54,5	22,8	33,7	148,3
GASTROPODA												
Ancylidae	2,8	0,5	18,2	13,3	10,3	77,8	5,8	1,3	21,9	19,8	17,6	89,1
PELECYPODA												
Pelecypoda n.i.	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
DECAPODA												
<i>Macrobrachium</i>	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	1,3	0,5	40,0	0,3	0,5	200,0
Trichodactilidae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,8	0,5	66,7	0,8	0,5	66,7
HYDRACARINA	11,0	7,9	71,6	20,8	14,1	68,0	7,0	6,1	86,5	14,5	9,3	64,1
DIPTERA												
Chironomidae												
Chironomini	7,0	2,9	42,1	55,3	32,2	58,3	19,8	18,1	91,7	57,5	42,9	74,5
Tanytarsini	12,3	10,5	86,0	38,5	29,9	77,8	17,3	8,6	50,0	97,5	48,1	49,3
Orthocladiinae	101,5	111,4	109,8	88,3	58,9	66,8	30,8	8,5	27,5	106,5	69,7	65,5
Tanypodinae	7,8	3,9	49,8	19,3	12,8	66,7	8,0	6,1	75,7	47,3	24,9	52,7
Empididae	0,8	1,5	200,0	6,8	3,9	57,2	0,8	1,0	127,7	13,5	13,1	96,9
Simuliidae	8,3	13,9	168,4	13,0	17,0	130,7	0,0	-	-	1,3	1,0	76,6
Ceratopogonidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
EPHEMEROPTERA												
Baetidae	10,8	4,6	43,2	30,8	23,4	76,2	7,8	7,7	99,6	40,3	32,2	80,0
Trichorythidae	2,0	2,4	122,5	6,8	6,7	98,5	1,8	1,7	97,6	15,8	17,4	110,4
Caenidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Leptophlebiidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
TRICHOPTERA												
Hydroptilidae	1,5	1,3	86,1	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0	2,0	2,8	141,4
Hydropsychidae	0,3	0,5	200,0	1,5	2,4	158,7	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5
Leptoceridae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Polycentropodidae	1,3	2,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
COLEOPTERA												
Gyrinidae (l.)	0,3	0,5	200,0	0,5	0,6	115,5	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-
PLECOPTERA												
Grypopterigidae	0,5	1,0	200,0	1,3	0,5	40,0	0,0	-	-	1,0	1,4	141,4
ODONATA												
Coenagrionidae	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	2,5	4,4	174,4
Calopterygidae	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5
Protoneuridae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0

(cont.) APÊNDICE 4. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os organismos bentônicos coletados no período de verão, com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no inverno.

DIAS	35			42			56			70			pegador		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
BRYOZOA	0,0	-	-	0,0	-	-	5,0	5,8	115,5	0,0	-	-	1,3	2,3	173,2
NEMERTINEA	1,5	1,9	127,7	0,3	0,5	200,0	2,3	3,9	171,7	4,0	6,7	168,3	2,0	1,7	86,6
TURBELLARIA															
<i>Dugesia</i>	19,3	14,7	76,5	18,0	9,0	49,9	19,8	4,7	23,9	22,5	24,7	109,7	0,0	-	-
OLIGOCHAETA	16,0	12,0	75,0	4,3	4,3	100,5	11,8	11,5	97,9	10,5	7,9	75,2	174,3	232,7	133,5
HIRUDINEA	3,5	2,4	68,0	3,5	1,9	54,7	14,5	12,6	86,8	12,3	10,0	81,5	1,3	1,2	86,6
GASTROPODA															
Ancylidae	7,3	5,5	75,9	6,3	3,8	60,4	20,5	20,0	97,8	23,8	19,9	83,6	0,0	-	-
PELECYPODA															
Pelecypoda n.i.	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	1,3	2,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,7	1,2	173,2
DECAPODA															
<i>Macrobrachium</i>	1,0	0,8	81,6	2,0	1,2	57,7	1,0	0,8	81,6	0,8	0,5	66,7	0,0	-	-
Trichodactilidae	2,0	0,8	40,8	0,8	1,0	127,7	1,8	1,3	71,9	1,8	1,5	85,7	0,0	-	-
HYDRACARINA	12,0	13,2	110,1	4,5	2,6	58,8	30,5	41,3	135,6	4,8	3,9	81,3	0,0	-	-
DIPTERA															
Chironomidae															
Chironomini	124,8	53,8	43,1	53,8	49,3	91,7	129,8	78,1	60,2	150,3	103,6	69,0	126,7	110,5	87,3
Tanytarsini	115,5	25,8	22,3	152,0	146,4	96,3	222,3	99,5	44,8	143,0	62,2	43,5	1,0	0,0	0,0
Orthoclaadiinae	165,8	41,8	25,2	140,8	160,4	114,0	337,8	231,3	68,5	232,8	203,7	87,5	50,0	17,1	34,1
Tanypodinae	46,8	21,0	44,8	47,0	53,4	113,7	99,3	62,5	63,0	59,0	39,1	66,4	7,3	8,7	119,1
Empididae	18,3	17,5	95,9	10,8	7,4	68,5	17,3	25,3	146,6	16,5	5,8	35,2	0,0	-	-
Simuliidae	1,3	1,5	120,0	0,0	-	-	1,5	1,3	86,1	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-
Ceratopogonidae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	1,3	1,5	120,0	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
EPHEMEROPTERA															
Baetidae	46,8	29,9	63,9	26,3	28,8	109,9	38,5	49,3	128,0	22,0	15,9	72,2	1,3	2,3	173,2
Trichorythidae	5,3	7,2	137,7	4,5	7,7	171,7	15,0	22,8	151,7	9,0	2,9	32,7	0,3	0,6	173,2
Caenidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	3,0	5,4	178,5	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
Leptophlebiidae	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
TRICHOPTERA															
Hydroptilidae	2,0	2,2	108,0	0,3	0,5	200,0	7,3	6,8	94,5	2,5	1,0	40,0	0,0	-	-
Hydropsychidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Leptoceridae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
Polycentropodidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
COLEOPTERA															
Gyrinidae (L.)	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-
PLECOPTERA															
Gryopterigidae	2,0	2,2	108,0	0,0	-	-	0,8	1,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
ODONATA															
Coenagrionidae	0,0	-	-	0,0	-	-	1,5	1,9	127,7	0,0	-	-	0,0	-	-
Calopterygidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Protoneuridae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-

APÊNDICE 5. Medidas estruturais das comunidades obtidas para cada réplica de cesto e pegador, no verão.

DIAS	CESTO/RÉPLICA	DENS. TOTAL	S	DOML.	O/C	MULTIMÉTRICO	Tt/Chi	ICS	H'
7	1	832	14	0,504	0,005	1	0,573	8,593	1,740
	30	13250	17	0,896	0,000	2	0,906	N.C.	0,664
	28	8674	11	0,852	0,000	2	0,861	N.C.	0,813
	25	5592	10	0,838	0,000	2	0,850	N.C.	0,867
14	9	11053	19	0,758	0,040	2	0,806	N.C.	1,197
	23	1297	11	0,488	0,051	2	0,548	6,533	1,671
	24	871	13	0,364	0,156	1	0,493	9,383	2,226
	12	427	8	0,356	0,514	3	0,391	5,764	2,109
21	7	2070	11	0,667	0,001	2	0,139	5,773	1,644
	11	2136	12	0,423	0,621	2	0,174	8,773	2,234
	31	13611	14	0,485	0,014	1	0,477	N.C.	1,346
	35	8546	19	0,477	0,001	1	0,477	N.C.	1,397
28	21	597	9	0,626	0,023	2	0,021	4,623	1,380
	22	1398	9	0,827	0,038	2	0,020	2,773	1,044
	18	2759	11	0,445	0,424	2	0,012	7,238	1,832
	17	3195	11	0,739	0,138	2	0,026	4,759	1,372
35	19	3067	14	0,716	0,013	2	0,006	6,321	1,354
	15	2842	15	0,742	0,005	2	0,009	6,269	1,240
	10	3472	9	0,762	0,007	2	0,002	3,491	1,067
	6	925	6	0,579	0,036	2	0,000	3,237	1,381
42	14	2571	13	0,688	0,045	2	0,001	6,506	1,470
	26	2012	9	0,875	0,011	2	0,001	2,041	0,763
	27	1774	10	0,831	0,005	2	0,003	2,954	0,958
	33	2634	10	0,891	0,009	2	0,008	2,035	0,741
56	16	1620	8	0,474	0,048	2	0,005	4,984	1,649
	29	2839	9	0,901	0,002	2	0,000	1,671	0,611
	20	1635	12	0,620	0,004	2	0,002	6,615	1,489
	2	623	8	0,461	0,089	2	0,000	5,222	1,782
70	34	1444	8	0,812	0,000	3	0,002	2,593	0,982
	4	691	10	0,705	0,000	2	0,000	4,747	1,332
	13	1167	10	0,609	0,000	2	0,000	5,401	1,414
	5	1453	13	0,652	0,000	2	0,006	6,552	1,375
pegador	R1	63	4	0,683	0,232	3	0,000	1,989	1,264
	R2	300	5	0,557	0,139	2	0,000	3,006	1,689
	R3	60	4	0,633	0,224	3	0,000	2,156	1,440

= não calculado.

APÊNDICE 6. Medidas estruturais das comunidades obtidas para cada réplica de cesto e pegador, no inverno.

DIAS	CESTO/RÉPLICA	DENS. TOTAL	S	DOM.	O/C	MULTIMÉTRICO	Tv/Chi	ICS	H'
7	17	58	11	0,224	0,000	1	0,214	10,115	3,114
	32	343	17	0,697	0,004	2	0,027	8,607	1,861
	27	211	11	0,687	0,000	2	0,047	5,874	1,813
	6	106	15	0,259	0,053	1	0,467	13,519	3,265
14	7	357	20	0,269	0,018	1	0,333	17,068	3,189
	21	224	16	0,222	0,033	1	0,134	13,369	3,074
	30	458	20	0,212	0,052	1	0,130	17,802	3,508
	35	382	15	0,440	0,000	1	0,121	11,531	2,833
21	13	179	15	0,233	0,027	1	0,226	12,500	2,830
	19	104	10	0,404	0,000	2	0,267	7,789	2,583
	22	104	14	0,250	0,116	1	0,145	12,295	3,212
	25	171	15	0,228	0,045	1	0,261	12,924	3,049
28	1	662	21	0,187	0,122	1	0,339	18,491	3,452
	5	569	20	0,265	0,009	1	0,388	16,790	2,986
	20	533	19	0,362	0,003	1	0,207	15,863	3,092
	26	214	14	0,243	0,000	1	0,306	11,994	2,836
35	8	638	19	0,327	0,014	1	0,302	15,214	2,756
	23	542	16	0,349	0,053	1	0,205	12,537	2,664
	31	598	19	0,279	0,063	1	0,267	15,198	2,731
	34	593	20	0,300	0,016	1	0,242	16,706	3,100
42	2	450	13	0,378	0,031	1	0,283	10,179	2,675
	14	1134	17	0,326	0,006	1	0,379	13,122	2,529
	24	106	13	0,538	0,012	2	0,687	8,994	2,234
	29	213	15	0,380	0,007	1	0,497	12,230	2,882
56	9	1446	19	0,413	0,004	1	0,258	14,833	2,745
	11	1255	23	0,320	0,017	1	0,298	17,814	2,687
	12	988	23	0,323	0,036	1	0,238	18,341	2,853
	28	252	15	0,385	0,006	1	0,505	12,083	2,825
70	33	328	15	0,354	0,038	1	0,507	12,454	2,875
	18	809	16	0,321	0,014	1	0,268	12,668	2,737
	10	567	22	0,411	0,010	1	0,157	17,240	2,718
	3	1169	20	0,443	0,023	1	0,207	14,725	2,490
pegador	R1	296	5	0,807	0,069	3	0,004	1,689	0,980
	R2	256	7	0,480	0,245	2	0,005	4,776	1,717
	R3	547	10	0,808	0,857	3	0,011	3,364	1,107

APÊNDICE 7. Valores médios das medidas estruturais com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os organismos bentônico coletados com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no verão e no inverno.

DIAS		DENS. TOTAL		S		DOM.		O/C		Tt/Chi		ICS		H'	
período		verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno
7	média	7087	180	13	14	0,77	0,47	0,001	0,014	0,798	0,189	8,593	9,529	1,021	2,513
	d.p.	5224	126	3	3	0,18	0,26	0,003	0,026	0,152	0,203	-	3,187	0,487	0,784
	%	73,7	70,4	24,3	22,2	23,4	55,8	200,0	181,9	19,0	107,6	-	33,4	47,7	31,2
14	média	3412	355	13	18	0,49	0,29	0,190	0,026	0,559	0,180	7,227	14,943	1,801	3,151
	d.p.	5106	97	5	3	0,19	0,11	0,222	0,022	0,177	0,103	1,907	2,989	0,468	0,280
	%	149,7	27,4	36,4	14,8	38,2	37,0	116,7	85,4	31,6	57,0	26,4	20,0	26,0	8,9
21	média	6591	140	14	14	0,51	0,28	0,159	0,047	0,317	0,225	7,273	11,377	1,655	2,919
	d.p.	5579	41	4	2	0,11	0,08	0,308	0,050	0,186	0,056	2,121	2,406	0,407	0,273
	%	84,7	29,5	25,4	17,6	20,7	30,1	193,1	105,5	58,5	24,9	29,2	21,2	24,6	9,4
28	média	1987	495	10	19	0,66	0,26	0,156	0,033	0,020	0,310	4,848	15,785	1,407	3,091
	d.p.	1202	195	1	3	0,16	0,07	0,186	0,059	0,006	0,076	1,833	2,751	0,324	0,262
	%	60,5	39,4	11,5	16,8	25,0	27,7	119,5	176,2	27,9	24,6	37,8	17,4	23,0	8,5
35	média	2577	593	11	19	0,70	0,31	0,015	0,037	0,004	0,254	4,830	14,914	1,261	2,813
	d.p.	1131	39	4	2	0,08	0,03	0,014	0,025	0,004	0,041	1,696	1,735	0,143	0,195
	%	43,9	6,6	38,6	9,4	11,8	9,7	92,1	68,9	96,7	16,1	35,1	11,6	11,3	6,9
42	média	2248	476	11	15	0,82	0,41	0,018	0,014	0,003	0,462	3,384	11,131	0,983	2,580
	d.p.	422	462	2	2	0,09	0,09	0,019	0,011	0,003	0,174	2,126	1,884	0,339	0,273
	%	18,8	97,1	16,5	13,2	11,2	22,6	105,2	81,8	118,6	37,6	62,8	16,9	34,5	10,6
56	média	1679	985	9	20	0,61	0,36	0,036	0,016	0,002	0,325	4,623	15,768	1,383	2,777
	d.p.	907	524	2	4	0,20	0,05	0,041	0,014	0,002	0,123	2,095	2,902	0,528	0,076
	%	54,0	53,2	20,5	19,1	33,3	12,9	115,1	91,7	133,7	37,8	45,3	18,4	38,2	2,7
70	média	1189	718	10	18	0,69	0,38	0,000	0,021	0,002	0,285	4,823	14,272	1,276	2,705
	d.p.	357	359	2	3	0,09	0,05	-	0,013	0,003	0,155	1,664	2,228	0,198	0,160
	%	30,1	50,0	20,1	18,1	12,6	14,4	-	59,1	150,4	54,4	34,5	15,6	15,5	5,9
pegador	média	141	366	4	7	0,62	0,70	0,199	0,390	0,000	0,007	2,384	3,276	1,464	1,268
	d.p.	138	158	1	3	0,06	0,19	0,052	0,413	-	0,004	0,545	1,545	0,213	0,394
	%	97,7	43,1	13,3	34,3	10,2	27,0	-	106,0	-	58,1	22,9	47,2	14,6	31,1

APÊNDICE 8. Densidades de gêneros de Chironomidae coletados no período de verão, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	7				14				21				28				35			
CESTO/RÉPLICA	1	30	28	25	9	23	24	12	7	11	31	35	21	22	18	17	19	15	10	6
CHIRONOMINI	301	795	792	568	1734	511	295	75	1380	442	6605	4079	374	1156	1228	2360	2196	2108	2647	324
<i>Asheum</i>	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beardius</i>	1	6	8	4	5	0	0	0	3	0	5	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Chironomus c/ brânquias abd.</i>	140	594	450	374	1616	481	239	52	1289	380	6398	3991	356	1134	1135	2288	2107	2078	2539	308
<i>Chironomus s/ brânquias abd.</i>	10	3	0	3	5	9	7	0	2	5	10	15	3	1	9	2	15	2	5	7
<i>Cladopelma</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Endochironomus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fissimentum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lauterborniella</i>	2	21	14	18	8	1	4	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nilothauma</i>	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	132	59	68	52	29	12	28	8	43	25	37	4	9	19	48	32	34	20	34	5
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	13	17	12	19	48	5	7	9	18	9	9	5	0	1	1	6	4	0	4	0
<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tribelos</i>	1	0	1	0	3	0	1	2	2	6	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Chi gên A	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi n.i.	8	87	236	96	19	1	8	3	22	15	143	60	5	1	34	28	35	8	65	3
TANYTARSINI	419	11870	7392	4688	8378	633	317	50	240	110	6314	3978	8	24	16	63	14	20	5	0
<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	5	5	5	5	4	1	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nimbocera sp</i>	23	5	12	12	11	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Rheotanytarsus</i>	391	11478	7082	4379	8201	559	271	42	200	94	6192	3925	7	21	12	59	14	19	2	0
<i>Stempellina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	22	76	48	32	29	3	4	2	5	3	0	6	0	2	1	1	0	0	2	0
Tt gênero A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
Tt gênero B	90	286	229	240	130	65	40	6	30	12	122	46	0	0	2	1	0	1	0	0
Tt gênero D	2	5	5	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt n.i.	3	14	11	15	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORTHOCLADIINAE	4	25	12	4	1	0	0	0	0	0	8	20	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cricotopus spp</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius spp</i>	2	22	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemaniella fusca cf</i>	0	3	2	0	1	0	0	0	0	0	8	20	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Thienemaniella spp</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TANYPODINAE	7	405	392	257	286	11	31	3	105	79	319	254	5	3	48	22	31	18	9	0
<i>Ablabesmyia</i>	1	9	29	23	37	2	8	0	18	16	2	4	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Clinotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Larsia</i>	7	277	307	219	248	11	31	3	86	62	317	247	5	3	44	22	29	18	9	0
<i>Pentaneura</i>	0	55	20	5	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Tp n.i.	0	64	36	10	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
DENSIDADE TOTAL	731	13095	8588	5517	10399	1155	643	128	1725	631	13246	8331	387	1183	1292	2445	2241	2147	2661	324
RIQUEZA (S)	19	24	22	18	17	14	14	9	15	13	13	16	7	8	11	14	8	7	8	4

(cont.) APÊNDICE 8. Densidades de gêneros de Chironomidae coletados no período de verão, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	42				56				70				pegador		
	14	26	27	33	16	29	20	2	34	4	13	5	R1	R2	R3
CESTO/RÉPLICA															
CHIRONOMINI	1769	1761	1474	2346	631	2558	1014	226	1172	90	147	151	43	167	38
<i>Asheum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beardius</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus c/ brânquias abd.</i>	1680	1721	1436	2188	607	2365	922	220	1126	73	126	114	11	93	13
<i>Chironomus s/ brânquias abd.</i>	20	6	4	41	0	17	9	0	6	0	3	1	4	0	0
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Endochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fissimentum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lauterborniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nilothauma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	40	25	23	15	20	100	61	1	24	13	14	29	0	2	0
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	2	0	0	3	1	1	1	0	1	0	0	0	17	27	20
<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Tribelos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi gên A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi n.i.	26	9	10	99	3	74	20	5	15	4	4	7	10	43	5
TANYTARSINI	1	1	4	19	3	0	2	0	2	0	0	1	0	0	0
<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nimbocera spP</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rheotanytarsus</i>	1	0	3	18	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Stempellina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt gênero A	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt gênero B	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt gênero D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt n.i.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORTHOCLADIINAE	0	0	0	10	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
<i>Cricotopus spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemaniella fusca cf</i>	0	0	0	10	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemaniella spp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TANYPODINAE	3	9	11	12	0	7	2	1	3	0	0	2	0	0	0
<i>Ablabesmyia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larsia</i>	2	9	11	12	0	7	2	1	2	0	0	2	0	0	0
<i>Pentaneura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tp n.i.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DENSIDADE TOTAL	1773	1771	1489	2387	634	2565	1018	227	1196	90	147	154	43	167	38
RIQUEZA (S)	8	5	7	8	5	6	8	3	9	2	3	5	4	4	2

APÊNDICE 9. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os gêneros de Chironomidae coletados com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no verão.

DIAS	7			14			21			28		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
CHIRONOMINI	614,0	234,2	38,1	653,8	741,8	113,5	3126,5	2784,7	89,1	1279,5	817,6	63,9
<i>Asheum</i>	0,8	1,0	127,7	0,3	0,5	200,0	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-
<i>Axarus</i>	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Beardius</i>	4,8	3,0	62,9	1,3	2,5	200,0	2,3	2,2	98,5	0,3	0,5	200,0
<i>Chironomus c/brân. abd.</i>	389,5	189,7	48,7	597,0	701,7	117,5	3014,5	2727,6	90,5	1228,3	796,1	64,8
<i>Chironomus S/brân. abd.</i>	4,0	4,2	106,1	5,3	3,9	73,6	8,0	5,7	71,4	3,8	3,6	95,8
<i>Cladopelma</i>	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Cryptochironomus</i>	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Endochironomus</i>	0,8	0,5	66,7	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Fissimentum</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Goeldichironomus</i>	0,8	1,0	127,7	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,8	0,5	66,7
<i>Lauterborniella</i>	13,8	8,3	60,7	3,5	3,3	94,8	1,0	0,8	81,6	0,0	-	-
<i>Nilothauma</i>	0,3	-	-	0,5	0,6	115,5	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0
<i>Parachironomus</i>	77,8	36,8	47,3	19,3	10,8	56,2	27,3	17,2	63,2	27,0	16,9	62,5
<i>Polypedilum</i>	15,3	3,3	21,7	17,3	20,6	119,2	10,3	5,5	53,7	2,0	2,7	135,4
<i>Stenochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tribelos</i>	0,5	0,6	115,5	1,5	1,3	86,1	2,3	2,6	116,9	0,3	0,5	200,0
Chi gên. A	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Chi n.i.	106,8	94,8	88,8	7,8	8,1	104,0	60,0	58,8	97,9	17,0	16,4	96,7
TANYTARSINI	6092,3	4803,8	78,9	2344,5	4029,4	171,9	2660,5	3024,8	113,7	27,8	24,4	87,9
<i>Nimbecera rhabdomantis</i>	5,0	0,0	0,0	1,3	1,9	151,4	1,3	1,9	151,4	0,3	0,5	200,0
<i>Nimbecera spp</i>	13,0	7,4	57,2	3,5	5,1	144,7	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0
<i>Rheotanytarsus</i>	5832,5	4660,3	79,9	2268,3	3960,8	174,6	2602,8	2983,2	114,6	24,8	23,6	95,2
<i>Stempellina</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tanytarsus</i>	44,5	23,6	53,0	9,5	13,0	137,1	3,5	2,6	75,6	1,0	0,8	81,6
Tt gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,8	0,5	66,7
Tt gên. B	211,3	84,5	40,0	60,3	52,4	87,0	52,5	48,4	92,1	0,8	1,0	127,7
Tt gên. D	4,3	1,5	35,3	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt n.i.	10,8	5,4	50,6	1,5	1,3	86,1	0,0	-	-	0,0	-	-
ORTHOCLADIINAE	11,3	9,9	88,1	0,3	0,5	200,0	7,0	9,5	135,0	0,0	-	-
<i>Cricotopus spp</i>	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nanocladius spp</i>	9,0	9,0	100,2	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Thienemaniella fusca (cf)</i>	1,3	1,5	120,0	0,3	0,5	200,0	7,0	9,5	135,0	0,0	-	-
<i>Thienemaniella spp</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
TANYPODINAE	265,3	184,7	69,6	82,8	136,0	164,4	189,3	115,9	61,2	19,5	20,8	106,8
<i>Ablabesmyia</i>	15,5	12,8	82,5	11,8	17,2	146,2	10,0	8,2	81,6	0,0	-	-
<i>Clinotanytus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Labrundinia</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	1,0	2,0	200,0
<i>Larsia</i>	202,5	135,4	66,8	73,3	117,1	159,9	178,0	123,8	69,6	18,5	19,0	102,8
<i>Pentaneura</i>	20,0	24,8	124,2	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
Tp n.i.	27,5	28,7	104,3	0,5	0,6	115,5	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
DENSIDADE TOTAL	6983	5202	74	3081	4896	159	5983	5917	99	1327	848	64
RIQUEZA	21	3	13	14	3	25	14	2	11	10	3	32

(cont.) APÊNDICE 9. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os gêneros de Chironomidae coletados com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no verão.

DIAS	35			42			56			70			pegador		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
CHIRONOMINI	1818,8	1024,1	56,3	1837,5	365,7	19,9	1107,3	1019,3	92,1	390,0	522,1	133,9	82,7	73,1	88,4
<i>Asheum</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Axarus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Beardius</i>	0,3	0,5	200,0	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Chironomus c/ brân. abd.</i>	1758,0	989,4	56,3	1756,3	314,1	17,9	1028,5	936,1	91,0	359,8	511,3	142,1	39,0	46,8	119,9
<i>Chironomus S/ brân. abd.</i>	7,3	5,6	76,7	17,8	17,1	96,1	6,5	8,2	125,9	2,5	2,6	105,8	1,3	2,3	173,2
<i>Cladopelma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Cryptochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Endochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Fissimentum</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,6	173,2
<i>Goeldichironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Lauterborniella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nilothauma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Parachironomus</i>	23,3	13,8	59,5	25,8	10,4	40,5	45,5	44,1	97,0	20,0	7,8	38,9	0,7	1,2	173,2
<i>Polypedilum</i>	2,0	2,3	115,5	1,3	1,5	120,0	0,8	0,5	66,7	0,3	0,5	200,0	21,3	5,1	24,1
<i>Stenochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,7	1,2	173,2
<i>Tribelos</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Chi gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Chi n.i.	27,8	28,5	102,8	36,0	42,7	118,7	25,5	33,2	130,2	7,5	5,2	69,3	19,3	20,6	106,8
TANYTARSINI	9,8	9,0	91,9	6,3	8,6	137,9	1,3	1,5	120,0	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-
<i>Nimbecera rhabdomantis</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nimbecera spp</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Rheotanytarsus</i>	8,8	9,2	105,3	5,5	8,4	153,2	0,8	1,0	127,7	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-
<i>Stempellina</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tanytarsus</i>	0,5	1,0	200,0	0,3	0,5	200,0	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt gên. A	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt gên. B	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt gên. D	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt n.i.	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
ORTHOCLADIINAE	0,3	0,5	200,0	2,5	5,0	200,0	0,0	-	-	4,8	9,5	200,0	0,0	-	-
<i>Cricotopus spp</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nanocladius spp</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Thienemaniella fusca (cf)</i>	0,3	0,5	200,0	2,5	5,0	200,0	0,0	-	-	4,8	9,5	200,0	0,0	-	-
<i>Thienemaniella spp</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
TANYPODINAE	14,5	13,2	91,2	8,8	4,0	46,1	2,5	3,1	124,4	1,3	1,5	120,0	0,0	-	-
<i>Ablabesmyia</i>	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Clinotanypus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Labrundinia</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Larsia</i>	14,0	12,4	88,6	8,5	4,5	53,0	2,5	3,1	124,4	1,0	1,2	115,5	0,0	-	-
<i>Pentaneura</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tp n.i.	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
DENSIDADE TOTAL	1843	1037	56	1855	379	20	1111	1022	92	397	534	134	83	73	88
RIQUEZA	7	2	28	7	1	20	6	2	38	5	3	65	3	1	35

APÊNDICE 10. Densidades de gêneros de Chironomidae coletados no período de inverno, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	7				14				21				28				35			
CESTO/RÉPLICA	17	32	27	6	7	21	30	35	13	19	22	25	1	5	20	26	8	23	31	34
CHIRONOMINI	3	7	8	10	96	48	59	18	42	6	4	27	117	52	46	15	67	189	146	97
<i>Asheum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beardius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomus</i> c/ brân. abd.	0	0	0	0	12	0	1	3	3	0	0	0	2	2	0	2	4	2	1	0
<i>Chironomus</i> s/ brân. abd.	0	1	0	1	11	0	0	0	4	0	0	1	7	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	0	1	1	0	4	0	8	0	0	0	0	0	1	13	11	2	21	1	4	0
<i>Dicrotendipes</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Endochironomus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	2	0	1	3	2	0	0
<i>Harnischia</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lauterborniella</i>	0	0	0	1	3	2	10	0	6	0	2	3	1	15	14	2	12	17	17	25
<i>Nilothauma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	2	0	5	4	12	46	16	12	8	4	1	11	6	0	7	5	3	105	7	15
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i>	0	0	1	3	48	0	7	2	18	0	1	5	87	12	9	1	24	20	0	1
<i>Saetheria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tribelos</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
Chi gên. A	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Chi n.i.	0	0	0	0	1	0	14	1	0	0	0	4	1	6	1	2	0	42	117	55
TANYTARSINI	6	7	8	28	83	18	27	26	26	12	8	23	124	151	67	48	143	94	132	93
<i>Nimbecera rhabdomantis</i>	2	0	1	6	9	1	1	3	3	3	2	3	7	11	4	8	23	28	27	16
<i>Nimbecera</i> spp	2	0	0	5	39	0	0	0	1	0	0	0	28	4	0	0	12	0	0	0
<i>Rheotanytarsus</i>	2	7	3	2	3	5	5	3	1	0	1	9	1	17	23	9	10	14	46	26
<i>Stempellina</i>	0	0	0	0	6	0	4	0	0	0	0	0	19	34	4	0	13	0	1	0
<i>Stempellinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	0	0	0	4	7	6	1	3	4	1	1	3	30	5	4	4	17	12	8	11
Tt gên. A	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt gên. B	0	0	4	10	16	5	7	13	14	7	2	6	17	71	29	25	50	29	48	29
Tt gên. D	0	0	0	0	0	1	1	2	2	1	1	1	4	2	2	1	6	6	2	2
Tt n.i.	0	0	0	1	2	0	8	2	1	0	1	2	18	7	1	1	12	5	0	9
ORTHOCLADIINAE	6	239	145	16	38	50	97	168	41	22	26	34	48	133	193	52	209	109	167	178
<i>Corynoneura</i>	0	1	4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Cricotopus</i> spp	0	9	2	5	8	3	17	26	21	9	2	15	30	62	109	11	148	8	69	55
<i>Lopescladius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	2	0
<i>Metriocnemus obscuripes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius</i> spp	0	1	4	2	11	30	38	9	14	2	11	7	15	22	3	26	51	83	87	88
<i>Thienemaniella fusca</i> c.f.	6	204	119	3	13	10	29	117	1	8	8	5	0	37	69	10	1	4	9	30
<i>Thienemaniella</i> spp	0	24	16	6	3	5	12	15	5	3	5	7	3	9	8	4	2	2	0	0
O gên. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	6	0	0	2
O n.i.	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	11	0	0
TANYPODINAE	13	4	8	6	32	0	25	2	6	5	17	4	77	53	17	42	54	66	50	17
<i>Ablabesmyia</i>	0	0	0	0	11	0	0	0	2	1	0	0	10	6	0	3	4	6	0	0
<i>Brundiniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanytus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Djalabatista</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Labrundinia</i>	1	1	2	0	9	0	18	0	0	1	5	0	15	5	2	20	23	15	9	5
<i>Larsia</i>	12	2	5	6	11	0	7	0	4	3	10	3	48	39	12	17	26	43	38	5
<i>Pentaneura</i>	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	1	1	1	3	3	2	1	2	3	6
Tp gên. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tp n.i.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DENSIDADE TOTAL	28	257	169	60	249	116	208	214	115	45	55	88	366	389	323	157	473	458	495	385
RIQUEZA (S)	8	13	15	15	24	11	20	14	20	13	15	16	23	23	22	20	22	20	17	18

(cont.) APÊNDICE 10. Densidades de gêneros de Chironomidae coletados no período de inverno, com substrato artificial (ind./cesto) e pegador (ind./m²).

DIAS	42				56				70				pegador		
	2	14	24	29	9	11	12	28	33	18	10	3	R 1	R 2	R 3
CESTO/RÉPLICA	2	14	24	29	9	11	12	28	33	18	10	3	R 1	R 2	R 3
CHIRONOMINI	47	125	15	28	105	192	192	30	29	260	104	208	239	123	18
<i>Ashum</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Axarus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beardius</i>	0	1	1	0	1	1	0	1	0	2	1	1	0	0	0
<i>Chironomus c/brân. abd.</i>	3	0	0	0	0	4	0	1	0	1	2	10	0	0	0
<i>Chironomus s/brân. abd.</i>	1	3	0	0	0	1	10	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Cladopelma</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptochironomus</i>	13	19	0	0	19	10	5	0	0	1	1	15	1	1	0
<i>Dicotendipes</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Endochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldichironomus</i>	1	7	0	1	0	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0
<i>Harnischia sp2</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lauterborniella</i>	5	41	2	21	68	12	5	17	8	66	21	36	0	0	0
<i>Nilothauma</i>	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachironomus</i>	20	16	2	6	8	6	11	5	6	20	14	1	0	0	0
<i>Paralauterborniella</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	7	0	0	0	0	0
<i>Polypedium</i>	4	25	2	0	4	118	113	6	4	127	61	132	0	111	0
<i>Saetheria</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	10
<i>Stenochironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tribelos</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chi gên. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1
Chi n.i.	0	12	6	0	5	32	42	0	10	36	0	9	236	0	6
TANYTARSINI	100	370	57	81	270	327	195	97	116	181	69	206	1	1	1
<i>Nimbocera rhabdomantis</i>	16	71	26	13	19	18	2	25	9	20	6	16	0	0	0
<i>Nimbocera spp</i>	17	9	0	0	0	33	9	0	0	2	12	18	0	0	0
<i>Rheotanytarsus</i>	3	37	5	23	65	5	8	12	34	29	6	45	1	0	0
<i>Stempellina</i>	4	80	0	0	35	117	43	2	0	6	5	22	0	0	1
<i>Stempellinella</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanytarsus</i>	5	42	3	10	32	53	24	12	16	29	7	28	0	0	0
Tt gên. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tt gên. B	46	96	14	28	99	75	47	41	41	49	28	54	0	1	0
Tt gên. D	5	10	6	2	11	18	8	4	11	27	4	5	0	0	0
Tt n.i.	4	25	3	5	9	8	54	0	5	19	1	18	0	0	0
ORTHOCLADIINAE	170	356	10	27	594	401	319	37	57	122	234	518	31	64	55
<i>Corynoneura</i>	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	2	0	0	1
<i>Cricotopus spp</i>	121	214	5	18	432	197	148	21	29	56	195	432	0	0	2
<i>Lopescladius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	31	64	52
<i>Metricnemus obscuripes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanocladius spp</i>	41	117	5	6	76	154	152	15	23	42	32	64	0	0	0
<i>Thienemaniella fusca c.f.</i>	0	3	0	0	7	0	2	1	3	0	0	0	0	0	0
<i>Thienemaniella spp</i>	1	2	0	3	20	3	0	0	0	2	0	2	0	0	0
O gên. A	2	7	0	0	11	4	0	0	0	9	6	6	0	0	0
O n.i.	4	13	0	0	47	41	17	0	1	12	0	12	0	0	0
TANYPODINAE	36	124	1	27	79	177	113	28	27	112	32	65	5	0	17
<i>Ablabesmyia</i>	2	4	0	0	67	11	12	0	1	2	0	5	0	0	0
<i>Brundiniella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinotanypus</i>	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Djalabatista</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1
<i>Labrundinia</i>	0	8	0	13	9	24	25	10	8	15	9	5	0	0	7
<i>Larsia</i>	33	109	1	14	0	135	69	18	12	93	23	55	0	0	7
<i>Pentaneura</i>	1	3	0	0	3	5	0	0	6	2	0	0	0	0	0
Tp gên. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tp n.i.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
DENSIDADE TOTAL	353	975	83	163	1048	1097	819	192	229	675	439	997	276	188	91
RIQUEZA (S)	22	24	13	13	20	29	24	17	17	23	21	23	5	6	8

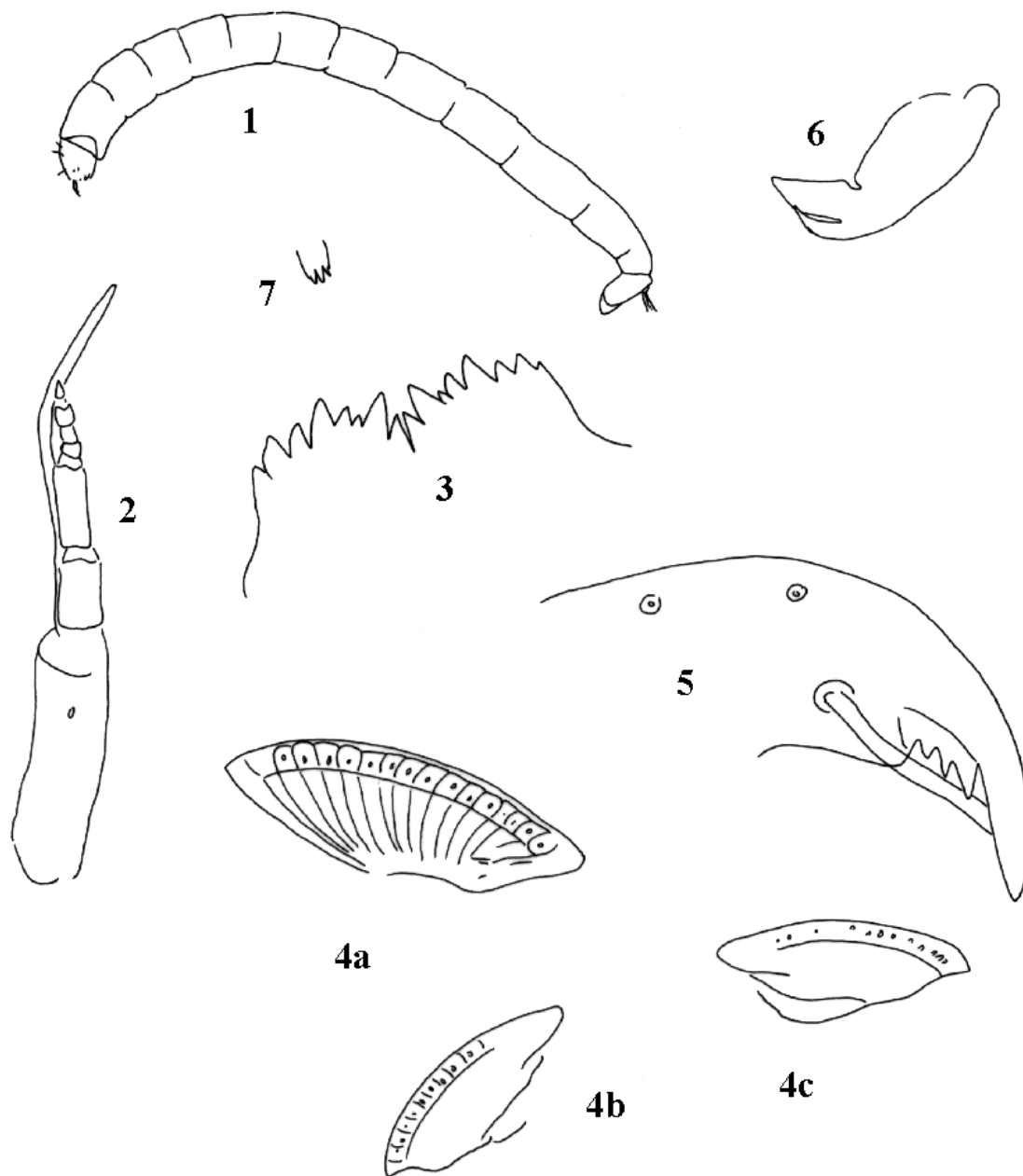
APÊNDICE 11. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os gêneros de Chironomidae coletados com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no inverno.

DIAS	7			14			21			28		
	média	DP	%	média	DP	%	média	DP	%	média	DP	%
CHIRONOMINI	7,0	2,9	42,1	55,3	32,2	58,3	19,8	18,1	91,7	57,5	42,9	74,5
<i>Asheum</i>	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
<i>Axarus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-
<i>Beardius</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
<i>Chironomus c/ brân. abd.</i>	0,0	-	-	4,0	5,5	136,9	0,8	1,5	200,0	1,5	1,0	66,7
<i>Chironomus s/ brân. abd.</i>	0,5	0,6	115,5	2,8	5,5	200,0	1,3	1,9	151,4	2,0	3,4	168,3
<i>Cladopelma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Cryptochironomus</i>	0,5	0,6	115,5	3,0	3,8	127,7	0,0	-	-	6,8	6,1	90,8
<i>Dicrotendipes</i>	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0
<i>Endochironomus</i>	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Goeldichironomus</i>	1,0	1,4	141,4	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7	1,3	1,0	76,6
<i>Harnischia sp2</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Lauterborniella</i>	0,3	0,5	200,0	3,8	4,3	116,0	2,8	2,5	90,9	8,0	7,5	94,1
<i>Nilothauma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
<i>Parachironomus</i>	2,8	2,2	80,6	21,5	16,4	76,5	6,0	4,4	73,3	4,5	3,1	69,1
<i>Paralauterborniella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Polypedilum</i>	1,0	1,4	141,4	14,3	22,7	159,2	6,0	8,3	138,1	27,3	40,1	147,2
<i>Saetheria</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Stenochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tribelos</i>	0,0	-	-	0,8	1,5	200,0	0,3	0,5	200,0	2,5	5,0	200,0
Chi gên. A	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Chi n.i.	0,0	-	-	4,0	6,7	167,1	1,0	2,0	200,0	2,5	2,4	95,2
TANYTARSINI	12,3	10,5	86,0	38,5	29,9	77,8	17,3	8,6	50,0	97,5	48,1	49,3
<i>Nimboecera rhabdomantis</i>	2,3	2,6	116,9	3,5	3,8	108,2	2,8	0,5	18,2	7,5	2,9	38,5
<i>Nimboecera spp</i>	1,8	2,4	135,0	9,8	19,5	200,0	0,3	0,5	200,0	8,0	13,5	168,3
<i>Rheotanytarsus</i>	3,5	2,4	68,0	4,0	1,2	28,9	2,8	4,2	152,5	12,5	9,6	76,6
<i>Stempellina</i>	0,0	-	-	2,5	3,0	120,0	0,0	-	-	14,3	15,5	108,8
<i>Stempellinella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tanytarsus</i>	1,0	2,0	200,0	4,3	2,8	64,8	2,3	1,5	66,7	10,8	12,8	119,5
Tt gên. A	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt gên. B	3,5	4,7	135,0	10,3	5,1	50,0	7,3	5,0	68,9	35,5	24,2	68,1
Tt gên. D	0,0	-	-	1,0	0,8	81,6	1,3	0,6	43,3	2,3	1,3	55,9
Tt n.i.	0,3	0,5	200,0	3,0	3,5	115,5	1,0	0,8	81,6	6,8	8,0	118,7
ORTHOCLADIINAE	101,5	111,4	109,8	88,3	58,9	66,8	30,8	8,5	27,5	106,5	69,7	65,5
<i>Corynoneura</i>	1,3	1,9	151,4	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Cricotopus spp</i>	4,0	3,9	97,9	13,5	10,1	75,2	11,8	8,1	69,3	53,0	42,9	80,9
<i>Lopescladius</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7
<i>Metriocnemus obscuripes</i>	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nanocladius spp</i>	1,8	1,7	97,6	22,0	14,3	64,8	8,5	5,2	61,1	16,5	10,1	61,1
<i>Thienemaniella fusca c.f.</i>	83,0	97,1	116,9	42,3	50,5	119,6	5,5	3,3	60,3	29,0	30,9	106,6
<i>Thienemaniella spp</i>	11,5	10,6	92,4	8,8	5,7	64,9	5,0	1,6	32,7	6,0	2,9	49,1
O gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7
O n.i.	0,0	-	-	1,0	1,2	115,5	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5
TANYPODINAE	7,8	3,9	49,8	14,8	16,2	109,5	8,0	6,1	75,7	47,3	24,9	52,7
<i>Ablabesmyia</i>	0,0	-	-	2,8	5,5	200,0	0,8	1,0	127,7	4,8	4,3	89,9
<i>Brundiniella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,5	200,0
<i>Clinotanypus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Djalmabatista</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Labrundinia</i>	1,0	0,8	81,6	6,8	8,6	127,7	1,5	2,4	158,7	10,5	8,4	80,2
<i>Larsia</i>	6,3	4,2	67,1	4,5	5,4	121,0	5,0	3,4	67,3	29,0	17,3	59,5
<i>Pentaneura</i>	0,5	0,6	115,5	0,5	1,0	200,0	0,5	0,6	115,5	2,3	1,0	42,6
Tp gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tp n.i.	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-
DENSIDADE TOTAL	128,5	104,8	81,6	196,8	56,8	28,9	75,8	32,0	42,2	308,8	104,8	33,9
RIQUEZA (S)	12,8	3,3	25,9	17,3	5,9	33,9	16,0	2,9	18,4	22,0	1,4	6,4

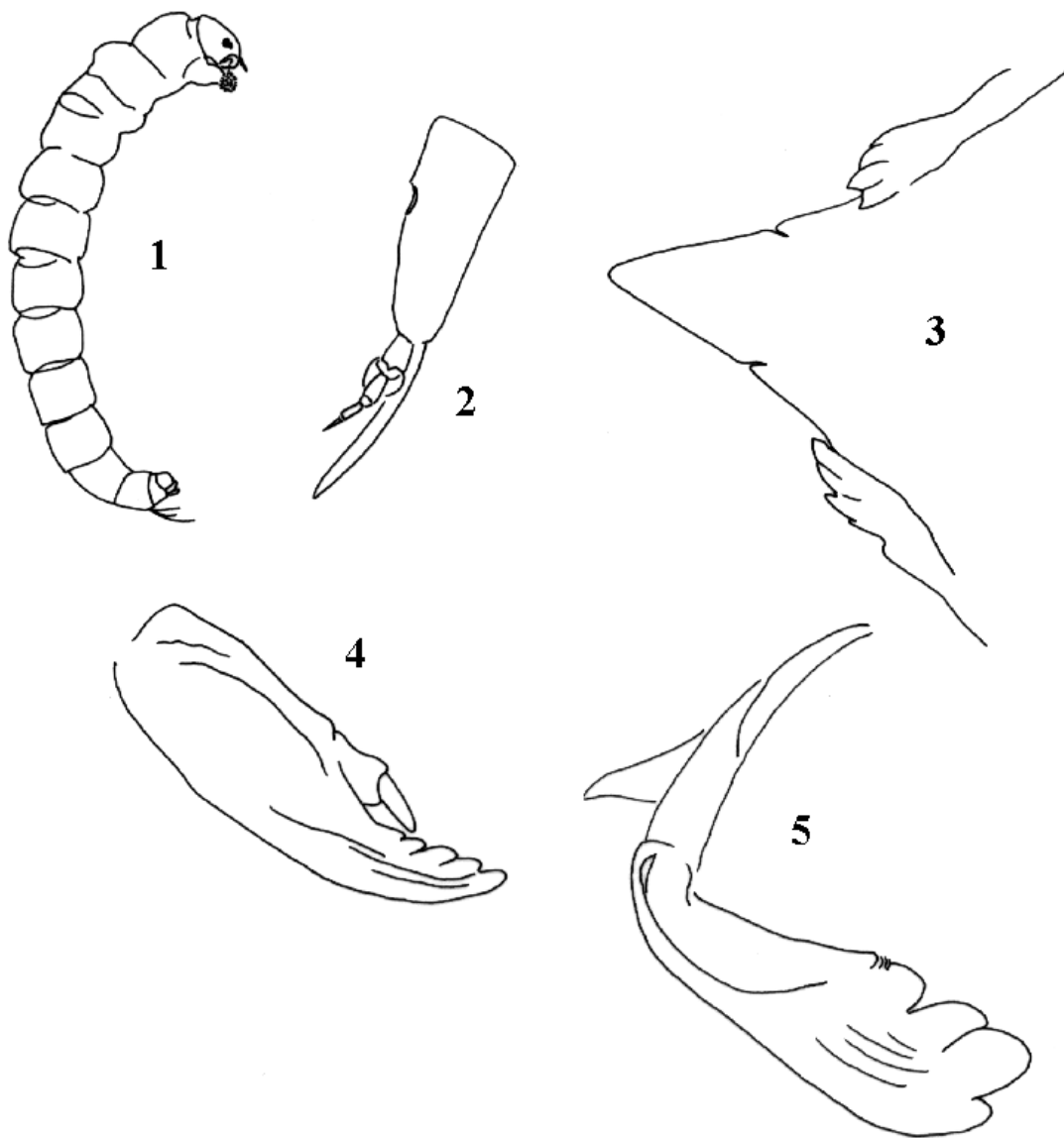
(cont.) APÊNDICE 11. Densidades médias com respectivos desvios padrões e os percentuais destes sobre as médias para os gêneros de Chironomidae coletados com cestos (ind./cesto) e pegador (ind./m²), no inverno.

DIAS	35			42			56			70			pegador		
	média	DP	%	média	DP	%	média	DP	%	média	DP	%	média	DP	%
CHIRONOMINI	124,8	53,8	43,1	53,8	49,3	91,7	129,8	78,1	60,2	150,3	103,6	69,0	126,7	110,5	87,3
<i>Asheum</i>	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Axarus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Beardius</i>	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	0,8	0,5	66,7	1,0	0,8	81,6	0,0	-	-
<i>Chironomus c/ brân. abd.</i>	1,8	1,7	97,6	0,8	1,5	200,0	1,3	1,9	151,4	3,3	4,6	140,7	0,0	-	-
<i>Chironomus s/ brân. abd.</i>	0,0	-	-	1,0	1,4	141,4	2,8	4,9	176,6	1,0	1,2	115,5	0,0	-	-
<i>Cladopelma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Cryptochironomus</i>	6,5	9,8	151,0	8,0	9,6	119,5	8,5	8,1	95,3	4,3	7,2	169,0	0,7	0,6	86,6
<i>Dicrotendipes</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Endochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Goeldichironomus</i>	1,3	1,5	120,0	2,3	3,2	142,3	0,0	-	-	1,3	1,0	76,6	0,0	-	-
<i>Harnischia sp2</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Lauterborniella</i>	17,8	5,4	30,3	17,3	17,9	103,7	25,5	28,8	112,8	32,8	24,9	76,2	0,0	-	-
<i>Nilothauma</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Parachironomus</i>	32,5	48,6	149,5	11,0	8,4	76,4	7,5	2,6	35,3	10,3	8,4	82,2	0,0	-	-
<i>Paralauterborniella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,8	1,5	200,0	1,8	3,5	200,0	0,0	-	-
<i>Polypeditum</i>	11,3	12,5	111,3	7,8	11,6	149,9	60,3	63,8	106,0	81,0	60,7	74,9	37,0	64,1	173,2
<i>Saetheria</i>	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	5,7	4,0	71,3
<i>Stenochironomus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,6	173,2
<i>Tribelos</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
Chi gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	2,3	3,2	137,8
Chi n.i.	53,5	48,4	90,5	4,5	5,7	127,7	19,8	20,4	103,5	13,8	15,5	112,7	80,7	134,6	166,8
TANYTARSINI	115,5	25,8	22,3	152,0	146,4	96,3	222,3	99,5	44,8	143,0	62,2	43,5	1,0	0,0	0,0
<i>Nimboecera rhabdomantis</i>	23,5	5,4	23,2	31,5	26,9	85,4	16,0	9,8	61,4	12,8	6,4	50,2	0,0	-	-
<i>Nimboecera spp</i>	3,0	6,0	200,0	6,5	8,2	125,9	10,5	15,6	148,5	8,0	8,5	106,1	0,0	-	-
<i>Rheotanytarsus</i>	24,0	16,2	67,4	17,0	16,1	94,6	22,5	28,5	126,6	28,5	16,4	57,6	0,3	0,6	173,2
<i>Stempellina</i>	3,5	6,4	181,5	21,0	39,4	187,5	49,3	48,5	98,5	8,3	9,5	115,6	0,3	0,6	173,2
<i>Stempellinella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Tanytarsus</i>	12,0	3,7	31,2	15,0	18,2	121,6	30,3	17,3	57,0	20,0	10,5	52,4	0,0	-	-
Tt gên. A	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tt gên. B	39,0	11,6	29,7	46,0	35,8	77,9	65,5	26,8	40,9	43,0	11,3	26,4	0,3	0,6	173,2
Tt gên. D	4,0	2,3	57,7	5,8	3,3	57,5	10,3	5,9	57,6	11,8	10,6	90,4	0,0	-	-
Tt n.i.	6,5	5,2	79,9	9,3	10,5	113,9	17,8	24,5	138,0	10,8	9,1	84,7	0,0	-	-
ORTHOCLADIINAE	165,8	41,8	25,2	140,8	160,4	114,0	337,8	231,3	68,5	232,8	203,7	87,5	50,0	17,1	34,1
<i>Corynoneura</i>	0,8	1,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,8	1,0	127,7	0,8	1,0	127,7	0,3	0,6	173,2
<i>Cricotopus spp</i>	70,0	58,2	83,1	89,5	97,9	109,4	199,5	171,8	86,1	178,0	184,3	103,5	0,7	1,2	173,2
<i>Lopescladius</i>	0,8	1,0	127,7	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5	49,0	16,7	34,1
<i>Metricnemus obscuripes</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Nanocladius spp</i>	77,3	17,6	22,8	42,3	52,6	124,4	99,3	66,9	67,4	40,3	17,6	43,8	0,0	-	-
<i>Thienemaniella fusca c.f.</i>	11,0	13,1	119,0	0,8	1,5	200,0	2,5	3,1	124,4	0,8	1,5	200,0	0,0	-	-
<i>Thienemaniella spp</i>	1,0	1,2	115,5	1,5	1,3	86,1	5,8	9,6	167,0	1,0	1,2	115,5	0,0	-	-
O gên. A	2,0	2,8	141,4	2,3	3,3	146,8	3,8	5,2	138,4	5,3	3,8	71,9	0,0	-	-
O n.i.	3,0	5,4	178,5	4,3	6,1	144,2	26,3	21,8	83,0	6,3	6,7	106,4	0,0	-	-
TANYPODINAE	46,8	21,0	44,8	47,0	53,4	113,7	99,3	62,5	63,0	59,0	39,1	66,4	7,3	8,7	119,1
<i>Ablabesmyia</i>	2,5	3,0	120,0	1,5	1,9	127,7	22,5	30,2	134,0	2,0	2,2	108,0	0,0	-	-
<i>Brundiniella</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Clinotanytus</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	2,0	3,4	168,3	0,0	-	-	0,0	-	-
<i>Djalmbabista</i>	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	2,0	2,6	132,3
<i>Labrundinia</i>	13,0	7,8	60,2	5,3	6,4	121,8	17,0	8,7	51,1	9,3	4,2	45,3	2,3	4,0	173,2
<i>Larsia</i>	28,0	16,9	60,4	39,3	48,3	123,1	55,5	60,5	109,0	45,8	36,4	79,6	2,3	4,0	173,2
<i>Pentaneura</i>	3,0	2,2	72,0	1,0	1,4	141,4	2,0	2,4	122,5	2,0	2,8	141,4	0,0	-	-
Tp gên. A	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Tp n.i.	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,7	1,2	173,2
DENSIDADE TOTAL	452,8	47,7	10,5	393,5	403,9	102,6	789,0	416,0	52,7	585,0	329,6	56,3	185,0	92,5	50,0
RIQUEZA (S)	19,3	2,2	11,5	18,0	5,8	32,4	22,5	5,2	23,1	21,0	2,8	13,5	6,3	1,5	24,1

APÊNDICE 12. Chironomini gênero A. (1. = Aspecto geral da larva; 2 = Antena; 3 = Mento; 4a, b e c = Placa ventromental; 5 = Mandíbula; 6 = Premandíbula; 7 = Pente epifaríngeo.)



APÊNDICE 13. Orthocladiinae gênero A. (1 = Aspecto geral da larva; 2 = Antena; 3 = Mento; 4 = Mandíbula; 5 = Premandíbula.)



APÊNDICE 14. Tanypodinae gênero A. (1 = Aspecto geral da cápsula cefálica; 2 = Antena; 3 = Lígula; 4 = Mandíbula; 5 = Palpo maxilar.)

