A comunidade zooplanctônica de lagos de pesca da Região Metropolitana de São Paulo: aspectos ecológicos e sanitários

Maria Ângela de Abreu Cabianca

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública da
Faculdade de Saúde Pública da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutor em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof^a. Dr^a. Suzana Sendacz

São Paulo
2005

Autorizo exclusivamente para fins acadêmicos e científicos. a reprodução total ou parcial desta tese. por processos fotocopiadores. Ao usá-lo. cite a fonte.

Assinatura:

Data:

46089/2005 doc

RESUMO

Cabianca MAA. A comunidade zooplancônica de lagos de pesca da Região Metropolitana de São Paulo: aspectos ecológicos e sanitários. São Paulo; 2005 [Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

O presente estudo integra um projeto multidisciplinar que visou elaborar um diagnóstico ecológico-sanitário de 30 pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. Como o objetivo principal de caracterizar a composição, a estrutura e a dinâmica da comunidade zooplancônica dos lagos de pesca e suas relações com variáveis bióticas e abióticas destes ecossistemas, foram realizadas coletas de água em dois períodos do ano: estiagem-frio (setembro/outubro de 2001) e chuvoso-quente (fevereiro/março de 2002). Os resultados obtidos evidenciaram que a comunidade zooplancônica destes ambientes foi semelhante em estrutura e composição à de corpos d'água eutróficos da bacia do Alto Tietê. Verificou-se a dominância de poucos táxons na maioria dos lagos estudados, nos dois períodos amostrados, o que evidencia uma comunidade sujeita a freqüentes instabilidades. As principais características observadas no zooplâncton estiveram possivelmente associadas ao manejo adotado nestes lagos. Este, quando inadequado, pode produzir efeitos indesejáveis do ponto de vista ecológico e sanitário. Tais efeitos associados à localização destes pesqueiros, instalados preferencialmente em áreas de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, podem resultar em riscos ao abastecimento de água dos municípios da região.

Descritores: zooplâncton, eutrofização, qualidade de água, pesqueiros, manejo

ABSTRACT

Cabianca MAA. The zooplankton community of fee-fishing systems of the Metropolitan Region of São Paulo: ecological and sanitary aspects. São Paulo: 2005 [Tese de Doutorado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo].

This study is part of a multi-institutional project developed with the purpose to provide an ecological and sanitary diagnosis of 30 fee-fishing of the Metropolitan Region of São Paulo. The zooplankton community of the fee-fishing systems and its relation to biotic and abiotic variables was evaluated through analysis of water collected in two seasonal periods: cold and dry (September and October, 2001), and warm and rainy (February and March, 2002). The results showed that the structure and composition of the zooplankton community of these environments is similar to the observed for other eutrophic aquatic systems of Alto Tietê hydrographic basin; the dominance of few taxa in most of the studied environments, in both periods, reflects a community submitted to frequent instabilities; the zooplankton characteristics reflect mainly the management imposed to these systems; the conditions generated by this inadequate management produce undesirable ecological and sanitary effects. Due to the establishment of the fee fishing mainly in water catchment areas of the Metropolitan Region of São Paulo, they represent a risk in terms of water supply for the municipalities involved.

Key words: zooplankton, eutrophication, water quality, fee fishing, management.

AGRADECIMENTOS

A Dra. Suzana Sendacz pela orientação, amizade, paciência, carinho e dedicação na concretização deste trabalho. O que houver de meritório nele se atribui, principalmente, à generosidade e valor de seus ensinamentos.

Ao Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos do Instituto de Pesca da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, pela infra-estrutura e facilidades concedidas.

Aos senhores proprietários dos estabelecimentos incluídos neste estudo, por haverem colaborado, cedendo sua propriedade para a realização das coletas, fornecendo gentilmente as informações solicitadas e, na maioria das vezes, recebendo-nos com grande cordialidade.

A Dra. Katharina Eichbaun Esteves pela coordenação do projeto “Diagnóstico Ecológico-Sanitário de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo”, no qual se insere este trabalho e por sua colaboração em diversas etapas de sua realização, sobretudo na sua viabilidade.

A Dra. Cacilda Thaís Jason Mercante, chefe do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, pela amizade, colaboração e apoio material e espiritual em todas as etapas do trabalho.

Às mestrandas do Instituto de Botânica Daniella da Silva e Sandra Vieira Costa pela companhia e cooperação durante as coletas.

À Dra. Maria Helena Matté e sua orientanda Marisa Morita, da Faculdade de Saúde Pública pelas informações e sugestões feitas ao longo do trabalho.

Aos colegas do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos do Instituto de Pesca - o técnico Luis Cláudio dos Santos Evangelista, os pesquisadores Luciana Bezerra de Menezes, Paula Maria Gênova de Castro e sua estagiária Lídia, Adalberto Jose Monteiro Jr. - pela simpática acolhida e constantes contribuições com informações, idéias ou materiais necessários ao desenvolvimento deste trabalho.

A Dra. Lúcia Sipaúba-Tavares, do Centro de Aquicultura de Jaboticabal da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, pela disponibilidade demonstrada na colaboração deste trabalho e pela rica contribuição na discussão dos resultados obtidos.

A Dra. Ana Lúcia Brandimarte do Departamento de Ecologia Geral do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo - USP, pelas sugestões e amizade de sempre.

Aos professores e funcionários da Faculdade de Saúde Pública, em especial aos do Departamento de Saúde Ambiental e Secretaria de Pós-Graduação, pela acolhida e apoio durante todo o andamento do curso de doutorado.

À geógrafa Andréa Presotto pela colaboração no estudo do entorno e na confecção dos mapas.

Aos meus pais, Luiz e Mair, pelo carinho, apoio e confiança que sempre depositaram em mim.

Aos meus sogros, Dr. Lelivaldo, pelo interesse demonstrado pelo meu trabalho e colaboração nas correções do texto, e D. Lourdes pela compreensão das minhas ausências nas reuniões familiares.

Às minhas irmãs e meus irmãos, cunhadas, cunhados, sobrinhas e sobrinhos - a família é imensa, como é imenso o seu apreço e sua importância no embasamento emocional para a realização de todo o trabalho.

Aos meus filhos, Paula e Pedro, pelo apoio que me deram em todos os momentos, colaborando com a rotina da casa, compartilhando comigo o computador doméstico e a satisfação de cada etapa concluída.

Ao Neto, dedicado, generoso, constante, incansável e imprescindível companheiro, por mais esta "viagem" que realizamos juntos.

ÍNDICE

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS	
2.1 - Objetivos Gerais	11
2.2 - Objetivos Específicos.....	11
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 - Variáveis físicas, químicas e clorofila <i>a</i>	14
3.2 - Análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton	15
3.3 - Análise estatística	16
3.4 - Metodologia para a caracterização do entorno	18
3.5 - Caracterização climatológica.....	19
4 - RESULTADOS	
4.1 - Caracterização da área estudada	
4.1.1 - Entorno	20
4.1.2 - Características das áreas de localização das bacias hidrográficas.....	21
4.1.2 - Características gerais dos lagos estudados	30

4.2 - Caracterização climatológica.....	33
4.3 - Variáveis físicas e químicas e concentração de clorofila <i>a</i>	36
4.4 - Comunidade zooplancônica	
4.4.1 - Composição da comunidade.....	40
4.4.2 - Diversidade, riqueza e equitatividade.....	48
4.4.3 - Relação com o estado trófico.....	56
4.5 - Análise estatística	
4.5.1 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais e clorofila <i>a</i>	59
4.5.2 - Análise de Componentes Principais da comunidade zooplancônica	
4.5.2.1 - Rotíferos.....	62
4.5.2.2 - Crustáceos.....	65
4.5.3 - Análise de agrupamento (Cluster).....	68
5 - DISCUSSÃO	
5.1 - Variáveis físicas e químicas e concentração de clorofila <i>a</i>	74
5.2 - Comunidade zooplancônica	
5.2.1 - Composição da comunidade.....	78

5.2.2 - Relação com o estado trófico e com aspectos de interesse sanitário	87
6 - CONCLUSÕES.....	92
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	94

1. Introdução

Um dos problemas mais graves da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é a ameaça aos recursos hídricos desta área que sofre pressão intensa da ocupação não planejada e os impactos decorrentes sobre a qualidade e disponibilidade de água para a metrópole.

Os problemas da RMSP têm sido objeto de estudo de diversas áreas do conhecimento pela importância crescente desta região no cenário econômico nacional, por concentrar 10.5% da produção brasileira e comportar 18.8 milhões de habitantes numa área de 8.051 km². Esta concentração populacional se intensificou nos últimos anos, gerando problemas que constituem um grande desafio para cientistas, urbanistas, planejadores e políticos.

Segundo MEYER et al. (2004) o “padrão predatório de expansão urbana” - loteamentos ilegais, irregulares e clandestinos, invasões e favelas de periferia localizados em áreas impróprias à urbanização - produz impactos negativos sobre os principais mananciais que alimentam os sistemas produtores de água. Os autores mencionam também as distorções da legislação vigente, em especial a que visa a proteção das áreas de mananciais, como co-responsáveis ao processo de degradação ambiental observado.

Embora as situações mais críticas de ocupação sejam verificadas nas bacias Guarapiranga e Billings, o “padrão predatório” de ocupação tende a se reproduzir em outros sistemas produtores de água como as sub-bacias de drenagem do Alto Tietê (Cabeceiras) e da Cantareira.

A presença dos estabelecimentos conhecidos como “pesque-pague” tornou-se um elemento comum na paisagem da região nos últimos dez anos, tendo surgido como uma alternativa de geração de renda aos pequenos proprietários rurais e como opção de lazer aos moradores da zona urbana, carente de áreas verdes e espaços livres. Segundo informações de fornecedores de produtos e prestadores de serviços aos pescadores e proprietários destes estabelecimentos, calcula-se que existam cerca de 1500 pesqueiros na RMSP.

O termo “pesque-pague” tem sido usado, tanto na imprensa quanto por órgãos governamentais, para designar um estabelecimento onde se paga pelo direito de pescar. Existem algumas modalidades destes estabelecimentos, conforme a modalidade de pagamento e destino do produto: pesque e pague (paga-se por peso ou por unidade de peixe), pague e pesque (paga-se por tempo de permanência, com direito ao produto da pesca), pesque e solte, entre outras.

KUBITZA (1997) divide os pesqueiros em duas classes, de acordo com a estratégia comercial e o tipo de manejo adotado para os estoques de peixes: os pesqueiros de concessão (aluguel) de pesca, prática mais comum nos Estados Unidos do que no Brasil, e os do tipo pesque-pague ou pague-pesque. Neste trabalho empregaram-se os termos pesque-pague ou pesqueiro, indiferentemente à modalidade do estabelecimento de pesca.

A denominação de “lago” dada a estes ecossistemas aquáticos de natureza tão variável é controvertida. A finalidade, no entanto, é única: manter o peixe, já adulto, em condições adequadas e favoráveis a sua captura pelos pescadores que procuram o estabelecimento. Optou-se neste estudo pelo emprego da expressão “lago de pesca” para se referir especificamente a estes ambientes que contemplam diversas de origens, formas, presença ou ausência de revestimento, apresentando em comum apenas a finalidade da prática de pesca esportiva.

SIPAÚBA-TAVARES (1994) definiu como viveiros “os corpos d’água construídos pelo homem por represamento e/ou escavação do terreno natural” e tanques, os corpos d’água “menores, construídos de alvenaria, concreto ou outro material adequado”.

KUBITZA (1997) empregou o termo “tanques de pesca”, mencionando que represas e lagos disponíveis nas propriedades podem ser adaptados para o sistema de pesca.

LOPES (2000) chamou de lagos de pesca os ambientes aquáticos onde se pratica a pesca esportiva.

Por sua pouca profundidade poderiam ser classificados como lagoas, mas o fato de não apresentarem uma zona eufótica que corresponda a toda a coluna d'água nem apresentarem macrófitas aquáticas em toda a sua extensão, conforme a definição de lagoa contida em ESTEVES (1988), poderiam se situar melhor na categoria de lagos artificiais como a maioria das represas e açudes. A ausência de macrófitas aquáticas neste sistema pode estar relacionada aos constantes esvaziamentos e preenchimentos a que são submetidos os lagos, com o objetivo de renovar a água para o recebimento de novas cargas de peixe, o que implica num tempo de residência mais curto que o de outros ambientes lênticos.

De modo geral, os proprietários de pesque-pague referem-se a diversos "lagos de pesca" em suas propriedades e atendem, ainda que intuitivamente, a recomendação feita por KUBITZA (1997) de disponibilizar aos pescadores pelo menos dois lagos de pesca em seu pesqueiro, permitindo a eles que escolham em qual pescar. A utilização do termo "lago de pesca" vem se integrando à linguagem dos proprietários e freqüentadores de pesqueiros e seu significado torna-se cada vez mais familiar aos que visitam ou trabalham neste setor de atividades.

A procura por corpos d'água de boa qualidade, que garantam uma imagem de "ambiente saudável" para os freqüentadores faz com que estes empreendedores procurem áreas próximas às nascentes e rios pouco impactados pela ocupação urbana. Como consequência, a grande concentração destes pesqueiros se dá próximo ou dentro de áreas de mananciais, sobretudo nas imediações das represas Billings, Guarapiranga e nos reservatórios do sistema Cantareira.

Em todo o Estado de São Paulo, onde se tornou uma importante alternativa de renda para muitos agricultores e pecuaristas, calcula-se a existência de mais de 3.000 pesqueiros que, só na bacia do rio Piracicaba, segundo KITAMURA et al. (1999), geram uma renda de US\$ 60 milhões para os empreendedores. Estes autores afirmam que um problema crítico nos pesqueiros estudados é a qualidade da água e recomendam um estudo mais cuidadoso neste sentido. Tal medida visa não só aumentar a rentabilidade dos pesqueiros como também evitar problemas mais sérios à saúde da população que os freqüenta e consome seus peixes. Deve-se ressaltar a

importância desta atividade na diversificação da economia, principalmente na possibilidade de combinações da aquicultura, indústria e comércio, já que muitos dos estabelecimentos mantêm, além dos tanques de pesca, uma estrutura capaz de atender aos visitantes, com restaurantes e atrativos para o turismo rural. Segundo relatório da EMBRAPA (2003), estas contribuições devem gerar impactos positivos para o desenvolvimento de comunidades locais mas podem produzir impactos ambientais se não houver adequação do manejo.

Sobre a opção da implantação de piscicultura para povoamento de represas BRANCO & ROCHA (1977) afirmam que não há compatibilidade da qualidade da água exigida para o abastecimento com a água para a produção de peixes, que requer certo grau de eutrofização para garantir sua produtividade.

VINATEA ARANA (2004) elenca os principais impactos que aquicultura provoca no ambiente circundante: modificação da vazão e da temperatura da água; aumento da concentração de nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão; demanda química de oxigênio; diminuição da concentração de oxigênio dissolvido; contaminação por substâncias químicas e antibióticos; produção de sedimentos ricos em matéria orgânica; floração de algas em águas eutrofizadas; modificação do índice biótico (comunidades de invertebrados) e modificação do índice de integridade biótica (populações de peixes); poluição e erosão genéticas; aumento do risco de disseminação de enfermidades.

O estudo realizado por pesquisadores da EMBRAPA (2003) sobre pesque-pagues do interior de São Paulo aponta como impactos negativos da atividade os efeitos sobre a paisagem (com alteração do padrão de drenagem de micro-bacias e aumento do risco de erosão), a deterioração da qualidade da água com a utilização excessiva de rações e restos de alimentos e o aumento na concentração de coliformes fecais pela presença de animais domésticos nas imediações.

A localização de lagos destinados à pesca esportiva à montante de reservatórios de abastecimento representa, portanto, uma preocupação a mais em relação aos cuidados necessários à garantia da qualidade da água dos efluentes produzidos por esta atividade.

A avaliação e o controle da qualidade da água dos lagos de pesca são imprescindíveis não apenas para garantir a rentabilidade do empreendimento a médio e longo prazo, como também na tentativa de evitar o comprometimento da saúde da população que frequenta e consome seus peixes.

Muitos relatos, tanto de proprietários, usuários ou técnicos que visitam eventualmente os pesqueiros, mencionam a ocorrência de “águas esverdeadas”, mortalidade de peixes por razões desconhecidas, ou ainda a presença de peixes com características morfológicas alteradas. Além disso, irregularidades ocorrem em muitos destes ambientes em virtude da falta de fiscalização por órgão competente, da preocupação preponderante em maximizar a produção de peixes através de fertilização dos lagos, da ausência de cuidados com relação ao esgoto ou lixo produzidos nas imediações, entre outras causas.

Também é preocupante o impacto causado pelos efluentes provenientes de lagos de pesca comercial que muitas vezes são encaminhados, sem qualquer tipo de tratamento, para corpos d'água estratégicos ao abastecimento de alguns municípios.

Estudos realizados por ELER & ESPÍNDOLA (2003) ressaltam os impactos negativos associados à operação dos pesque-pagues. Dentre eles, os mais significativos são a produção de efluentes eutrofizados e a introdução de espécies exóticas nas bacias de drenagem.

As características destes lagos de pesca apresentam algumas peculiaridades: de modo geral são lagos rasos, com tempo de residência mais reduzido e variável que de outros lagos, determinado principalmente pela disponibilidade de água, frequência de chuvas ou pela necessidade de “renovar” o ambiente para receber novo lote de peixes. Há casos em que a renovação da água é feita duas vezes ao dia.

Diferentemente dos sistemas convencionais de piscicultura, os peixes são colocados já adultos nos lagos, onde são alimentados intensivamente para atingir peso e tamanho atraente para os pescadores. Os estágios anteriores de

desenvolvimento, como larvas e alevinos, são considerados indesejáveis e freqüentemente descartados.

Torna-se, portanto, difícil prever o modelo de funcionamento deste ecossistema tão manipulado e constantemente alterado.

A associação que se estabelece entre a saúde humana e a saúde dos ecossistemas é tratada por NIELSEN (2001) que ressalta que “a promoção da saúde humana deve incluir a busca pela saúde do ecossistema”. O autor reconhece como sendo de grande utilidade o conhecimento de diferentes comunidades que podem se tornar em seu conjunto, importantes indicadores da saúde do ecossistema.

Conforme o conceito proposto por FORATINI (1992), “a saúde é resultante, em nível de organismo, do desempenho fisiológico, traduzido pela ausência de desabilidade funcional”. Se tal conceito é transposto a um outro nível organizacional dos seres vivos, ou seja, se ao invés de considerarmos o organismo, consideramos o ecossistema, poderemos considerá-lo saudável se seus aspectos funcionais operarem plenamente (saúde plena) ou satisfatoriamente (saúde relativa).

A análise das comunidades planctônicas possibilita a compreensão das condições existentes no ambiente aquático, pois as espécies que as constituem representam sensores precisos das propriedades do manancial (BRANCO, 1991).

A estrutura e dinâmica do plâncton respondem rapidamente às mudanças do ambiente, podendo funcionar como indicadores ecológicos e auxiliar no entendimento da dinâmica do ecossistema (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

O zooplâncton, por representar um dos elos da cadeia alimentar estabelecida em ambientes aquáticos, ocupa importante papel na estrutura trófica das comunidades aquáticas, proporcionando a ligação entre produtores e consumidores. Deste modo, a herbivoria exercida por alguns grupos do zooplâncton pode regular a densidade e diversidade do fitoplâncton, promovendo o desenvolvimento de microalgas coloniais ou filamentosas ou reduzindo o fitoplâncton menor e mais

consumível (LAMPERT, 1982).

A diversidade de hábitos alimentares dos grupos que compõem a comunidade possibilita que se façam inferências sobre o papel destes organismos como indicadores da qualidade da água.

A influência controladora recíproca exercida pelas comunidades aquáticas e as fontes alimentares disponíveis no ambiente é discutida por CAIRNS et al. (1993): variações no aporte de nutrientes influem na quantidade e qualidade do alimento disponível (efeito "bottom-up"), enquanto este é controlado pela predação (efeito "top-down").

Segundo MORIARTY (1997), o microzooplâncton exerce importante papel também na ciclagem de nutrientes de lagos de aquicultura como mineralizador de nitrogênio ao se alimentar de bactérias.

PINTO COELHO (2000) afirma que as bactérias pequenas e de crescimento rápido podem ser a principal fonte de alimento de muitos rotíferos e cladóceros do zooplâncton tropical. O autor reforça ainda a importância do zooplâncton na remineralização de nutrientes (pela excreção de amônia e ortofosfato), papel que anteriormente era atribuído prioritariamente às bactérias.

As novas metodologias de estudo das bactérias permitiram diferenciá-las mais, tanto em relação a sua taxonomia, quanto aos diferentes papéis e interações que desempenham nos ecossistemas. A melhor compreensão das 'rotas tróficas alternativas' por onde fluem matéria e energia possibilita a identificação de outras fontes de alimento e energia e de diferentes relações tróficas entre os organismos das comunidades aquáticas. O zooplâncton, que apresenta várias espécies consumidoras de bactérias associadas ou não a flagelados e ciliados, tem sido considerado o principal agente remineralizador na zona pelágica de mares e grandes lagos (PINTO COELHO, op. cit.).

Há ainda a possibilidade de algumas espécies do zooplâncton estarem associadas a bactérias patogênicas, como as do gênero *Vibrio* o que aumenta a

importância de seu controle do ponto de vista sanitário. ARAÚJO et al. (1996) estudaram a influência do copépode *Mesocyclops longisetus* na sobrevivência de *Vibrio cholerae* em água doce, constatando a associação da bactéria ao copépode. Em HUQ & COLWELL (1995) e HUQ et al. (1996) tal associação é registrada com frequência seja em ambiente marinho ou de água doce.

VENKATESWARA et al. (1989) ressaltam que o aumento da concentração de nutrientes, originado principalmente pelo lançamento de esgotos, estimula a proliferação deste patógeno. A presença de crustáceos planctônicos favorece o desenvolvimento destas bactérias mas não são responsáveis por sua ocorrência nos corpos d'água

A escassez de informações sobre os ambientes constituídos pelos pesqueiros e a possibilidade destes virem a produzir meios propícios às florações de cianobactérias constitui um outro problema a ser avaliado devido à gravidade da situação representada pelos efeitos nocivos causados por estas aos organismos aquáticos e à população envolvida.

Estudos realizados em outros países sugerem que a eutrofização é um problema sério enfrentado em tanques de criação de peixes, podendo ser causada por diversos fatores, entre eles o uso de fertilizantes químicos na agricultura, bem como produtos compostos por polifosfatos que podem ser desencadeadores de um processo de enriquecimento artificial em diversos ecossistemas aquáticos. Este processo produz mudanças na qualidade da água, incluindo a redução de oxigênio dissolvido, perda das qualidades cênicas, aumento do custo de tratamento, morte extensiva de peixes e aumento de incidências de florações de microalgas e cianobactérias (AZEVEDO, 1998).

Florações de cianobactérias são comuns em lagos ou tanques de cultivo, especialmente em regiões tropicais, onde as altas temperaturas, pequena circulação da água e altos teores de nutrientes criam condições favoráveis para o desenvolvimento deste grupo.

Na cidade de São Paulo MATSUZAKI (2002) E MATSUZAKI et al.

(2004) realizaram estudos abordando aspectos ecológicos e sanitários da comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro e constataram a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Os efeitos das cianotoxinas sobre o zooplâncton podem ser de caráter inibitório, onde a formação de colônias ou filamentos interfere na filtração e o alimento disponível é de baixo valor nutritivo e pouco digerível, ou toxicológico. Este caso é verificado na ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias, cujas causas não são ainda bem determinadas, mas sabe-se que compostos secundários, como as microcistinas, são produzidos por cianobactérias e seu efeito sobre os invertebrados não é tão bem conhecido como em mamíferos.

Dentre os estudos realizados no Hemisfério Norte que abordam interações entre o zooplâncton e cianobactérias, destacam-se os DE MOTT et al. (1991), FULTON & JONES (1991), HANAZATO (1991), HENNING et al. (1991), HIETALA et al. (1996), JUNGSMANN et al. (1991 e 1994), KOTAK et al. (1996), VASCONCELOS (1990 e 1999), entre outros.

No Brasil os efeitos tóxicos de *Microcystis aeruginosa* sobre cladóceros na lagoa de Jacarepaguá (RJ) foram avaliados por FERRÃO FILHO, (1998) e FERRÃO FILHO et al. (2000). Outros grupos de pesquisadores brasileiros têm acompanhado a ocorrência de florações de algas tóxicas e avaliado seu potencial de toxicidade em São Paulo (ZAGATTO, 1995) e no Rio Grande do Sul (MATTHIENSEN et al., 1999, WERNER et al., 2000).

Outro aspecto a ser considerado no estudo da comunidade zooplanctônica de lagos de pesca é a própria estrutura da comunidade que aí se estabelece, levando-se em conta o curto tempo de residência decorrente da alta taxa de renovação e circulação de água, com a finalidade de promover oxigenação e eliminação de “substâncias indesejáveis”.

Deve-se considerar, ainda, a possível influência sobre a composição da comunidade zooplanctônica constante introdução de peixes trazidos de diferentes regiões do país (Paraná e Mato Grosso, principalmente), juntamente com a água

procedente do local de cultivo, levando a supor que inúmeras espécies do zooplâncton possam estar sendo transportadas entre diferentes bacias hidrográficas. Torna-se importante que se realizem investigações sobre estas ações e suas consequências para a biodiversidade, sobretudo para os organismos de água doce.

Os trabalhos sobre a qualidade da água e as comunidades aquáticas dos lagos de pesca ainda são pouco numerosos, podendo-se citar os que vêm sendo desenvolvidos pela EMBRAPA (2003) no interior do estado de São Paulo e pelo grupo de pesquisadores do CHREA- USP, coordenados por ELLER & ESPINDOLA (2003), com pesqueiros da bacia do rio Mogi-Guaçu; como também são raros os estudos que enfocam a saúde de peixes procedentes de pesque-pague, como o realizado por VARGAS et al. (2003). KUBITZA (1997) propõe algumas recomendações para os sistemas de pesca recreativa que incluem os cuidados com a infra-estrutura básica e a manutenção da qualidade da água, baseada num programa de adubação e no controle de aspectos físicos e químicos, principalmente oxigênio dissolvido, transparência, pH, amônia e nitrito, além de alguns aspectos relacionados ao estoque de peixes nos tanques de pesca. Um aprofundamento sobre as condições limnológicas dos lagos de pesca, incluindo as comunidades aquáticas, pode representar uma contribuição importante à compreensão dos aspectos funcionais e dinâmicos destes ecossistemas.

Este estudo fez parte do projeto: Diagnóstico Ecológico-Sanitário de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, financiado pela FAPESP e desenvolvido por pesquisadores do Instituto de Pesca - Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Instituto de Botânica - Secretaria do Meio Ambiente, e do Departamento de Microbiologia da Faculdade de Saúde Pública - USP. O objetivo do projeto foi de realizar um levantamento das condições ecológicas e sanitárias em que funcionam estes pesqueiros, a partir da análise física, química e biológica da água e dos aspectos biológicos e sanitários dos peixes encontrados nos lagos de pesca.

2. OBJETIVOS

2.1 - Objetivo geral

- Conhecer a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica dos lagos de pesque-pague da Região Metropolitana de São Paulo, contribuindo com subsídios para o diagnóstico ecológico-sanitário dos lagos de pesca da Região Metropolitana de São Paulo

2.1 - Objetivos específicos

- Avaliar a influência do manejo dos lagos de pesque-pague na composição da comunidade zooplanctônica.
- Estabelecer relações entre a comunidade zooplanctônica e outras variáveis bióticas e abióticas destes ambientes.
- Avaliar os efeitos da introdução de espécies exóticas de peixes sobre a composição da comunidade zooplanctônica da bacia hidrográfica estudada.
- Avaliar a influência exercida pelas florações de algas na comunidade zooplanctônica destes lagos.
- Oferecer informações que subsidiem um plano de manejo para os lagos de pesque-pague, visando obter melhores condições ecológicas e sanitárias, garantindo a boa qualidade do ambiente e da saúde da população.

3. Material e Métodos

- Área de estudada

Foram selecionados 30 pesqueiros na Região Metropolitana de São Paulo, levando-se em conta as condições de acesso ao local e disponibilidade do proprietário em participar do levantamento. Para os pesqueiros onde se realizou o estudo foi definido um código numérico (por razões éticas o nome do estabelecimento não foi mencionado bem como suas coordenadas geográficas). A distribuição por municípios resultou da seguinte forma: 2 pesqueiros no município de Santa Isabel; 1 no município de Arujá; 3 no município de Mairiporã; 3 no município de Santana do Parnaíba; 1 no município de Itapeverica da Serra; 2 no município de Vargem Grande Paulista; 1 no município de São Lourenço da Serra; 6 na região de Santo Amaro, município de São Paulo; 2 no município de Mauá; 3 no município de Suzano; 1 no município de Ribeirão Pires; 1 no município de São Bernardo do Campo; 1 no município de Mogi das Cruzes e 3 no município de Cotia (figura 1).

- Período de Amostragem

Foram feitas duas séries de coletas nos lagos de pesca dos pesqueiros, uma no final do período estiagem/frio (setembro/outubro de 2001) e outra no final período chuvoso/quente (fevereiro/março de 2002). Foi amostrado um lago de cada estabelecimento, em geral localizado à jusante do sistema de lagos. Devido a grande variação da morfometria dos lagos estudados, optou-se amostrar em todos eles um ponto onde a profundidade variasse entre 1m e 1,5m, sendo amostrada toda a coluna d'água para as amostras de zooplâncton e a sub-superfície para as demais variáveis.

Figura 1 - Mapa da Região Metropolitana de São Paulo com a localização dos pesqueiros estudados.

3.1 - Variáveis físicas, químicas e clorofila-*a*.

Para a determinação feita em campo das variáveis como temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, turbidez (UNT) e condutividade elétrica (µS/cm) empregou-se uma sonda multiparâmetros da marca Horiba, modelo U22. A transparência da água foi determinada utilizando-se um disco de Secchi.

As análises das amostras de clorofila-*a*, sólidos totais em suspensão, nitrogênio inorgânico e fósforo total foram realizadas no Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos do Instituto de Pesca (Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo). As amostras para a determinação destas variáveis foram filtradas com auxílio de bomba a vácuo, através de filtro Milipore AP 20, de 4.5 µm de porosidade e, posteriormente, congeladas. A metodologia empregada na determinação é descrita a seguir:

- Clorofila-*a* (µg/L) – determinada pelo método de extração por etanol, conforme MARKER et al. (1980)
- Sólidos totais em suspensão (mg/L): técnica gravimétrica descrita em WETZEL e LIKENS (1991).
- Nitrogênio inorgânico (mg/L): obtido da soma das concentrações de nitrato, nitrito (determinadas pelo método de Griess modificado (GINÉ et al., 1980)) e nitrogênio amoniacal (determinada pelo método de Nessler (APHA, 1979)).
- Fósforo total (mg/L): técnica descrita em SRICKLAND & PARSONS (1960) - para esta determinação não se empregou a etapa da filtração.

3.2 - Análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton

A partir de amostras coletadas com rede de plâncton de malha de 60 μm , onde, com o auxílio da bomba de sucção submersível, marca Rule, modelo 1500/2000 GPH, acoplada a uma bateria de 12 volts: foi filtrado um volume de 100 L de água e acondicionado em frascos de 200 mL. As amostras foram fixadas em solução de formalina a 4%.

Foi feita a identificação e quantificação dos organismos zooplancônicos com o auxílio de microscópio óptico e estereoscópico e bibliografia especializada, empregando-se as técnicas de sub-amostragem diferenciadas para rotíferos e microcrustáceos.

Para a quantificação dos rotíferos foram contadas alíquotas de 1 ml da amostra, em lâmina de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico (contou-se um número de alíquotas necessário a atingir 300 indivíduos deste grupo).

A quantificação dos crustáceos foi feita a partir da contagem de sub-amostras contidas em quadrantes de uma placa de Petri de aproximadamente 10 cm de diâmetro: quando se verificaram densidades muito baixas de organismos zooplancônicos, a amostra foi contada em sua totalidade.

Algumas amostras apresentaram grande abundância de protozoários que não foram incluídos neste estudo por requererem técnicas específicas de coleta e identificação.

Para a caracterização da estrutura da comunidade foram determinados:

- a – Densidade Numérica: número de organismos por metro cúbico, a partir da fórmula $D=N/V$, onde D é a estimativa da densidade expressa em indivíduos por metro cúbico (ind/m³), N o número de indivíduos capturados e V o volume filtrado pela rede;

- b – Abundância Relativa: porcentagem de indivíduos pertencentes a um grupo taxonômico em relação ao número total de organismos da amostra:
- c – Riqueza (S): somatória dos táxons presentes na amostra:
- d – Diversidade (H'): calculada através do Índice de Shannon-Weaver (1949 apud ODUM, 1985) através da fórmula

$$H = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \log_2 \frac{N_i}{N}$$

onde s é o número de espécies; N_i o número de indivíduos em cada espécie e N o número total de indivíduos.

- e – Equitatividade ou uniformidade (E): calculada através da expressão de PIELOU (1975 apud ODUM, 1985), utilizando a fórmula $E = H'/H'_{\max}$, onde H' é a diversidade de espécies obtida pelo índice de Shannon-Weaver e $H'_{\max}$ a diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade.

3.3- Análise estatística

- “Box-Plot”

Para a análise dos resultados das variáveis físicas e químicas e de clorofila-*a*, foram elaborados gráficos do tipo Box-Plot, que possibilitam a observação da faixa de variação dos dados e a detecção de valores extremos. Cada conjunto de dados é apresentado em quatro áreas: um retângulo (“box”) que compreende 50% dos dados, dividido em duas partes pela mediana daquele conjunto de dados; a média é representada por uma cruz. O gráfico resultante representa de modo diagramático 5 números sumários: os valores mínimo e máximo, os quartis inferior e superior e a mediana.

- **Análise multivariada**

Foram elaboradas para os lagos estudados matrizes de covariância dos valores obtidos para as variáveis ambientais e clorofila-*a*, transformados em $\log(x+1)$ para normalização: aplicou-se a Análise de Componentes Principais (ACP), técnica estatística multivariada que trabalha com a estrutura interna de matrizes e consiste em um método de fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (LUDWIG e REYNOLDS, 1988).

Esta análise foi aplicada também para os táxons mais frequentes do zooplâncton (com frequência de ocorrência superior a 70% das amostras), sendo elaboradas matrizes de correlação entre os valores de densidades numéricas. Foi também aplicada a análise de agrupamento ("cluster analysis") que tem como objetivo evidenciar as associações entre espécies, ou seja, reconhecer entre as mesmas um grau de similaridade suficiente para reuni-las em um mesmo conjunto, visando descrever, da maneira clara e sintética, a estrutura de um corpo d'água, determinando a composição e a extensão das suas unidades funcionais (VALENTIN, 2000).

Esta análise foi aplicada também com a intenção de agrupar os pesqueiros estudados, conforme sua similaridade em relação aos táxons mais frequentes do zooplâncton. Foi empregado o método de aglomeração de Wards (variância mínima) que, segundo VALENTIN (op. cit), é considerado o mais eficiente, embora não apresente o melhor coeficiente cofenético (o coeficiente cofenético mede o grau de distorção de um dendrograma). Neste método, um grupo será reunido a um outro se essa reunião proporcionar o menor aumento da variância intragrupo. Utilizou-se como medida de distância o coeficiente de correlação de Pearson.

O programa estatístico empregado para estas análises é o PC-ORD, versão 3.0 para Windows (McCUNE & MEFFORD, 1997).

3.4 - Metodologia para a caracterização do entorno

Utilizando o mapa da Região Metropolitana de São Paulo contendo a localização dos pesqueiros estudados, carta base da Região Metropolitana de São Paulo (1979), em escala de 1:100000, e com informações adicionais sobre a UGRHI 6 (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 6 - Alto Tietê) , realizou-se a divisão dos pesqueiros por sub-bacias. Também foram extraídas destas fontes as informações sobre a drenagem, uso do solo, geologia, geomorfologia e clima da área abrangida pelas sub-bacias do Alto Tietê.

Foram utilizadas também as informações contidas em mapas temáticos elaborados pelo Laboratório de Informática Geológica do Instituto de Geociências – USP, do projeto Banco de Dados Espaciais para a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (IG USP, 1999).

Em relação à bacia do rio Paraíba do Sul foi feita uma caracterização geral (www.sigrh.sp.gov.br), havendo apenas um pesqueiro estudado nesta área e localizado muito próximo à bacia adjacente (Alto Tietê – Sub-bacia Cabeceiras).

O levantamento realizado nos pesqueiros contribui para parte das análises ambientais necessárias que devem ser utilizadas no planejamento e manutenção de tal atividade.

Para todos os pesqueiros visitados foram levantadas, com o auxílio de GPS (Global Position System), suas coordenadas geográficas e altitudes, posteriormente localizadas no mapa em gabinete. Com a carta base da Região Metropolitana de São Paulo (1979), foram projetadas as coordenadas geográficas, gerando um mapa com a localização dos pesqueiros (figura 1). Tal localização, pela escala utilizada (1:100.000), apresenta distorções e não é precisa no nível dos cursos d'água, porém para efeito de análise, pode ser considerada com maior precisão no nível da divisão de bacias hidrográficas proposta pela CETESB (1999).

O levantamento em campo realizado nos pesqueiros levou em consideração aspectos passíveis de serem detectados por meio de observação das condições gerais do local. Para tanto, uma ficha com o levantamento das características foi confeccionada especialmente para dar suporte ao trabalho de campo (anexo 1).

3.5 - Dados climatológicos

Os dados climatológicos foram obtidos no site do IAG-USP (2004), de onde foram extraídas as temperaturas mínimas, médias e máximas mensais e volume de precipitação mensal dos anos de 2001 e 2002

4. RESULTADOS

4.1 - Caracterização da Área Estudada

4.1.1 - Entorno

A área do estudo concentrou-se quase que em sua totalidade na bacia hidrográfica do Alto Tietê (figura 1), com exceção de um pesqueiro localizado na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. O mapa resultante do estudo de localização dos pesqueiros na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) está representado na figura 1.

A tabela 1 mostra a altitude dos pesqueiros amostrados e algumas características observadas na área de entorno ao lago estudado.

Dentre os pesqueiros levantados, 76,6% apresentavam cobertura vegetal do tipo grama e 6,6% não apresentavam cobertura alguma. Associada a presença de grama, 13,3% apresentavam solo exposto e 16,6% apresentavam outro tipo de vegetação e apenas 6,6% demonstravam cuidados de ajardinamento, buscando cumprir funções relacionadas à estética em espaços livres¹.

Em relação aos topos de morro, que são áreas de preservação permanente, segundo a Lei 4.771/65 do Código Florestal Brasileiro, em 16,6% dos pesqueiros eles estão desmatados ou estão ocupados com atividades agrícolas; 36,6% dos pesqueiros visitados, apresentavam reflorestamento com espécies de *Eucaliptus* ou *Pinus* no topo de morro, concomitante com áreas de mata.

Em 56,6% dos pesqueiros, a mata nativa do entorno encontra-se pouco modificada, ou seja, não houve desmatamento. Em apenas 3,3% a mata do entorno dos pesqueiros foi desmatada, reforçando a idéia de que a conservação da mata pode se associar a tal atividade.

¹ A soma das percentagens pode, em alguns casos, ultrapassar 100%, uma vez que os pesqueiros apresentam características associadas.

Outra presença frequentemente observada no entorno dos pesqueiros são as áreas de nascente, que estão presentes em 36.6% deles, também consideradas de preservação permanente.

Dentre eles, 36.6% apresentam algum tipo de agricultura. Em 33.3% foram observadas atividades relacionadas à criação de animais domésticos (gado, porcos e aves). A grande maioria (80%), não apresentava sinais de erosão em seu entorno.

4.1.2 - Características das áreas de localização das Bacias Hidrográficas

Para o gerenciamento das bacias hidrográficas o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos é composto por duas instâncias consultivas e deliberativas: o Conselho Estadual de Recursos Hídricos e os Comitês de Bacia Hidrográfica, criados a partir da Lei 7.663/91 e implantados em 1997. Para o Comitê de Bacias, existem representantes estaduais, municipais, das universidades e institutos de ensino e pesquisa, do ministério público e também da sociedade civil organizada. Para o Alto Tietê, foram criados sub-comitês de Bacia Hidrográfica, num total de 5 sub-comitês da Região Metropolitana e têm como finalidade principal elaborar, implantar e gerenciar a nova legislação de proteção aos mananciais da RMSP (Região Metropolitana de São Paulo).

A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê corresponde à área drenada pelo Rio Tietê a montante da Barragem de Pirapora, até as suas nascentes em Salesópolis (35 municípios – a maioria dos municípios integrantes da RMSP); apresenta grande complexidade da dinâmica urbana e sócio-econômica, assim como de suas características hidráulicas e hidrológicas, alteradas pela ocupação antrópica (FUSP, 2001). Devido a sua geologia, a Bacia do Alto Tietê possui muitos pontos de recarga de aquífero (alimentação das águas subterrâneas). Segundo HIRATA & FERREIRA (2001), a recarga é feita por dois mecanismos distintos: a natural, com águas de precipitação que infiltram no solo e atingem o aquífero, e a induzida, representada por águas provenientes de fugas das redes

de água e esgoto. Por este motivo também, ou seja, pela necessidade de reabastecer o aquífero, a Bacia do Alto Tietê deveria sofrer menor impacto por atividades incompatíveis com sua importância, principalmente no abastecimento.

Quanto a sua geomorfologia, a região está inserida no Planalto Atlântico (região de terras altas, constituída predominantemente por rochas cristalinas pré-cambrianas e cambro-ordovicianas, cortadas por intrusivas básicas e alcalinas mesozóicas, e pelas coberturas das bacias sedimentares de São Paulo e Taubaté) (IPT, 1981). O intervalo altimétrico vai de 600 m, predominantemente na área ao sul da bacia, a 1.400 m; altitudes entre 1.150 a 1.400 m correspondem às áreas de maior elevação, localizadas no extremo leste da bacia, contíguas à Serra do Mar e em alguns pontos ao norte, identificados na região da Serra da Cantareira (IG-USP, 1999).

A maior parte da área urbana do Alto Tietê está assentada sobre terrenos sedimentares (Cenozóica), relevo de colinas, compreendendo os depósitos terciários da Bacia Sedimentar de São Paulo (1.452 km²) e as coberturas aluviais mais recentes (Quaternário), desenvolvidas ao longo dos principais rios que drenam a região. A planície aluvial ampla, onde se encontra a calha do rio Tietê era originalmente recoberta por vegetação de várzea (FUSP, 2001).

Os terrenos cristalinos contornam as áreas sedimentares e configuram praticamente toda a borda da RMSP, concentrando-se neles as áreas de cobertura vegetal e de mananciais hídricos de superfície (CEPAS, 1994; apud FUSP, op. cit.). Entre as elevações maiores, destacam-se as serras do Itapety e da Cantareira, recobertas com significativos remanescentes florestais, ambas sob proteção legal. (FUSP, op. cit.).

Na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê verifica-se a presença de quatro domínios de solos com a predominância das seguintes classes de solos (FUSP, op. cit.):

- 1) Cambissolo álico, A moderado, textura argilosa (C);

- 2) Podzólico Vermelho Amarelo álico, A moderado, textura média/argilosa e argilosa/muito argilosa (PV);
- 3) Latossolo Vermelho Amarelo álico, A moderado, textura argilosa (LV); e
- 4) Solos Hidromórficos (HO).

Em relação ao clima, a bacia do Alto Tietê apresenta clima situado no limite da zona Cfb (sem estação seca, verões tépidos) com a zona Cwb (inverno seco), segundo a classificação de Köppen, com total de chuvas entre 30 e 60 mm para o mês mais seco.

Os pesqueiros visitados e localizados no mapa (figura 1) pertencem às seguintes bacias e sub-bacias:

Bacia do Rio Paraíba do Sul

A figura 2 mostra o trecho da Região Metropolitana de São Paulo pertencente à bacia do rio Paraíba do Sul, onde está localizado o pesqueiro de código 01.

Figura 2: Trecho da RMSP pertencente à bacia do rio Paraíba do Sul

A área total de drenagem da bacia do Rio Paraíba do Sul é de 14.547 km² (a área estudada está a montante do reservatório de Jaguari), com terrenos cristalinos Cenozóico.

Os principais problemas na área são: o tratamento insuficiente de esgoto (<30%) e disposição inadequada de lixo, segundo o Comitê de Bacia do Rio Paraíba do Sul.

Sub-Bacia do rio Tietê Alto – Cabeceiras

A figura 3 mostra a área pertencente à sub-bacia do rio Tietê Alto – Cabeceiras, onde estão localizados os pesqueiros de código 02, 03, 22, 24 e 25.

A área total de drenagem desta sub-bacia é de 1889 km² (nascente do rio Tietê até a divisa com Itaquaquecetuba – 74 km).

Figura 3: -Bacia do rio Tietê Alto – Cabeceiras

Uso predominante do solo desta área apresenta atividades conflitantes (hortifrutigranjeiras, pastagens naturais e cultivadas nas zonas rurais dos municípios de Mogi das Cruzes, Suzano e Itaquaquecetuba, industrialização significativa, próximo à capital e a Mogi das Cruzes; extração mineral, principalmente areia) (CETESB, 2001).

Sub-Bacia do Reservatório Billings

A figura 4 mostra a área pertencente à sub-bacia do Reservatório Billings, onde estão localizados os pesqueiros de código 13, 14, 15, 19, 20, 21, 23 e 26.

Figura 4: Sub-Bacia do Reservatório Billings

A área de drenagem desta sub-bacia é de 560 km² (abrange os reservatórios Billings e do Rio Grande e Rios Grande, Pequeno, Bororé e Taquacetuba, entre outros).

O Reservatório Billings pode receber as águas do Rio Pinheiros, por meio dos bombeamentos na Estação Elevatória de Pedreira.

O uso do solo na área é de substituição da vegetação natural e da pequena atividade agrícola por um processo de intensa urbanização. Apesar das condições físicas desfavoráveis, que acabam ocasionando problemas como escorregamento, erosão e assoreamento e da existência da Lei da Proteção aos Mananciais, a ocupação da área vem se acelerando.

A região atualmente caracteriza-se por grandes contrastes, associando chácaras de recreio com favelas e loteamentos irregulares e clandestinos (CETESB, 2001).

Sub-Bacia do Reservatório Guarapiranga

A figura 5 mostra a área pertencente à sub-bacia do reservatório Guarapiranga, onde estão localizados os pesqueiros de código 10, 12, 16, 17 e 18.

A área correspondente a esta sub-bacia é ocupada com chácaras de recreio, loteamentos com baixa densidade ou ainda não ocupados e áreas rurais (Itapecerica da Serra e Embu-Guaçu) (CETESB, 2001). A área de drenagem é de 631 km² (Rio Guarapiranga e seus afluentes: Lavra, Santa Rita, Embu-Guaçu, Embu-Mirim e outros 17 córregos de menor extensão). Existem aí quatro áreas com urbanização intensa (Bororé, Riviera, Embu e Itapecerica da Serra) e áreas com ocupação esparsa (Parelheiros, Cipó e Embu-Guaçu)

Figura 5: Sub-Bacia do reservatório Guarapiranga

Sub-Bacia do Rio Cotia

A figura 6 mostra a área pertencente à sub-bacia do rio Cotia, onde estão localizados os pesqueiros de código 11, 27, 28, 29 e 30.

Figura 6: Sub-Bacia do Rio Cotia

A área de drenagem desta sub-bacia é de 250 km² (Rio Cotia). O rio Cotia Alto, a montante do município de Cotia, tem suas águas represadas em dois reservatórios (Pedro Beicht e Cachoeira da Graça) e área coberta por matas naturais da Reserva Estadual de Morro Grande. O rio Cotia Baixo apresenta urbanização com cerca de 400 indústrias e trechos reflorestados (CETESB, 2001).

Sub-Bacia do Rio Tietê Alto - Zona Metropolitana

A figura 7 mostra a área pertencente à sub-bacia do rio Tietê Alto - Zona Metropolitana, onde estão localizados os pesqueiros de código 4, 5, 6, 7, 8 e 9.

Figura 7: Sub-Bacia do Rio Tietê Alto - Zona Metropolitana

A área de drenagem desta sub-bacia é de 3.327 km² (Rio Tietê desde a sua entrada na cidade de São Paulo, na divisa com o município de Itaquaquecetuba, até a barragem de Pirapora, numa extensão de 86 km e Rios Baquirivu-Guaçu, Guarapira, Tamanduateí, Pinheiros e Juqueri, e córregos Aricanduva e Cabuçu de Baixo). Esta é uma área conurbada, com amplo e dinâmico complexo urbano-industrial - regiões do ABCD, Guarulhos e Osasco, além do setor de prestação de serviços. A sub-bacia do Rio Juqueri apresenta áreas de vegetação natural e de reflorestamentos, pastagens naturais e cultivadas, e atividades hortifrutigranjeiras. As principais indústrias são metalúrgica, mecânica, química e alimentícia (CETESB, 2001).

4.1.3 - Características gerais dos lagos estudados

Os lagos de pesca estudados apresentaram características muito variáveis tanto quanto à sua gênese quanto à sua morfometria. De modo geral são formados pelo represamento de riachos ou córregos pertencentes à área de drenagem da bacia do Alto Tietê. Alguns possuíam margens ajardinadas ou revestidas com concreto. Outros sofreram algumas intervenções na área de inundação, como escavações para ampliação do espelho d'água, não apresentando áreas muito extensas, o que tornaria mais difícil o manejo requerido. Em geral, estes lagos foram formados em terrenos com predominância de colinas, resultando num formato quase retangular, onde se distinguem a área da barragem e a direção do curso d'água formador. Há, portanto um aproveitamento da topografia do terreno, o que evita que se façam grandes movimentos de terra para escavação dos lagos.

Muitas propriedades possuem mais de um lago de pesca, situados em cascata, ou ainda paralelos, quando mais de um córrego atravessa o terreno.

Algumas imagens dos lagos estudados são apresentadas nas figuras 8 a 12.

Figura 8: Pesqueiro 1, localizado à montante da Represa de Santa Isabel

Figura 9: Pesqueiro 8, localizado o município de Santana do Parnaíba

Figura 10: Pesqueiro 15, localizado à montante da represa Billings.

Figura 11: Pesqueiro 25, localizado no município de Suzano.

Figura 12: Pesqueiro 29, localizado no município de Cotia.

4.2. Caracterização climatológica do período estudado

As temperaturas mínimas, médias e máximas mensais e o volume de precipitação mensal dos anos de 2001 e 2002 estão representados nas figuras 13 e 14, obtidas pela Estação Meteorológica do Mirante de Santana.

Figura 13: Variação das temperaturas médias, máximas e mínimas e do volume de precipitação durante o ano de 2001, no Mirante de Santana - São Paulo.

Figura 14: Variação das temperaturas médias, máximas e mínimas e do volume de precipitação durante o ano de 2002, no Mirante de Santana - São Paulo.

O período em que se realizou este estudo foi caracterizado por baixos índices de precipitação não só na Região Metropolitana de São Paulo, como em todo o país, ocorrendo escassez de água em várias represas de geração de energia elétrica, o que obrigou o governo federal a iniciar uma campanha para o uso racional de energia, com o risco de haver racionamento em algumas regiões durante os meses de menor volume de chuvas. Comparando os dados climatológicos deste período com os dados das normais climatológicas determinadas entre 1961 e 1999 (figura 15) pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), notou-se um volume muito baixo de chuvas nos anos de 2001 e 2002. O ano de 2002 apresentou um volume de precipitação maior nos meses de verão quando comparado ao de 2001. O mês de outubro de 2001 registrou volume elevado de precipitação, tanto em relação ao verificado em 2002, quanto em comparação com a série de normais climatológicas de 1961 a 1999.

Figura 15: Precipitação total da série de normais climatológicas determinadas entre 1961 e 1999 pelo Instituto Nacional de Meteorologia para o Mirante de Santana - São Paulo SP

A situação também foi crítica em relação ao nível dos reservatórios de abastecimento da Região Metropolitana, sempre prestes a sofrer um possível racionamento de água.

Em relação às áreas estudadas, segundo relatos dos proprietários e freqüentadores dos pesqueiros, os córregos e nascentes que abastecem os lagos de pesca

apresentaram um volume de água muito abaixo do normal, sobretudo no período estiagem/frio, o que impedia que fosse feita a renovação da água do lago com a frequência habitual. Deste modo, o tempo de residência dos lagos, embora não tenha sido determinado, pode ter sido consideravelmente mais longo durante este período.

Em relação à temperatura atmosférica, o mês de setembro de 2001 quando foi iniciada a primeira série de amostragens, foi registrada temperatura mínima consideravelmente baixa ($8,5^{\circ}\text{C}$) para este período (a normal determinada pelo INMET na série citada é de $13,9^{\circ}\text{C}$). As temperaturas máximas obtidas nos meses amostrados não apresentam variação significativa. As temperaturas médias variaram em torno de 18°C nos meses de setembro e outubro de 2001 e de 23°C em fevereiro e março de 2002.

4.3 -Variáveis físicas e químicas da água e concentração de clorofila-*a*

Os dados referentes às variáveis físicas e químicas da água e concentração de clorofila-*a* são apresentados na tabela 2 para o período estiagem/frio e na tabela 3 para o período chuvoso/quente.

A transparência da água variou entre 0,10m (03) e 0,60 m (06) no período seco e entre 0,15 m (22) e 0,80 m (10) no período chuvoso (tabelas 2 e 3, figura 16). Os sólidos totais em suspensão variaram de 12,00 mg/L (06) a 140,00 mg/L (23) no período seco e de 9,14 mg/L (11) a 144,00 mg/L (23) no período chuvoso (tabelas 2 e 3).

Os menores valores de condutividade elétrica foram registrados no pesqueiro 03 tanto no período seco quanto no período chuvoso (20,0 μ S/cm); os maiores valores ocorreram no pesqueiro 23 (390 μ S/cm) no período seco e no pesqueiro 10 no período chuvoso (470 μ S/cm) (Tabelas 2 e 3). O pH variou entre 5,8 (26) e 8,10 (30) no período seco e entre 5,3 (03) e 8,10 (30) no período chuvoso (tabelas 2 e 3).

As concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram variação de 5,20 mg/L (25) a 12,40 mg/L (30) no período seco e de 3,5 mg/L (19) a 14,60 mg/L (18) no período chuvoso. A turbidez da água dos lagos variou entre 11 NTU (18) e 270 NTU (23) no período seco e entre 17 NTU (11) e 200 NTU (23) no período chuvoso. O fósforo total presente na água variou entre 0,04 mg/L (22) a 0,28 mg/L (30) no período seco e entre 0,03 mg/L (18) e 0,35 mg/L (10) no período chuvoso. A concentração de nitrogênio inorgânico (NO_2 , NO_3 e NH_4) variou de 0,21 mg/L (07) a 2,56 mg/L (23) no período seco e de 0,20 mg/L (22) a 1,74 mg/L (24) no período chuvoso (tabelas 2 e 3).

A concentração de clorofila-*a* variou entre 0 (17 e 19) e 0,17 mg/L (28) no período seco e entre 0 (03, 06, 15 e 24) e 0,43 mg/L (30) no período chuvoso (tabelas 2 e 3).

A figura 16 representa os gráficos do tipo Box-Plot da variação da transparência, turbidez, temperatura, pH, condutividade elétrica e sólidos totais em suspensão na água,

nos dois períodos estudados. Observou-se pouca variação seco e chuvoso para os valores de transparência, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão e condutividade elétrica. A temperatura da água apresentou uma maior variação entre os dois períodos e uma amplitude maior de variação entre os pesqueiros no período chuvoso.

A figura 17 representa os gráficos do tipo box-plot das variações das concentrações de clorofila-*a*, oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio inorgânico (mg/L) e do Índice de Estado Trófico da água, nos dois períodos estudados. Os valores médios de concentração de clorofila-*a* mantiveram a mesma amplitude de variação nos dois períodos estudados, mas no período chuvoso registrou-se um valor máximo muito superior ao observado no período seco: o pesqueiro 30 apresentou concentração de 0.43 mg/L de clorofila-*a*, enquanto o máximo observado no período seco foi de 0.17 mg/L. As concentrações de oxigênio dissolvido também variaram mais no período chuvoso. O IET variou entre 44 e 71 (pesqueiros 14 e 28, respectivamente) no período seco e entre 50 e 81 (pesqueiros 3 e 30) no período chuvoso. No período seco observaram-se valores máximos e mínimos inferiores aos obtidos no período chuvoso. A amplitude de variação dos valores médios foi semelhante nos dois períodos. Nos dois períodos os índices obtidos são correspondentes aos de ambientes eutróficos.

Figura 16: Box Plot das variações da transparência (metros), turbidez (NTU), temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (uS/cm) e sólidos totais em suspensão (mg/L) na água, nos dois períodos estudados

Figura 17: Box Plot das variações das concentrações de clorofila-*a*, oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio inorgânico (mg/L) e do Índice de Estado Trófico da água, nos dois períodos estudados.

4.4 - Comunidade zooplanctônica

4.4.1 - Composição da comunidade

As tabelas 4 e 5 mostram a densidade numérica e a abundância relativa dos rotíferos presentes nas amostras obtidas no período estiagem/frio e chuvoso/quente. Nas tabelas 6 e 7 são apresentadas as densidades numéricas e as abundâncias relativas dos crustáceos planctônicos e de organismos considerados como não euplanctônicos presentes nas amostras obtidas no período estiagem/frio e chuvoso/quente.

As densidades numéricas totais obtidas no período seco, conforme se observa na tabela 6 e figura 18 apresentaram-se com valores muito variáveis: 15 pesqueiros com densidade total de organismos zooplanctônicos de até 500.000 indivíduos por metro cúbico; 8 pesqueiros com densidade total de organismos zooplanctônicos variando entre 500.000 e 1.000.000 indivíduos por metro cúbico; 6 pesqueiros com densidade total superior a 1.000.000 indivíduos por metro cúbico, sendo que os pesqueiros 20 e 25 registraram densidades acima de 2.500.000 indivíduos por metro cúbico.

No período chuvoso a variação da densidade total de organismos zooplanctônicos (figura 19 e tabela 7) foi menor que a obtida no período seco: 12 pesqueiros com densidade total menor que 200.000 indivíduos por metro cúbico; 17 pesqueiros com densidade total entre 200.000 e 400.000 indivíduos por metro cúbico; 1 pesqueiro (de número 20) com densidade total acima de 1.800.000 indivíduos por metro cúbico.

Figura 18: Densidades numéricas (em número de indivíduos por metro cúbico) dos grupos que compõem a comunidade zooplancônica nos lagos de pesca estudados durante o período estiagem/frio.

Figura 19: Densidades numéricas (em número de indivíduos por metro cúbico) dos grupos que compõem a comunidade zooplancônica nos lagos de pesca estudados durante o período chuvoso/quente.

No primeiro período a densidade total de organismos zooplanctônicos variou entre 9650 ind/m³(28) e 2865640 ind/m³ (20), com média de 913.447 ind/m³. Foram registradas neste período 82 espécies de rotíferos, 19 espécies de cladóceros, 9 espécies de copépodes ciclopóides e uma espécie de copépode calanóide.

No segundo período a densidade total variou entre 56.328 ind/m³ (02) e 1.863.121 ind/m³ (15), com média de 390.180 ind/m³. A comunidade zooplanctônica neste período esteve representada por 67 espécies de rotíferos, 16 espécies de cladóceros, 6 espécies de copépodes ciclopóides e 2 espécies de copépodes calanóides.

Foram freqüentes nas amostras organismos não tipicamente planctônicos (larvas de inseto como Chaoboridae, Chironomidae, Plecoptera, além de Oligochaeta, Nematoda e Ostracoda) em baixas densidades.

Verificou-se a ocorrência de copépodes parasitas (Poecilostomatoida), principalmente nos estágios de náuplio e copepodito, em 40 % dos pesqueiros na estação seca e 70 % destes na estação chuvosa.

Na tabela 8 são apresentados os táxons presentes nas amostras do período estiagem/frio e chuvoso quente. O número de táxons (riqueza) presentes no primeiro período (143) foi superior ao obtido no segundo período (111).

Conforme se vê na figura 20 o grupo dos rotíferos foi dominante em 96% dos pesqueiros estudados durante o período estiagem/frio. Apenas no pesqueiro 02 houve dominância de cladóceros (predominantemente *Bosminopsis deitersi*). No pesqueiro 16, apesar do predomínio de rotíferos, houve uma porcentagem maior de copépodes calanóides e ciclopóides do que a que se verificou em outros pesqueiros. A amostra correspondente ao pesqueiro 9 do período estiagem/frio apresentou problemas com a preservação e foi inutilizada, razão pela qual não foram incluídos os seus resultados.

Figura 20: Abundâncias relativas (porcentagens) dos principais grupos zooplancônicos no período estiagem/frio

As espécies de rotíferos mais abundantes no primeiro período foram *Brachionus angularis*, *Keratella americana* e *Polarthra vulgaris* (tabela 4). Entre os cladóceros dominaram *Moina minuta*, *Bosmina longirostris* e *Diaphanosoma birgei* (tabela 6).

Os copépodos mais freqüentes foram os ciclopóides, quase sempre nos estágios larvais, sendo comum a presença de uma única espécie em cada lago estudado; as espécies mais freqüentes deste grupo foram *Thermocyclops decipiens*, *Metacyclops mendocinus*, *Eucyclops pseudoensifer*, *Thermocyclops inversus* (tabela 6).

No período chuvoso/quente, conforme se observa na figura 21, houve dominância de rotíferos em 97 % dos lagos estudados.

Neste período as espécies dominantes de rotíferos variaram mais entre os lagos, sendo mais abundantes *Kellicottia bostoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Keratella cochlearis tecta*, *Brachionus angularis*, *Trichocerca pusilla*, entre outros (tabela 5).

No pesqueiro 02 a densidade numérica de *Kellicottia bostoniensis* foi responsável por 66% da densidade total de organismos zooplantônicos da amostra (tabela 5).

Os cladóceros ocorreram em porcentagens mais baixas no período chuvoso do que no período seco, sendo os mais freqüentes *Bosmina longirostris* e *Diaphanosoma birgei* em ambos os períodos.

Os copépodes foram pouco numerosos, ocorrendo predominantemente em estágios jovens (náuplios e copepoditos). As espécies que apresentaram maior freqüência de ocorrência no período chuvoso foram *Thermocyclops decipiens* e *Eucyclops pseudoensifer*, entre os ciclopóides e *Notodiaptomus cf. henseni*, entre os calanóides.

Figura 21: Abundâncias relativas (porcentagens) dos principais grupos zooplancônicos no período chuvoso/quente.

De modo geral, cladóceros e copépodes calanóides estiveram presentes em maiores proporções que copépodes ciclopóides na maioria dos pesqueiros durante o período seco. Já no período chuvoso, os copépodes ciclopóides foram mais importantes em termos de abundância relativa que cladóceros e copépodes calanóides. Nos dois períodos estudados foram observadas algumas espécies cuja ocorrência é recente nesta bacia, como o rotífero *Filinia cornuta brachiata* e o copépode ciclopóide *Acanthocyclops robustus*.

4.4.2 - Diversidade, riqueza e equitatividade

Os índices de riqueza, diversidade e equitatividade da comunidade zooplancônica obtidos no período estiagem/frio estão representados na tabela 9 e figura 22.

O pesqueiro 5 apresentou o maior índice de riqueza (35 táxons), enquanto os pesqueiros 14, 16 e 28 apresentaram o menor índice de riqueza no período (21 táxons). A diversidade de espécies foi maior nos pesqueiros 7 e 18 (3,7 bits/indivíduo) e menor no pesqueiro 8 (1,5 bits/indivíduo). O maior índice de equitatividade no período foi obtido no pesqueiro 07 (0,22) e o menor no pesqueiro 08 (0,08).

Para o período chuvoso estes índices estão representados na figura 23 e tabela 10. Neste período o maior índice de riqueza foi obtido para o pesqueiro 2 (43 táxons) e o menor nos pesqueiros 6 e 16 (24 táxons). O pesqueiro 7 apresentou o maior índice de diversidade (3,98 bits/indivíduos) e o pesqueiro 30 o menor (1,97 bits/indivíduos). A equitatividade foi maior os pesqueiros 3 e 7 (0,23) e menor nos pesqueiros 2 e 30 (0,10).

Figura 22: Variação dos índices de riqueza, equitatividade e diversidade (H') nos peixeiros estudados, no período estiagem/frio.

Figura 23: Variação dos índices de riqueza, equitatividade e diversidade (H') nos pescueiros estudados, no período estiagem/frio.

A comparação entre os índices de diversidade e riqueza nos dois períodos estudados está representada nas figuras 24 e 25. Houve aumento de diversidade em 76% dos lagos de pesca estudados, e de riqueza em 87% dos lagos, do período seco para o período chuvoso. Os pesqueiros 23 e 30 apresentaram maior diversidade e riqueza no primeiro período.

Os táxons mais freqüentes (frequência de ocorrência maior que 70% dos lagos) nos lagos de pesca estudados durante o período estiagem/frio foram os rotíferos *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis tecta*, *Kellicottia bostoniensis*, *Anuraeopsis fissa*, os cladóceros *Moina minuta* e *Bosmina longirostris* e náuplios e copepoditos de ciclopóides (figura 26).

No período chuvoso os táxons mais freqüentes foram os rotíferos *Polyarthra vulgaris*, *Epiphanes macrourus*, *Anuraeopsis fissa*, *Trichocerca pusilla*, *Keratella americana* e *Keratella cochlearis tecta*, o cladóceros *Moina minuta*, náuplios e copepoditos de ciclopóides e larvas de Chironomidae (figura 27).

Figura 24: Comparação entre os índices de diversidade obtidos nos períodos estiagem/frio e chuvoso/quente.

Figura 25: Comparação entre os índices de riqueza obtidos nos períodos estiagem/frio e chuvoso/quente chuvoso/quente.

Figura 25: Comparação entre os índices de riqueza obtidos nos períodos estiagem/frio e chuvoso/quente chuvoso/quente.

Figura 26: Variação da frequência de ocorrência das espécies nos lagos estudados no período estiagem/frio

Figura 27: Variação da frequência de ocorrência das espécies nos lagos estudados no período chuvoso/quente

4.4.3 - Relação com o estado trófico

As figuras 28 e 29 mostram a variação das densidades do zooplâncton em função das concentrações de clorofila-*a* e fósforo total, indicadores do estado trófico do corpo d'água, nos períodos estiagem/frio e chuvoso/quente, respectivamente.

A amplitude de variação das concentrações de fósforo total e clorofila-*a* foram maiores no período estiagem/frio na maioria dos pesqueiros, quando comparada ao período chuvoso/quente. No primeiro período, os pesqueiros 20 e 25, que apresentaram as maiores densidades totais de organismos, estão situados entre concentrações de 0,02 e 0,08 mg/L de clorofila-*a*, e 0,10 e 0,15 mg/L de fósforo total (figura 28).

No segundo período, a maior densidade total de organismos foi apresentada pelo pesqueiro 02, situado numa variação entre 0,0 e 0,3 mg/L de clorofila-*a* e 0,05 e 0,1 mg/L de fósforo total, juntamente a outros 11 pesqueiros (figura 29). Neste período a variação da densidade total de organismos zooplanctônicos foi menor entre os pesqueiros na mesma faixa de variação da concentração de clorofila-*a* obtida no primeiro período.

O pesqueiro 30 apresentou-se distanciado dos demais na figura 28 por apresentar uma concentração mais elevada de clorofila-*a* e não consta da figura 29 por ter apresentado uma concentração de 0,43 mg/L de clorofila-*a* e a escala adotada não incluiu este valor. A densidade total de organismos zooplanctônicos neste pesqueiro, no entanto foi de 535344 ind/m³, o que resultaria num círculo com área semelhante à dos pesqueiros 9 e 14, localizado no gráfico entre os pesqueiros 5 e 28 pela sua concentração de fósforo total. Em ambos os períodos, portanto, este pesqueiro apresentou valores mais elevados de clorofila-*a* em relação dos demais pesqueiros.

Figura 28: Dispersão da densidade total de organismos zooplancônicos (com áreas proporcionais à densidade total de organismos na amostra) em relação ao estado trófico indicado pelas concentrações de fósforo total (mg/L) e clorofila-*a* (mg/L) (período estiagem/frio).

Figura 29: Dispersão da densidade total de organismos zooplanctônicos (com áreas proporcionais à densidade total de organismos na amostra), em relação ao estado trófico indicado pelas concentrações de fósforo total (mg/L) e clorofila-a (mg/L) (período chuvoso/quente).

4.5 - Análise estatística

4.5.1 - Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais e clorofila-*a*

A análise de componentes principais aplicada às variáveis ambientais e clorofila-*a*, pH, transparência (TRANSP), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio inorgânico (N inorg), fósforo total (P tot), sólidos totais em suspensão (STS), condutividade elétrica (COND) e clorofila-*a* (CHL) no período estiagem - seco resultou no gráfico apresentado na figura 30.

O eixo 1, que representa 34,2% de variância explicada dos dados, esteve associado negativamente aos pesqueiros 10, 16 e 28, em relação a sólidos totais em suspensão ($r=-0,47$), clorofila-*a* ($r=-0,41$), fósforo total ($r=-0,48$), nitrogênio inorgânico ($r=-0,38$) e condutividade elétrica ($r=-0,38$) (tabela 11). Tais variáveis estão relacionadas às condições tróficas e à disponibilidade alimentar do zooplâncton. O eixo 2, representado 21,1% de variabilidade explicada dos dados, esteve associado positivamente ao pH ($r=0,59$), concentração de oxigênio dissolvido ($r=0,56$) e transparência ($r=0,48$) (tabela 11). O coeficiente de correlação obtido para a temperatura da água foi baixo em relação aos dois eixos, motivo pelo qual esta variável não foi nem representada no gráfico.

Na figura 31 é apresentado o gráfico resultante da análise de componentes principais das variáveis ambientais e clorofila-*a* no período chuvoso/quente.

O eixo 1 do gráfico referente ao período chuvoso/quente apresentou 38% de variância explicada e esteve associado negativamente à transparência ($r=-0,45$), e positivamente a sólidos totais em suspensão ($r=0,44$), fósforo total ($r=0,44$) e condutividade elétrica ($r=0,41$), evidenciando a oposição existente entre os valores transparência da água e as variáveis relacionadas ao estado trófico. As concentrações de oxigênio dissolvido ($r=0,65$) e a temperatura da água ($r=0,45$), como foi observado também para o período seco estiveram associadas positivamente ao eixo 2, com 19% de variância explicada dos dados (tabela 12).

Em relação à distribuição dos pesqueiros no gráfico, verificou-se uma maior concentração destes no lado negativo dos eixos 1 e 2, associados aos valores mais elevados de transparência e condições de menor eutrofização que as demais.

Figura 30: Biplot da análise de componentes principais para as variáveis ambientais dos lagos de pesca no período estiagem/frio.

Figura 31: Biplot da análise de componentes principais para as variáveis ambientais dos lagos de pesca no período chuvoso quente

4.5.2 - Análise de Componentes Principais da comunidade zooplanctônica

4.5.2.1 - Rotíferos

A análise de componentes principais aplicada às densidades numéricas de rotíferos, no período estiagem/frio, apresentou 20,7% de variância explicada, representada pelos eixos 1 e 2 (figura 32). Apesar da baixa explicabilidade e correlação com o eixo, nota-se que espécies de rotíferos tais como *Keratella tropica* ($r=0,31$), *Brachionus angularis* ($r=0,28$), *Keratella cochlearis tecta* ($r=0,26$), *Anuraeopsis fissa* ($r=0,25$) e *Polvarthra vulgaris* ($r=0,22$) estão associadas positivamente ao eixo 1 e poderiam estar relacionadas a condições mais eutróficas (tabela 13).

Os pesqueiros estão agrupados, considerando as espécies de rotíferos, predominantemente ao lado positivo do eixo 1, numa possível associação ao maior grau de eutrofização.

A figura 33 representa a análise de componentes principais das densidades numéricas de rotíferos no período chuvoso quente. A variância explicada dos dados foi de 19,7% , sendo de 10,6% para o eixo 1 e 9,1% para o eixo 2. Estas porcentagens são consideradas muito baixas para uma boa explicabilidade dos resultados, porém, é possível verificar algumas tendências apresentadas por estes dados, como a relação negativa existente entre o eixo 1 e as espécies de *Brachionus quadridentatus* ($r=-0,28$), *B. calyciflorus* ($r=-0,27$) e *B. caudatus* ($r=-0,23$), *Keratella tropica* ($r=-0,26$) e *Trichocerca pusilla* ($r=-0,22$) e entre o eixo 2 e *Trichocerca stylata* ($r=-0,32$) e *Synchaeta oblonga* ($r=0,27$) (tabela 14).

Figura 32: Biplot da análise de componentes principais para as densidades numéricas de rotíferos dos lagos de pesca no período estiagem/frio.

Figura 33: Biplot da análise de componentes principais para as densidades numéricas de rotíferos dos lagos de pesca no período chuvoso/quente.

4.5.2.2- Crustáceos

A figura 34 representa a análise de componentes principais aplicada às densidades numéricas de crustáceos planctônicos do período estiagem/frio. A variância explicada nesta análise foi de 29,4%, sendo de 16,3% para o eixo 1 e 13,1% para o eixo 2.

O eixo 1 esteve associado negativamente a *Bosmina hagmanni*, *Daphnia ambigua*, *Alonella* sp ($r=-0,38$), *Thermocyclops decipiens* ($r=-0,37$) e *Thermocyclops inversus* ($r=-0,33$), táxons que apresentaram baixas densidades nos lagos de pesca estudados. O eixo 2 esteve associado positivamente a táxons mais abundantes: *Bosmina longirostris* ($r=0,35$), copepoditos de ciclopóides ($r=0,349$), náuplios de ciclopóides ($r=0,259$) e náuplios de calanóides ($r=0,253$) (tabela 15). Os pesqueiros encontram-se agrupados predominantemente ao lado positivo do eixo 1 e negativo do eixo 2, evidenciando a pequena representatividade de crustáceos nos pesqueiros estudados.

Na figura 35 está representada a análise de componentes principais aplicada às densidades numéricas de crustáceos dos lagos estudados no período chuvoso/quente.

O eixo 1 esteve associado positivamente a *Diaphanosoma breviremmes* ($r=0,34$), *Diaphanosoma birgei* ($r=0,31$), *Alona poppei* ($r=0,313$), náuplios ($r=0,263$) e copepoditos ($r=0,236$) de calanóides (tabela 16)). Como verificado no período seco, os pesqueiros no período chuvoso situaram-se em direções opostas aos vetores representativos dos crustáceos, denotando baixas densidades dos táxons pertencentes a este grupo nestes ambientes.

Figura 34: Biplot da análise de componentes principais para as densidades numéricas de crustáceos dos lagos de pesca no período estiagem/frio.

Figura 35: Biplot da análise de componentes principais para as densidades numéricas de crustáceos dos lagos de pesca no período chuvoso/quente.

4.5.3 - Análise de agrupamento (Cluster)

O resultado da análise de agrupamento aplicada aos táxons mais freqüentes (freqüência de ocorrência maior que 70%) do período estiagem/frio está representado na figura 36 e evidencia quatro grupos com maiores afinidades ecológicas nos lagos estudados, num nível de 50% de similaridade:

Grupo A: *Anuraeopsis fissa* (Afissa), *Keratella cochlearis* (Kcochlea), náuplios (nauCY) e copepoditos (copdtCY) de ciclopóides

Grupo B: *Kellicottia bostoniensis* (Kbostoni) e *Moina minuta* (Mminuta)

Grupo C: *Keratella americana* (Kamerica), *Polyarthra vulgaris* (Pvulgari) e *Bosmina longirostris* (Blongiro)

O grupo 1 e o grupo 3 caracterizam-se por se constituírem de táxons freqüentes representados por densidades numéricas elevadas. Os do grupo 2, apresentam em comum elevada freqüência de ocorrência nos lagos estudados, mas densidades numéricas mais baixas.

O resultado desta análise para o período chuvoso/quente está representado na figura 49, constituindo-se os seguintes grupos, num nível de 50% de similaridade:

Grupo A: *Anuraeopsis fissa* (Afissa) e náuplios de ciclopóides (nauCY)

Grupo B: *Asplanchna sieboldi* (Asiebold), *Synchaeta pectinata* (Spectina), *Filinia opoliensis* (Fopolien) e *Trichocerca pusilla* (Tpusilla)

Grupo C: *Brachionus angularis* (Bangular), *Keratella americana* (Kamerica), *Moina minuta* (Mminuta), copepodito de ciclopóides (copdtCY), *Filinia opoliensis* (Fopoliens) e *Polyarthra vulgaris* (Pvulgari)

Grupo D: *Keratella cochlearis* (Kcochlea), *Keratella tropica* (Ktropica) e larvas de Chironomidae (CHIRON).

Grupo F: *Epiphanes macrourus* (Emacrour) e Bdelloidea (Bdelloid)

Grupo G: *Keratella cochlearis* (Kcochlea), *Keratella tropica* (Ktropica) e larvas de Chironomidae (CHIRON)

Os grupos 1 e 3 são constituídos por táxons com frequências de ocorrência acima de 90% e densidades numéricas mais elevadas. Os grupos 2 e 4 contem os táxons com frequência de ocorrência entre 70 e 90 %.

No primeiro e no segundo período estão associados num mesmo grupo náuplios de ciclopóides e *Anuraeopsis fissa* e em outro grupo *Keratella americana* e *Polyarthra vulgaris*.

Figura 36: Dendrograma da análise de agrupamento dos táxons mais frequentes no zooplâncton dos pesqueiros no período estiagem/frio

Figura 37: Dendrograma da análise de agrupamento dos táxons mais freqüentes no zooplâncton dos peixes no período chuvoso/quente.

A análise de agrupamento aplicada aos peixes estudados, baseada na densidade numérica das espécies mais freqüentes, para o período estiagem/frio, está representada na figura 38.

Constituíram-se a partir da análise dois grupos de peixes, com um nível de 75% de similaridade:

Grupo A: 1 e 16

Grupo B: 4, 21, 23, 8, 5, 19

Grupo C: 24, 25, 29

Grupo D: 2, 6, 10, 11, 12, 14, 15, 17, 20, 22, 26, 28, 30

Grupo E: 3, 7, 8, 13

Levando-se em conta que estes grupos se formaram a partir dos táxons mais freqüentes do zooplâncton, o grupo A caracterizou-se pela presença destes mesmos táxons em densidades mais baixas do que os pesqueiros dos grupos B, C, D, E. Os pesqueiros 1 e 16 que formaram o grupo A são também os que se encontram mais afastados dos demais na análise de componentes principais (figura 37).

Para o período chuvoso/quente, o agrupamento dos pesqueiros, baseado nos táxons mais freqüentes do zooplâncton, com um nível de 75% de similaridade, constituiu os seguintes grupos (figura 42):

Grupo A: 1, 25, 23

Grupo B: 4, 8 e 28

Grupo C: 4, 20, 24, 11, 22, 19

Grupo D: 2, 3, 15

Grupo E: 16, 17, 26

Grupo F: 5, 13, 14

Grupo G: 6, 7, 10, 27

Grupo H: 9, 21, 29, 12, 18

Um número maior de grupos neste período reflete o aumento da diversidade, comentada anteriormente.

Figura 38: Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos de pesca no período estiagem/frio, baseado nas espécies mais frequentes do zooplâncton (75% de similaridade).

Figura 39: Dendrograma da análise de agrupamento dos lagos de pesca no período chuvoso/quente, baseado nas espécies mais frequentes do zooplâncton (75% de similaridade).

5 - DISCUSSÃO

5.1 - Variáveis físicas e químicas da água

Os resultados referentes às características físicas e químicas da água demonstraram haver variabilidade entre os lagos estudados, sendo a amplitude de variação maior no período chuvoso/quente que no período estiagem/frio.

No período chuvoso, o efeito diluidor da chuva e o tempo de residência mais curto podem ter sido responsáveis pela variação observada.

A transparência da água, relacionada diretamente à concentração de sólidos totais em suspensão, apresentou no período chuvoso valores mais altos que no período seco. Este resultado contraria a expectativa de que, havendo maior aporte de material alóctone carregado pela chuva, os valores de transparência seriam menores e os de sólidos em suspensão maiores durante o período chuvoso. Tal fato evidencia a influência exercida pelo manejo dos lagos sobre as variáveis ambientais, reduzindo a ação da sazonalidade que naturalmente atua nestes ambientes.

Os valores de transparência apresentaram uma amplitude de variação correspondente ao recomendável - entre 0,25 e 0,70 m - por SIPAÚBA-TAVARES (1994) para tanques de piscicultura. O pesqueiro 23, no entanto, apresentou transparência inferior a 0,20 m (0,10 m no período seco e 0,15 m no período chuvoso) e os valores mais elevados de sólidos totais em suspensão nos dois períodos estudados. Considerando que a água de abastecimento do lago vem diretamente de nascente, que não há solo exposto na área de entorno, há indícios de que esteja havendo um manejo pouco adequado, com excesso de material sendo adicionado à água do lago.

Os lagos estudados, embora pertencentes a sub-bacias diferentes quanto às suas características geológicas, geomorfológicas e de uso e ocupação do solo, apresentaram semelhantes amplitudes de variação das características físicas e químicas estudadas. GREEN & BOYD (1995), consideram a adição de fertilizantes e rações como

responsável pelo maior aporte de nitrogênio e fósforo em lagos de piscicultura, enquanto a chuva e o escoamento superficial representam uma entrada menor destes nutrientes. Os referidos autores verificaram que não há diferença sazonal significativa das variáveis abióticas da água de lagos de piscicultura.

Estas observações levam a supor que o manejo é direcionado a estabelecer um ambiente onde todas as variáveis sejam controladas no sentido de prover nutrientes aos peixes e as boas condições para sua sobrevivência, ainda que intuitivamente por parte de alguns proprietários. A oxigenação da água através de aeradores mecânicos é muito empregada na maioria dos pesqueiros, o que indica uma grande preocupação em não comprometer os estoques de peixe pela falta de oxigênio na água. Uma possível estratificação em decorrência do aquecimento superficial diário, principalmente no período seco, pode ter ocorrido em virtude da maior amplitude térmica observada nesta época, o que poderia provocar redução do oxigênio dissolvido em parte da coluna d'água. Com a intervenção que promove a movimentação da água por mecanismos artificiais, ou ainda, devido a pouca profundidade dos lagos que favorece a circulação da água pela ação de ventos, é pouco provável observar situação de anoxia no fundo, embora seja grande o volume de matéria orgânica em decomposição aí acumulado.

Segundo SIPAÚBA-TAVARES (1995) a qualidade da água é um fator limitante em tanques de piscicultura e a renovação da água costuma ser usada para a eliminação de resíduos alimentares e metabólicos, já que um dos principais problemas destes lagos é decorrente da grande quantidade de alimento que não é utilizado pelos peixes e acaba ficando disponível para o crescimento de algas e bactérias.

A temperatura da água, apresentou uma variação mais significativa que as demais variáveis entre os períodos estudados. Supõe-se que esta variável possa atuar como um fator isolado, sem influenciar diretamente as demais variáveis que seriam controladas pela ação do manejo adotado - 97% dos lagos estudados são submetidos a manejo, conforme informaram seus proprietários. A necessidade, segundo estes, é de controlar o pH da água, promover oxigenação e, principalmente, adicionar alimentos e

nutrientes complementares aos peixes, introduzindo rações e fertilizantes. Estas ações se dão muitas vezes de forma empírica, sendo poucos os que contam com assessoria técnica para definir a quantidade e qualidade adequada de produtos a serem adotados. A preocupação predominante é proporcionar saúde e vigor aos peixes oferecidos aos pescadores, sendo negligenciados os aspectos referentes à qualidade da água e dos efluentes produzidos na atividade.

Em relação à eutrofização promovida, MERCANTE et al. (2004) verificaram que não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso para as variáveis que definem o grau de trofia dos lagos estudados, ressaltando que todos eles apresentaram concentrações de fósforo total pelo menos dez vezes acima do recomendado pela resolução CONAMA 20 (1986) - valores preconizados para a Classe II, que estabelece os limites para águas destinadas à aquicultura natural ou intensiva. Segundo os autores supracitados os valores obtidos para o IET classificariam estes lagos como ambientes eutróficos a hipereutróficos.

Os resultados da análise de componentes principais evidenciaram a importância das variáveis relacionadas ao processo de eutrofização nos dois períodos estudados. Os valores de temperatura e transparência da água foram menos variáveis no período chuvoso entre os lagos estudados em consequência de características climáticas deste período (menor amplitude térmica e maior umidade relativa do ar). As variáveis relacionadas às demais características físicas e químicas da água, entretanto, foram mais dependentes do manejo dos lagos. Assim sendo, a dinâmica das variáveis ambientais fica condicionada pelo manejo, que consiste prioritariamente na alimentação dos peixes por adubação orgânica, rações (cujas adições ficam condicionadas à transparência da água), ceva (muito empregada tanto pelos proprietários quanto pelos pescadores) oxigenação por aeradores e calagem dos tanques para o controle do pH (Relatório FAPESP, 2003). Além disso, há ainda o recurso de se esgotar o lago e tornar a enchê-lo no caso de ocorrer algum problema não solucionado pelos mecanismos acima, dependendo apenas da disponibilidade de água para realizá-lo. Alguns proprietários mencionam recorrer a este recurso, principalmente em época de introduzir nova carga de peixes nos lagos.

PEREIRA et al. (2004) verificaram que o fluxo de água em tanques de piscicultura influenciou as características físicas e químicas, bem como a comunidade zooplancônica presente: os sistemas com menor fluxo de água apresentaram maior concentração de nutrientes, material em suspensão e clorofila-*a*, enquanto os sistemas com maior fluxo de água apresentaram redução da densidade e biomassa de organismos, sendo que a variável mais impactada pelo fluxo contínuo de água foi a concentração de oxigênio dissolvido. No presente estudo, a maior variação da concentração de oxigênio dissolvido observada no período chuvoso leva a supor que o maior fluxo de água nos lagos de pesca produzido pelo aumento das precipitações e pela maior disponibilidade de água para a renovação dos lagos, também influencia de modo significativo esta variável.

5.2 - Comunidade zooplanctônica

5.2.1 - Composição da comunidade

As densidades numéricas totais da comunidade zooplanctônica observadas nos dois períodos amostrados comparam-se às que foram obtidas em diversos reservatórios da bacia do Alto Tietê em estudo realizado por COELHO-BOTELHO et al. (2001).

Observou-se que, no período seco, vários pesqueiros apresentaram densidades numéricas acima de 500 000 indivíduos por metro cúbico, enquanto no período chuvoso, densidades superiores a esta se verificaram em um único pesqueiro (pesqueiro 02). Como neste período a maior disponibilidade de água permite que seja feita uma renovação mais freqüente da água dos lagos, supõe-se que o tempo de residência seja menor neste período. O tempo de residência maior do período estiagem/frio tem papel importante no estabelecimento de comunidades zooplanctônicas, acarretando densidades numéricas mais elevadas neste período.

A temperatura da água, dentre as variáveis avaliadas, foi a única cuja amplitude de variação foi grande entre os dois períodos e menor entre os pesqueiros no período chuvoso - mesmo padrão de variação observado na densidade numérica total dos organismos. A temperatura influencia o crescimento, as taxas de filtração e a reprodução de organismos zooplanctônicos (GEIGER, 1983), sobretudo em regiões temperadas. Num ambiente onde as características ambientais são muito influenciadas pelo manejo exercido, a variação da temperatura - uma variável dificilmente manipulada nos lagos de pesca - pode passar a exercer uma influência maior sobre os organismos.

No entanto, a influência exercida pelo aumento da temperatura sobre o zooplâncton (modificação das taxas metabólicas, aceleração da reprodução, GEIGER, 1983) pode ter sido compensada pelo efeito diluidor da chuva e da renovação da água dos lagos, uma vez que as densidades numéricas totais foram mais baixas no período chuvoso/quente. A perda de biomassa planctônica (efeito wash-out) foi observada por PEREIRA (2003) nas represas do Médio e Baixo Tietê, e resultou de uma interação de

processos operacionais das usinas hidrelétricas, pluviosidade e consumo elétrico. Este efeito promove, segundo o autor, o transporte das espécies planctônicas para outros corpos d'água a jusante da represa em questão.

No caso dos lagos de pesca, a variação da vazão se dá em função da necessidade de renovação da água, como já se mencionou anteriormente, medida que pode ser adotada mais de uma vez ao dia, dependendo da chegada de nova carga de peixes. Além disso, pode haver um manejo de peixes entre os lagos de um mesmo estabelecimento com a finalidade de aumentar sua capturabilidade, o que pode influenciar algumas variáveis ambientais, sobretudo o oxigênio dissolvido, como menciona LOPES (2000).

Em represas consideradas eutróficas as densidades do zooplâncton são, em geral, mais baixas durante o período chuvoso/quente, em consequência da diminuição de nutrientes devido à diluição da água superficial (CALEFFI 1994; WISNIEWSKI 1998; PIVA-BERTOLETTI 2001). No caso dos lagos de pesca, considerados eutróficos ou hipereutróficos, a diluição se dá pela ação direta da água da chuva ou pela maior taxa de renovação da água do lago.

PEREIRA et al. (2004) verificaram que mudanças significativas da estrutura da comunidade zooplanctônica de tanques de piscicultura estiveram associadas ao fluxo de água nos tanques, além de disponibilidade alimentar, variações físicas e químicas do ambiente e interações biológicas tais como predação e competição. Segundo estes autores, a densidade de peixes nos tanques afeta a dinâmica das comunidades zooplanctônicas, o que distingue os sistemas constituídos pelos tanques de piscicultura dos lagos de pesca. Nestes últimos os peixes são introduzidos já adultos, em geral, com hábitos alimentares que não incluem organismos do zooplâncton e, portanto, exercendo uma influência menor sobre esta comunidade. Embora não tenha sido avaliada experimentalmente a influência da predação de peixes sobre o zooplâncton, esta não pode ser descartada.

Segundo ESTEVES (em preparação) os peixes mais frequentes nos pesqueiros estudados foram as tilápias das espécies *Tilapia rendalli* e *Oreochromus niloticus*. Segundo LAZZARO (1987), estas espécies são consideradas planctívoras, alimentando-se, de cladóceros e copépodos, de onde se poderia pressupor que a predação fosse também um fator importante no controle das populações zooplancônicas deste ambiente. No entanto, ESTEVES (op. cit.) menciona que a análise do conteúdo estomacal dos indivíduos destas espécies, coletados nos lagos estudados, continha predominantemente ração e detritos.

ESTEVES (1988) afirma que em regiões tropicais, onde as águas possuem maior concentração de material em suspensão, as algas e zooplâncton são geralmente de menor porte o que favorece a ocorrência de peixes planctófagos onívoros.

As diversas espécies de peixes que são introduzidas nos lagos de pesca não apresentam, como se pode concluir, um hábito alimentar restritivo, sendo consideradas mais generalistas. Isto reduz a intensidade do impacto produzido pela predação sobre o zooplâncton nos lagos de pesca, onde o alimento para os peixes é artificial e abundante.

Em relação à composição da comunidade zooplancônica as espécies registradas nos lagos são, de modo geral, as que vêm sendo verificadas nos últimos estudos realizados em corpos d'água da bacia do Alto Tietê (PIVA-BERTOLETTI 2001; LUCINDA et al. 2004).

Algumas destas espécies foram introduzidas recentemente, como *Kellicottia bostoniensis* e *Brachionus havanaensis*, constando apenas nos últimos estudos realizados em represas do Alto e Médio Tietê e sua dispersão para outras áreas de ocorrência estaria relacionada a ações antropogênicas (SENDACZ, 2002).

Kellicottia bostoniensis vem sendo registrada em trabalhos recentes em outras bacias hidrográficas como a que faz parte o reservatório de Furnas em Minas Gerais (LANDA et al., 2002), nos reservatórios do Médio Tietê (LUCINDA, 2003), sendo o

seu primeiro registro no Brasil feito por LOPES et al. (1997) no reservatório mesotrófico de Segredo (Paraná). LANDA et al. (opus. cit.) acreditam que os organismos desta espécie são favorecidos pelo processo de eutrofização dos corpos d'água e tendem a se expandir nas regiões tropicais, onde foram introduzidas - seriam originalmente de regiões temperadas, mais especificamente da América do Norte.

Atividades como introdução de peixes originários de outras bacias em represas, tanques de piscicultura ou lagos de pesca podem ser responsáveis pela ocorrência de espécies do zooplâncton que não eram observadas antes da intervenção. A comunidade fitoplanctônica, do mesmo modo, tem sido incrementada por espécies de registros recentes nestes ambientes (SANT'ANNA, comunicação pessoal). No presente estudo verificou-se em vários lagos de pesca a presença do rotífero *Filinia cornuta brachiata*, cuja ocorrência só havia sido registrada em lagos do Hemisfério Norte.

Uma causa provável da ocorrência de espécies não registradas anteriormente nestas bacias poderia ser investigada através de um levantamento mais acurado sobre a água utilizada no transporte de peixes dos tanques de criação, onde se dá a reprodução e desenvolvimento das fases iniciais, até chegarem aos lagos de pesca. Informações fornecidas pelos proprietários fazem referência a trocas de água dos tanques de transporte durante o percurso, captando muitas vezes água em fontes ou riachos à beira da estrada.

O copépode ciclopóide *Acanthocyclops robustus*, presente em alguns pesqueiros estudados também teria sua dispersão associada à ação antropogênica. Segundo ROCHA & COELHO-BOTELHO (1998) esta espécie é considerada cosmopolita e tem sido observada em represas e lagos artificiais do Peru, Uruguai, Argentina e Brasil. O primeiro registro em uma represa do estado de São Paulo foi em 1998, na represa Billings (CETESB, 1999), tendo ocorrido também na represa de Barra Bonita (PEREIRA, 2003) onde foi associada ao processo de eutrofização observado naquele ambiente. Estudo realizado por PIASECKI (2000) demonstrou que os organismos desta espécie podem constituir importantes predadores de larvas de peixes em tanques de

cultivo, onde encontrem boas condições de desenvolvimento e possam se tornar dominantes no zooplâncton. Nos lagos estudados a abundância relativa desta espécie foi pequena, o que não deve representar ameaça aos peixes, sobretudo porque estes são introduzidos nos lagos já adultos, quando não são mais predados por este ciclopoíde.

ROCHA (2000) alerta que a importância médica dos copépodes ciclopoídes vem sendo negligenciada nos estudos do zooplâncton, lembrando que estes organismos são comprovadamente portadores de vermes que podem trazer prejuízos à saúde humana, além de parasitar peixes, causando grandes perdas à aquicultura.

A presença de copépodes da ordem Poecilostomatoida, constituída por espécies predadoras de peixes, foi verificada nestes lagos e pode estar relacionada à introdução de água dos tanques de criação juntamente com os peixes nos lagos de pesca. Estes copépodes são também predadores de peixes e podem comprometer sua saúde. No entanto, foram verificados em densidades muito baixas, sem representar um comprometimento ao estoque de peixes dos lagos de pesca no período estudado.

Grande parte das espécies de organismos zooplancônicos que foram observadas neste estudo evidencia a importância da influência exercida pela freqüente renovação da água sobre a comunidade zooplancônica, pois são comumente associadas a ambientes lóticos (como rotíferos do gênero *Lecane* e o cladóceros *Bosminopsis deitersi*, por exemplo). Isto demonstra a importância da contribuição de nascentes, córregos e riachos, principais formadores da maioria dos lagos de pesca estudados, para a composição da comunidade zooplancônica nestes ecossistemas.

A maioria das espécies de rotíferos verificadas nos lagos de pesca tem sido registrada nos estudos realizados nos reservatórios desta bacia, sendo as mais comuns, segundo LUCINDA et al. (2004), *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris* e *Trichocerca similis*. Todas estas são consideradas no referido estudo como espécies cosmopolitas. Segundo estes autores, algumas espécies observadas têm sua ocorrência relacionada ao grau de trofia do corpo d'água, como

Brachionus angularis, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus havanaensis havanaensis*, *Filinia opoliensis*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella cochlearis* var. *tecta* e *Trichocerca capucina multigrinis*. Estas espécies foram freqüentes e abundantes na maioria dos lagos de pesca estudados, o que evidencia as características eutróficas destes ambientes. PIVA-BERTOLETTI (2001) recomenda, no entanto, que espécies como *Conochilus unicornis*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* não sejam utilizadas como indicadores da qualidade da água porque estas ocorrem na maioria dos corpos d'água do Estado de São Paulo, independentemente do estado trófico.

O agrupamento dos táxons mais freqüentes nos lagos de pesca evidenciou grupos com associações de *Keratella americana* e *Polyarthra vulgaris*, tanto no período seco quanto no chuvoso, o que pode significar uma similaridade do ponto de vista ecológico entre as duas espécies. Nos dois períodos também participaram do mesmo grupo *Anuraeopsis fissa* e náuplios de ciclopóides. A diversificação de táxons mais freqüentes no período chuvoso e a constituição de um maior número de grupos com menor número de táxons, pode ser resultante de condições mais homogêneas entre os lagos, possivelmente em decorrência do maior volume de chuvas neste período.

Foi comum a dominância de uma única espécie de rotífero na comunidade zooplancônica dos lagos estudados, como se observou por exemplo com *Brachionus angularis* em muitos dos lagos nos dois períodos e ainda com *Kellicottia bostoniensis* no pesqueiro 2 (66%) e *Synchaeta pectinata* no pesqueiro 21 (58%) no período chuvoso. O alto grau de dominância de espécies pode indicar, segundo GREEN (1993), distúrbios ambientais, responsáveis por gerar instabilidade no sistema, favorecendo a espécie mais apta a se adaptar a eles. Tal fato também foi observado com cladóceros como *Bosmina longirostris* que representou 53% da comunidade zooplancônica do pesqueiro 27 e *Bosminopsis deitersi* que representou 65% da comunidade zooplancônica no pesqueiro 02, durante o período seco.

Em relação às abundâncias relativas dos grupos zooplancônicos, houve predomínio de rotíferos sobre os microcrustáceos na maioria dos lagos estudados, nos

dois períodos amostrados. A dominância de rotíferos é comum em sistemas lênticos de regiões tropicais e subtropicais e é relativamente previsível em ambientes sujeitos a instabilidade, como é o caso dos lagos de pesca, por sua característica de maior oportunismo em comparação a outros grupos do zooplâncton, ciclo de vida mais curto, reprodução partenogenética, sem estágios larvais, produção de ovos de repouso, tolerância a baixos teores de oxigênio dissolvido, hábito alimentar seletivo em relação ao tamanho das partículas (STEMBERGER & GILBERT 1987; MIRACLE & VICENTE 1983; PAGGI & PAGGI 1990; GILBERT & BOGDAN 1981).

Os rotíferos seriam ainda favorecidos pela presença de bactérias, fitoflagelados e protozoários que se encontram comumente associados a cianobactérias (SENDACZ, 2000).

Segundo SANT'ANNA (em preparação) o grupo das cianobactérias foi predominante no fitoplâncton dos lagos estudados, com abundâncias relativas muito semelhantes às verificadas para os rotíferos.

PIVA-BERTOLETTI (2001) concluiu em seu estudo dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga que nestes ambientes o predomínio do microzooplâncton (rotíferos e náuplios) independe do estado trófico.

As baixas densidades de microcrustáceos obtidas neste estudo indicam que o manejo dos lagos é desfavorável a estes organismos, seja pela constante renovação da água que promove sua remoção sem que completem seu ciclo reprodutivo, seja pela adição de elementos químicos (fertilizantes, rações, medicamentos) que alteram as condições físicas e químicas da água, modificando de maneira adversa seus habitats.

Uma grande variabilidade do tempo de residência destes lagos que é presumível a partir do relato de proprietários sobre manejo adotado, parece ser um dos fatores mais importantes na composição das comunidades planctônicas. A mesma observação foi feita por PEREIRA (2003) para os reservatórios do Médio e Baixo Tietê, onde o tempo

de residência influenciou o padrão de circulação da água e a distribuição das comunidades aquáticas.

As variações observadas nos índices de diversidade e riqueza entre o primeiro e o segundo período de estudo levam a supor que a maior disponibilidade de água propiciada pelas chuvas aumente também o fluxo de água nos lagos, já que vários proprietários admitem esta forma de manejo para limpeza dos tanques e descarte de pequenos peixes sem valor comercial. Tal procedimento, ainda que promova uma melhoria da qualidade da água do lago sob aspecto sanitário, para a comunidade zooplanctônica, especialmente, tem impacto negativo. Tanto as densidades numéricas quanto os índices de diversidade obtidos evidenciam uma comunidade mais numerosa e diversificada no período estiagem/frio do que no chuvoso/quente, sendo que nos dois períodos a riqueza foi fortemente influenciada pelos rotíferos.

A redução na diversidade e riqueza da comunidade, bem como a maior riqueza de rotíferos nos dois períodos, também foi observada por MACEDO (2004) em viveiros de peixes.

Na tabela a seguir é apresentada a comparação entre o número de táxons obtidos pelo autor supracitado e os obtidos neste estudo:

Grupo de organismos (número de táxons)	Viveiros de peixes (MACEDO, 2004)		Pesqueiros da RMSP	
	seca	chuva	seca	chuva
Rotíferos	42	35	80	64
Cladóceros	11	7	17	17
Copépodes	3	3	14	12
Total	56	45	111	93
Riqueza média	32	44	27	32
Equitatividade média	0,77	0,77	0,12	0,18
Diversidade média	3,75	2,01	2,11	3,15

Se comparados os índices de riqueza média obtidos nos dois estudos, entretanto, nota-se que houve aumento do índice de riqueza nos lagos de pesca estudados do

período seco para o período chuvoso. Isto decorre do fato de que no estudo realizado em viveiros há maior equitatividade nos ambientes estudados - 6 viveiros dispostos em seqüência, com fluxo contínuo de água - enquanto a água dos lagos dos pesqueiros tem origem diversificada. A baixa equitatividade observada nestes lagos evidencia uma distribuição heterogênea dos organismos nos táxons, além de indicar dominância de um táxon sobre os demais.

Os índices de diversidade também apresentaram uma situação diferente entre os ambientes constituídos pelos viveiros de peixes e os dos lagos de pesca, nos períodos estudados. Nos primeiros a diversidade foi maior no período seco, diminuindo no período chuvoso, enquanto nos lagos de pesca ocorreu o inverso. Estes resultados podem evidenciar mais uma vez a contribuição dos corpos d'água formadores dos lagos de pesca para a comunidade zooplancônica aí estabelecida.

LUCINDA et al. (2004) em seu estudo sobre reservatórios da bacia do Alto Tietê observaram que a maior riqueza de rotíferos (30 táxons) ocorreu na represa de Cachoeira das Graças, pertencente à sub-bacia do rio Cotia, sendo que os menores índices ocorreram na represa Pedro Beicht, também nesta sub-bacia, e no lago Rodrigo Pires, sub-bacia do reservatório Billings. No presente estudo não há evidências de que a riqueza da comunidade zooplancônica varie tanto de um lago de pesca para outro (entre 21 e 35 no período seco e 24 e 43 no período chuvoso), o que pode ser mais uma das influências do manejo sobre a comunidade, que acaba conferindo condições mais homogêneas a todos estes ambientes. LUCINDA et al. (op. cit.) obtiveram riquezas variando entre 7 e 30 (apenas para o grupo dos rotíferos) nas represas do Alto Tietê.

A análise de agrupamento aplicada aos pesqueiros resultou num número maior de grupos no período seco do que no chuvoso. Tal fato pode ser decorrente de uma possível homogeneização dos lagos propiciada pelo aumento do volume de chuvas, permitindo aceleração nas taxas de renovação e redução no tempo de residência dos lagos, como já se inferiu baseado nos resultados do agrupamento dos táxons mais freqüentes do zooplâncton.

5.2.2 - Relação com o estado trófico e com aspectos de interesse sanitário

Observou-se neste estudo um aumento das densidades numéricas totais do zooplâncton proporcional ao aumento nas concentrações de fósforo total e clorofila-*a*. Esta relação foi mais nítida no período estiagem - frio, onde se observaram densidades mais elevadas, na faixa de variação entre 0,10 e 0,20 mg/L de fósforo total e entre 0,03 e 0,10 mg/L de clorofila-*a*. No período chuvoso - quente verificou-se uma faixa mais estreita de variação das concentrações de fósforo total e clorofila-*a*. Esta diferença entre os dois períodos está, possivelmente, relacionada ao efeito diluidor da chuva associado à maior renovação da água do lago e menor tempo de residência. A faixa de variação no período chuvoso (entre 0,05 e 0,15mg/L de fósforo total e 0,01 e 0,05 mg/L de clorofila-*a*), embora mais restrita que no período seco, ainda situa os pesqueiros entre eutróficos a hipereutróficos quanto ao grau de eutrofização.

ROCHA et al. (1997), relacionando a comunidade zooplanctônica com o grau de eutrofização de dez sistemas lacustres brasileiros, observaram uma faixa de variação semelhante da concentração de fósforo total e clorofila-*a* (entre 0,01 e 0,10 mg/L), onde a densidade média do zooplâncton variou entre 150.000 ind/m³ (lago oligotrófico) a 9.900.000 ind/m³ (lago hipereutrófico). Estes autores verificaram que as densidades são baixas em lagos oligotróficos mas não obedecem a uma seqüência proporcional ao grau de eutrofização; outros fatores, como efeito “washout”, escoamento superficial em áreas agrícolas contribuindo com a entrada no corpo d’água de substâncias tóxicas e, principalmente, o sistema operacional das represas intervêm na composição das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica.

SENDACZ et al. (no prelo), comparando duas represas com diferentes estados tróficos, obtiveram densidades totais de zooplâncton 10 vezes mais elevadas na represa Guarapiranga classificada como eutrófica (com 677.500 ind/m³) que na represa Ponte Nova, classificada como oligotrófica (69.000 ind/m³). Neste estudo os autores também

verificaram uma redução nas concentrações de nutrientes e clorofila-*a* durante o período chuvoso - quente, resultante da diluição na água superficial.

PIVA-BERTOLETTI (2003) também obteve densidades totais de zooplâncton proporcionalmente mais elevados em relação ao Índice de Estado Trófico em três lagos estudados do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

Segundo CULVER (1991) a variação das quantidades de nitrogênio e fósforo disponíveis afeta a composição dos fitoplâncton: altas taxas de fósforo favorecem as cianobactérias com menor importância na alimentação de organismos zooplanctônicos que as algas verdes e diatomáceas ao zooplâncton.

Os estudos de CULVER (op. cit.) concluem que o excesso de nutrientes pode resultar em efeitos prejudiciais para o zooplâncton e os peixes, acarretando problemas na qualidade da água tais como baixas concentrações de oxigênio dissolvido e/ou de amônia ionizada associadas a alto pH e altas concentrações de nitrogênio.

O estudo realizado por SANT'ANNA et al. (em preparação) verificou que o nitrogênio e o fósforo não são limitantes para a comunidade fitoplanctônica dos lagos de pesca e que a variação do pH, turbidez e transparência da água teriam influência mais determinante sobre ela, já que não seria controlada pela baixa disponibilidade destes nutrientes.

Tais variáveis ambientais, através da comunidade fitoplanctônica, podem exercer um efeito indireto sobre o zooplâncton. Um dos possíveis efeitos está relacionado às condições ambientais favoráveis às florações de cianobactérias, cujo predomínio no fitoplâncton tem grande importância na qualidade do alimento disponível ao zooplâncton.

Houve dominância de cianobactérias nas comunidades fitoplanctônicas estudadas, o que, segundo SANT'ANNA et al. (op. cit.), resultou do enriquecimento da água promovido através do arraçoamento, iscas e ceva para atrair os peixes. Estudos

realizados durante o período chuvoso - quente demonstraram que em 60% dos pesqueiros havia a presença de microcistinas na água do lago (MERCANTE et al., em preparação). Para que se estabeleçam relações entre a presença de microcistina na água e a composição da comunidade zooplancônica há a necessidade de estudos laboratoriais e bioensaios que avaliem a natureza e a intensidade dos efeitos que estas toxinas podem promover nos diferentes organismos do zooplâncton.

FERRÃO-FILHO (1998) verificou que os rotíferos da espécie *Brachionus calyciflorus* são mais sensíveis a neurotoxinas do que a hepatotoxinas que são produzidas por *Microcystis aeruginosa* e que foram comuns nos pesqueiros estudados. Isto indica que os efeitos sobre as diferentes espécies do zooplâncton podem variar em função da espécie de cianobactéria presente e do tipo de toxina produzida. Além disso, fatores como a temperatura podem influenciar indiretamente na sensibilidade dos organismos às toxinas produzidas por cianobactérias (GILBERT, 1996).

Para os cladóceros o baixo valor das cianobactérias como alimento se deve a uma combinação de vários fatores, tais como as suas características bioquímicas, a capacidade de interferir mecanicamente no processo de filtração de partículas e a pouca digestibilidade das colônias ou filamentos, o que resulta em impactos negativos sobre seu desenvolvimento e em suas taxas de reprodução (FERRÃO-FILHO, op. cit.).

O aumento da eutrofização dos corpos d'água produzido pelas atividades ligadas à piscicultura estimulam também a produção de grande diversidade e densidade de bactérias. Segundo MORIARTY (1997), as cadeias alimentares microbianas são parte fundamental de todos os sistemas de aquicultura e têm impacto direto na produtividade, mesmo quando praticada a alimentação artificial intensiva. O autor afirma que, onde se adiciona matéria orgânica, as bactérias tornam-se componentes essenciais da cadeia trófica.

O processo de mineralização da matéria orgânica autóctone ou alóctone na massa de água resulta em biossíntese de proteína particulada, composta pela célula bacteriana que, por sua vez, constitui excelente alimento para o zooplâncton.

A grande diversidade de bactérias no ambiente aquático compreende também aquelas potencialmente patogênicas. MORIARTY (op. cit.) e VINATEA-ARANA (2004) chamam a atenção para um dos principais impactos produzidos pela aquicultura que é o da dispersão de organismos patogênicos pelos corpos d'água.

Alguns autores, como HUQ & COLWELL (1995), HUQ et al. (1996), TAMPLIN et al. (1990), estudaram a relação de *Vibrio cholerae* com crustáceos planctônicos em ambientes com diferentes salinidades.

ARAÚJO et al. (1996) analisaram a influência do copépode *Mesocyclops longisetus* na sobrevivência desta bactéria, o que consiste num grave problema de saúde, sobretudo em países pobres.

VENKATESWARA et al. (1989) salientam que a associação de *Vibrio cholerae* ao zooplâncton se dá pela fixação da bactéria à carapaça de crustáceos planctônicos, preferencialmente às exúvias de copépodes. Segundo este autor a ocorrência da doença está associada a condições ambientais onde prevalecem deficiências sanitárias, que implicam em eutrofização e contaminação, aliadas à presença de crustáceos planctônicos.

Os estudos realizados por MORITA et al. (em preparação) nos lagos de pesca da Região Metropolitana de São Paulo detectaram a presença de *Escherichia coli* em concentrações que estão acima dos padrões previstos na legislação (CONAMA nº 20, 1986), e também de *Salmonella* spp nas amostras de água. Em relação à presença de *Aeromonas*, os autores observaram grande diversidade de espécies deste gênero, tanto nas amostras de água quanto nos peixes analisados, muitas delas com potencial patogênico.

AZEVEDO et al. (2002) estudando a ocorrência de *Aeromonas* spp e *Vibrio cholerae* nestes lagos de pesca, verificaram que o gênero *Aeromonas* esteve presente em 87% dos peixes coletados e 97% das amostras de água, enquanto *Vibrio cholerae* não foi detectado na água nem nos peixes coletados.

A presença destas bactérias estaria relacionada a condições inadequadas de manuseio dos peixes, iscas e rações, além da precariedade de algumas instalações sanitárias presentes nas proximidades dos lagos.

As baixas densidades de crustáceos planctônicos verificadas neste estudo poderiam representar um dos fatores responsáveis pela ausência de *Vibrio cholerae* nos pesqueiros estudados, porém não é suficiente para explicá-la.

Cabe ainda ressaltar que, mesmo pertencendo a sub-bacias com diferentes características geológicas, geomorfológicas e de uso e ocupação do solo, diversas variáveis ambientais e biológicas apresentaram concentrações e dinâmicas muito semelhantes, sendo comum a todos os ambientes apenas a ação preponderante do manejo adotado e o controle que este exerce sobre todas as variáveis. Até mesmo na colonização do ambiente pelos organismos aquáticos essa influência é perceptível através da introdução e estabelecimento, ainda que acidental, de espécies de outras bacias que melhor se adaptariam à instabilidade destes sistemas.

6 - CONCLUSÕES

- A comunidade zooplancônica dos lagos de pesca é constituída por espécies observadas em outros corpos d'água da bacia do Alto Tietê, havendo uma maior semelhança com as comunidades zooplancônicas verificadas nos reservatórios mais eutrofizados.
- Os rotíferos constituem o grupo dominante nos lagos de pesca e é freqüente a dominância de uma única espécie, revelando a instabilidade destes ecossistemas, evidenciada também pelos índices de diversidade e equitatividade obtidos.
- Há grande contribuição das espécies procedentes de córregos e nascentes formadores dos lagos de pesca para a composição da comunidade zooplancônica, mas ocorrem também espécies que podem estar sendo introduzidas através de ações ligadas a atividades de piscicultura (introdução de espécies de diferentes bacias) e o transporte de peixes.
- Considerando que a maior disponibilidade de água no período chuvoso, permitindo o aumento da taxa de renovação de água, pode trazer para os lagos novas espécies para colonizar o ambiente, pode-se inferir que o aumento da diversidade estaria relacionado às condições climáticas, especificamente as pluviométricas, e ao manejo.
- O tempo de residência do corpo d'água é um fator determinante para a comunidade zooplancônica, cujo estabelecimento, por sua vez, constitui um componente desejável em ecossistemas aquáticos saudáveis. Sabendo-se que um tempo de residência mais prolongado é um dos fatores a favorecer as florações de cianobactérias (um problema cada vez mais freqüente e preocupante em grande parte dos ecossistemas aquáticos), deve haver uma preocupação em determinar um tempo de residência que concilie o controle das condições ambientais e sanitárias do corpo d'água e favoreça o estabelecimento de uma comunidade planctônica diversificada.

- A composição e a estrutura da comunidade zooplancônica verificada nos lagos de pesca, associada às características físicas e químicas da água, evidenciam um ambiente que vem sofrendo um intenso processo de eutrofização que pode significar uma exportação significativa de nutrientes para os corpos d'água à jusante. Uma atenção maior deve ser direcionada a estes estabelecimentos é à regulamentação desta atividade. A conscientização dos proprietários e frequentadores de pesque-pagues sobre a importância dos cuidados com a água que abastece e deriva dos tanques de pesca é fundamental para minimizar os impactos observados neste estudo.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 14th ed.. Washington, p. 412-415. 1979.
- Araújo DB, Martins SC, Albuquerque LMB, Hofer E. Influence of the copepod *Mesocyclops longisetus* (Crustacea: Cyclopidae) on the survival of *Vibrio cholerae* O1 in fresh water. **Cad. Saúde Pub.** 1996; 12 (4): 551-554.
- Azevedo S.M.F.O. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública. **Méd. on line** [periódico online]. 1998. 1 (3). Disponível em: http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis. [2004 Dez 30].
- Azevedo VM, Morita M, Dropa M, Cabianca MAA, Esteves KE, Matté GR, Matté MH. **Ocorrência de *Aeromonas* spp. e *Vibrio cholerae* em pesque pagues da Região Metropolitana de São Paulo**. [Apresentado ao II Simpósio de Segurança Alimentar e Saúde do Estado de São Paulo; 2002; Set 24; São Paulo (BR)].
- Branco CWCC. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Brasília. 1991 [Dissertação de Mestrado - Departamento de Ecologia - UFB].
- Branco SM, Rocha AA, **Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas**. São Paulo. Ed. Edgard Blücher, 1977.
- Cairns J, McCormock PV, Niederlehner BR. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiol.** 1993, 263: 1-44.

Caleffi S. **A Represa de Guarapiranga: estudo da comunidade zooplanctônica e aspectos da eutrofização.** São Paulo. 1994 [Dissertação de Mestrado - Departamento de Saúde Ambiental - Faculdade de Saúde Pública - USP].

CETESB. **Monitoramento Integrado - Bacias do Alto e Médio Tietê. Avaliação da Qualidade - Água, Sedimento e Peixes. Aditamento do Contrato 20. Relatório Final.** São Paulo: CETESB/SABESP. 1999.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2000 / CETESB.** São Paulo : CETESB. 2001.

Coelho-Botelho MJ. Cabianca MAA. Sendacz. S. **Alterações na Comunidade Zooplanctônica em Represas do Alto e Médio Tietê. (Estado de São Paulo).** São Paulo (SP): CETESB. Relatório técnico: 2001.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n. 20, de 18 de junho de 1986. **Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional.** Disponível em: <http://www.lei.adv.br/020-86.htm> [2002 Mar 12].

Culver DA. Effects of the N:P ratio in fertilizer form fish hatchery ponds. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 1991; 24: 1503-7.

De Mott WR. Moxter F. Foraging on Cyanobacteria by Copepods: Responses to Chemical defenses and resource abundance. **Ecology** 1991; 72 (5): 1820-34.

Eler, MN, Espíndola, EG. **Estudo de caso: impactos ambientais de tanques de pesque-e-pague no estado de São Paulo.** [Apresentado no World Aquaculture; 2003; Mai 20, Salvador (BR)].

EMBRAPA. **Avaliação de impacto ambiental de atividades produtivas em estabelecimentos familiares do Novo Rural - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento.** Jaguariúna (SP) 2003. Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/download/boletim_17.pdf - [2004 Dez 21].

Esteves, FA. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência FINEP: 1988.

FAPESP. **Diagnóstico ecológico-sanitário de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo**. Relatório Final. 2003.

Ferrão Filho, AS. **Influências das florações de cianobactérias na dinâmica de populações zooplanctônicas da Lagoa de Jacarepaguá (RJ): efeitos tóxicos de *Microcystis aeruginosa* sobre cladóceros**. Rio de Janeiro, 1998 [Tese de Doutorado. Instituto de Biofísica/ UFRJ].

Ferrão Filho AS, Azevedo SMFO, De Mott WR. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. **Fresh. Biol.** 2000; 45: 1-9.

Foratini, PO. **Ecologia, Epidemiologia e Sociedade** São Paulo. Artes Médicas. EDUSP, 1992

Fulton RS, Jones RC. Growth and Reproductive Responses of *Daphnia* to Cyanobacterial Blooms on the Potomac River, **Int. Revue ges. Hydrobiol.** 1991; 76: 5-19.

FUSP (Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo). **Plano da Bacia do Alto Tietê - Relatório de Situação dos Recursos Hídricos - Revisão I**. FUSP. Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. 2001. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-AT/478/05> [2003 Set 12].

Geiger JG. A review of pond zooplankton production and fertilization for the culture of larval and fingerling striped bass. **Aquaculture**. 1983; 35: 353-69.

Gilbert JJ. Effect of temperature on the response of planktonic rotifers to a toxic cyanobacteria. **Ecology**. 1996; 77(4): 1174-80.

Gilbert JJ, Bogdan KG. Selectivity of *Polyarthra* and *Keratella* for flagellate and aflagellate cells. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 1981; 21: 1515-21.

- Giné H. Bergamin H. Zagatto EAG. Reis BF. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analisys. **Anal.Chim. Acta.** 1980; 114: 191-7.
- Green J. Diversity and dominance in planktonic rotifers. **Hydrobiol.** 1993; 255/256: 345-52.
- Green . BW. Boyd C. Chemical Budgets for Organically Fertilized Fish Ponds in Dry Tropics. **J Aquacult Soc.** 1995; 26 (3): 284-96.
- Hanazato T. Interrelations between *Microcystis* and Cladocera in the Highly Eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. **Int Revue ges Hydrobiol.** 1991; 76: 21-36.
- Henning M. Hertel H. Wall H. Johannes-Günter K. Strain-specific Influence of *Microcystis aeruginosa* on Food Ingestion and Assimilation of some Cladocerans and Copepods. **Int Revue ges Hydrobiol.** 1991; 76: 37-45.
- Hietala J, Laurén-Maata C, Wall M. Sensitivity of *Daphnia* to toxic cyanobacteria: effects of genotype and temperature. **Fresh Biol.** 1996; 37: 299-306.
- Hirata R, Ferreira LMR. Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. **Rev Bras Geociênc.** 2001; 31.
- Huq A. Colwell.RR. Vibrios in the marine and estuarine environments. **J. Mar. Biotechnol.** 1995; 3: 60-3.
- Huq A, Xu B, Chowdury MAR, Islam MS, Montilla, R, Colwell RR. A Simple Filtration Model to Remmove Plankton-Associated *Vibrio cholerae* in Raw Water Supplies in Developing Countries. **Ap Environ Microbiol.** 1996; 62 (7): 2508-12.
- IAG USP (Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo). Relatórios 2001-2002. Disponível em: http://www.grec.iag.usp.br/grec_relatorios.html. [2004 Jul 13].

IG USP (Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo). **Banco de Dados Espaciais da Bacia do Alto Tietê, Região Metropolitana de São Paulo**. Coord. Prof. Arlei Macedo. Instituto de Geociências - USP. 1999.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo) **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. I.P.T.- Divisão de Minas e Geologia Aplicada. São Paulo. (Série Monografias, 5). 1981: vol. 1.

Jungmann D, Henning M, Friedrich J. Are the Same Compounds in *Microcystis* Responsible for Toxicity to *Daphnia* an Inhibition of its Filtering Rate? **Int. Revue ges. Hydrobiol.** 1991; 76: 47-56.

Jungmann, D. Benndorf, J. Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of microcystins. **Fresh Biol.** 1994; 32: 13-20.

Kitamura PC, Lopes RB, Castro-Júnior FG, Queiroz, JF. Avaliação ambiental e econômica dos lagos de pesca esportiva na bacia do rio Piracicaba. **B. Industr. Anim.** 1999; 56: 95-107.

Kotak BG, Zurawell EEP, Holmes CFB. Microcystin-LR concentration in aquatic food web from lakes of varying trophic status. **Can. Fish. Aquat. Sci.** 1996; 53: 1974-1985.

Kubitza, F. Sistema de Pesca Recreativa. Cuiabá. SEBRAE/MT. 1997.

Lampert, W. Further studies on the inhibitory effect of toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. **Arch. für Hydrobiol.** 1982; 95: 207-20.

Landa GG, Aguila LR, Pinto-Coelho, RM. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scienc.** 2002; 24 (2): 313-19.

- Lazzaro X. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviors, selectivities and impacts. **Hydrobiol.** 1987: 97-167.
- Lopes RM, Lansac-Tôha FA, Vale R, Serafim Jr M. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In: Agostinho AA & LC Gomes editores **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Editora da Universidade Maringá. Maringá (PN). 1997; p. 39-60.
- Ludwig JA, Reynolds JF. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York (USA): John Wiley & Sons, Inc.: 1988.
- Lucinda I, Moreno IH, Melão MGG, Matsumura-Tundisi T. **Acta Limnol Bras.** 2004; 16 (3): 203-24.
- Macedo CF. **Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo**. Jaboticabal (SP) 2004 [Tese de Doutorado. Centro de Aquicultura - UNESP].
- Marker AFH, Nusch H, Rai H, Riemann B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusion and redomendations. **Arch Hydrobiol Beith.** 1980; 14: 91-106.
- Matthiensen A, Yunes JS, Codd G.A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Rev Bras Biol.** 1999; 59: 361-76.
- Matsuzaki M. **A comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo**. São Paulo 2002 [Dissertação de Mestrado - Departamento de Saúde Ambiental - Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo].
- Matsuzaki M, Mucci JLN, Rocha AA. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Rev Saúde Publica.** 2004; 38 (5): 679-86.
- Cune B, Mefford M J. PC-ORD. **Multivariate analysis of ecological data, version 3.0.**

Oregon: MjM Software Design: 1997.

Mercante CTJ, Cabianca MAA, Silva D, Costa SV, Esteves KE. Water quality in fee-fishing ponds located in the metropolitan region of São Paulo city, Brazil: an analysis of the eutrophication process. **Acta Limnol Brasil**. 2004; 16 (1): 95-102.

Meyer R, Grostein M.D, Biderman C. **São Paulo Metrópole**. Edusp: São Paulo, 2004.

Miracle MR; Vicente E. Vertical distribution and rotifer concentrations in the chemocline of meromitic lakes. **Hydrobiol**. 1983; 104: 259-67.

Moriarty DJW. The Role of Microorganisms in Aquaculture Ponds. **Aquacult**. 1997; 151: 333-49.

Nielsen NO. Ecosystem approaches to human health. **Cad. Saúde Pública**. 2001; 17: 69-75.

Nogueira MG, Matsumura-Tundisi T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho - São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnol Brasil**. 1996; 8: 149-68.

Odum, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interamericana; 1985.

Paggi JC, Paggi S. Zooplankton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná Médio. **Acta Limnol Brasil**. 1990; 3: 685-719.

Pereira RHG. **Análise da distribuição, densidade e diversidade de Copepoda Calanoida e Cyclopoida nos reservatórios e tributários do Médio e Baixo rio Tietê e sua relação com as características limnológicas do sistema**. São Carlos (SP) 2003 [Tese de Doutorado. Depto. de Hidráulica e Saneamento - USP. São Carlos]

Pereira RHG, Espíndola ELG, Eler MN. Limnological variables and their correlation with water flow in fishponds. **Acta Limnol Brasil**. 2004; 3 (16): 263-71.

Piasecki WG. Attacks of Cyclopoid *Acanthocyclops robustus* (Sars) on Newly Hatched

- Cyprinids. **Eletr J Pol Agricult.** 2000: 3 (1). Disponível em: <http://www.ejpau.media.pl/series/volume3/issue1/fisheries> [2004 Dez19].
- Pinto-Coelho. R.M. **Fundamentos em Ecologia.** 1a Edição. Porto Alegre: Ed. Artes Médicas Sul; 2000.
- Piva-Bertolleti. S.A. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo.** São Paulo. 2001 [Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. USP].
- Região Metropolitana de São Paulo. **Carta de Classes de Declividade da RMSP.** EMPLASA (1:100000). 1979.
- Rocha O. **Perfil do conhecimento de biodiversidade em águas doces no Brasil.** 2000. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/chm/doc/aguadoce.doc> [2004 Dez 25]
- Rocha O, Matsumura-Tundisi T, Sampaio EV. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 1997; 26: 599-604.
- Rocha CEF, Coelho-Botelho MJ. **Maxillopoda - Copepoda Cyclopoida.** Relatório. 1998. Disponível em: <http://acd.ufrj.br/mndi/Carcinologia/hp/Text/Cyclopoida.htm> [2004 Dez 19].
- Sendacz, S. Principais variáveis biológicas em Aqüicultura. In: **I workshop sobre qualidade da água em aqüicultura.** 2000. Pirassununga. 25-36.
- Sendacz, S. **Estimativa da biomassa de organismos zooplanctônicos em represas de diferentes condições tróficas do sistema Alto Tietê (São Paulo, Brasil).** 2002. Relatório FAPESP.
- Sendacz S, Caleffi, S, Santos-Soares J. Zooplannkton biomass of reservoirs of different

trophic state conditions of São Paulo State, Brazil. **Brazil J Biol.** no prelo.

Sipaúba Tavares LH. **Limnologia Aplicada à Aquicultura**. Jaboticabal: FUNEP. 1994.

Sipaúba Tavares LH. Variação de alguns parâmetros limnológicos em um viveiros de piscicultura em função da luz. **Acta Limnol Brasil.** 1995; 7: 138-50.

Stemberger RS, Gilbert JJ. Defenses of planktonic rotifers against predators. In: Kerfoot WC, Sih A. **Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities**. University Press of New England. 1987.

Strickland JDH, Parsons TR. A manual of sea water analysis. **Bull of the Fish Res Board Can.** 1960; 125: 1-185.

Tamplin ML, Gauzens AL, Huq A, Sack DA, Colwell RR. Attachment of *Vibrio cholerae* Serogroup O1 to Zooplankton and Phytoplankton of Bangladesh Waters. **Applied Envir Microbiol.** 1990; 56 (6):1977-80.

Toledo Jr AP, Talarico M, Chinez SJ, Agudo EG. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Camboriú (SC). 1983: 1-34.

Valentin JL. **Ecologia Numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência. 2000.

Vargas L, Faria RHS, Ribeiro RP, Merlini LS, Moreira HLM, Toninato JC. Ocorrência sazonal de ectoparasitos em tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em um pesque-pague de Umuarama, Paraná. **Arq. Ciênc. Vet. Zool.** 2003; 6 (1): 61-66.

Vasconcelos VM. Preliminary results of a study on the impact of toxic and non-toxic cyanobacteria on some freshwater microcrustacean species. **Crustaceana.** 1990; 59: 316-318.

- Vasconcelos VM. Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. **Braz. J. Med. Biol. Res.** 1999; 32 (3): 249-254.
- Venkateswara K, Takai T, Navarro IM, Nakano H, Hashimoto H, Siebeling RJ. Ecology of *Vibrio cholerae* Non-01 and *Salmonella* spp and Role of Zooplankton in Their Seasonal Distribution in Fukuyama Coastal Waters, Japan. **Applied Environ Microbiol.** 1989; 55 (6): 1591-98.
- Vinatea-Arana L. **Princípios químicos da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões.** 2ª ed. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2004.
- Werner VR, Torgan LC, Yunes JS, Cunha MT. Ocorrência de Floração de Cianofíceas (Cianobactéria) Tóxica na Represa de Itaúba, Rio Grande do Sul, Brasil. In: **Seminário Internacional do Broa – Resumos.** 2000 Dez 10. São Carlos (SP).
- Wetzel RG. **Limnology.** 2a ed. Saunders College Publishing. 1983
- Wetzel RG, Likens GE. **Limnological Analysis.** 20a ed. NY: Springer-Verlag; 1991.
- Wisniewski MJS. **Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplanctônica do Reservatório de Barra Bonita, SP.** São Carlos (SP); 1998 [Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos].
- Zagatto P. Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga-SP, Brasil, com ênfase à problemática das algas tóxicas e algicidas. França; 1995. (Tese de Doutorado - Université de Metz, Centre des Sciences de L'Environnement).

Tabela 1: Altitude dos pesqueiros amostrados, características da área de entorno dos lagos de pesca e do curso d'água que os abastece.

Pesqueiro	Altitude (m)	Cobertura vegetal da área vizinha ao lago	Cobertura vegetal do topo de morro	Cobertura vegetal da área marginal ao curso d'água	Agricultura	Pecuária	Decliv. predom.	Sinais de erosão	Curso d'água formador	Área à montante do lago
1	701	gramado	<i>Eucalip</i> /mata secund.	parcialm. preservada	reflorest.	gado	>45o	enrug. do morro	nascente	agrícola/reflorest.
2	665	gramado	mata secund.	parcialm. preservada	milho	gado	~30o	enrug. á jusante	nascente	área cultivada
3	696	sem cobertura	desmatado *	resto de mata ciliar	não há	não há	~30o	solo exposto	nascente	resto de mata ciliar
4	920	sem cobertura	<i>Eucalip</i> /mata secund.	parcialm. preservada	não há	não há	>45o	ausente	córrego	pouco modificada
5	796	gramado	campo	parcialm. preservada	não há	não há	~30o	ausentes	córrego	pouco modificada
6	830	gramado	campo/ <i>Pinus</i> / <i>Eucal.</i>	sem mata ciliar	não há	cavalos	~45o	sulcos nas vert.	córrego	desmatada
7	767	jardim (gramado)	campo	sem mata ciliar	não há	aves	~30o	ausente	córr.canaliz.	área cultivada
8	765	gramado	mata secund.	mata ciliar preservada	hortaliças	não há	~15o	ausente	nascente	pouco modificada
9	757	gramado/solo exposto	mata/cana-de-acúcar	mata ciliar preservada	não há	não há	~45o	ausente	córrego	pouco modificada
10	786	mata/gramado	<i>Eucaliptus</i> /agricult.	parcialm. preservada	hortaliças	não há	~30o	desliz. barragem	córr.+poço	pouco modificada
11	842	gramado/solo exposto	mata parc. preserv.	parcialm. preservada	não há	não há	~30o	ausente	nascente	pouco modificada
12	766	jardim (gramado)	mata preservada	mata ciliar preservada	hortaliças	não há	~30o	ausente	nascente	mata natural
13	778	gramado	<i>Eucaliptus</i> /campo	sem mata ciliar	hortaliças	gado	~30o	ausente	córrego	pouco modificada
14	788	gramado/ <i>Eucaliptus</i>	mata secund.	parcialm. preservada	não há	não há	~15o	ausente	córrego	pouco modificada
15	783	gramado/solo exposto	<i>Eucalip</i> /mata secund.	parcialm. preservada	não há	gado	~45o	sulcos na área	córrego	pouco modificada
16	788	gramado/solo exposto	mata preservada	mata/reflor. <i>Eucaliptus</i>	não há	não há	~45o	ausente	córrego	pouco modificada
17	800	gramado	<i>Pinus</i> / <i>Eucal.</i> /mata	parcialm. preservada	não há	não há	~30o	ausente	córrego	algumas casas
18	798	gramado	mata/campo	parcialm. preservada	hortaliças	não há	~30o	ausente	nascente	pouco modificada
19	796	gramado/campo	<i>Eucalip</i> /mata secund.	parcialm. preservada	hortaliças	gado	~30o	ausente	córrego	pouco modificada
20	787	gramado	mata/horta	parcialm. preservada	hortaliças	não há	~45o	ausente	córrego	pouco modificada
21	801	gramado	reflorest. <i>Eucaliptus</i>	parcialm. preservada	não há	não há	~15o	ausente	córrego	pouco modificada
22	784	gramado	<i>Pinus</i> / <i>Eucal.</i> /mata	parcialm. preservada	não há	não há	~15o	ausente	córrego	pouco modificada
23	805	gramado	campo	parcialm. preservada	hortaliças	aves/porcos	~30o	ausente	nascente	pouco modificada
24	785	gramado	mata/ <i>Pinus</i>	parcialm. preservada	não há	não há	~30o	ausente	córrego	loteamento/agric.
25	805	gramado	mata	parcialm. preservada	não há	não há	~45o	ausente	córrego	preservada
26	773	mata/gramado	mata	mata ciliar preservada	não há	gado	~30o	ausente	nascente	preservada
27	804	mata Secundária	preparado para plantio	parcialm. preservada	hortaliças	não há	~15o	ausente	córrego	pouco modificada
28	800	mata	mata	mata ciliar preservada	não há	não há	~15o	ausente	nascente	preservada
29	922	gramado	<i>Eucalip</i> /mata secund.	parcialm. preservada	agricultura	não há	~30o	ausente	córrego	algumas casas
30	952	gramado	mata	mata ciliar preservada	não há	aves	~30o	ausente	nasc/cór.	preservada

*O lago se situa em uma antiga calha de extração de areia.

Abreviações empregadas: decliv. predom. - declividade predominante
reflorest. - reflorestamento
enrug - enrugamento
córr.canaliz. - córrego canalizado
Eucalip. - *Eucaliptus*

mata secund - mata secundária
parcialm - parcialmente
desliz - deslizamento
nasc. - nascente

Tabela 2: Variáveis físicas e químicas e concentração de clorofila *a* na água observadas durante o período estiagem-frio

Cód.	Temp.	Cond.	pH	OD	turbidez	transparência	STS	N Tot	P tot	CHL	IET
unidades	°C	uS/cm		mg/L	NTU	m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
1	22,80	52,70	7,16	8,90	19,00	0,40	*	0,29	0,06	0,05	62
2	22,00	19,50	6,61	6,30	27,00	0,50	*	0,42	0,06	0,04	62
3	22,60	10,20	6,20	6,10	120,00	0,10	*	0,26	0,07	0,04	67
4	20,40	37,80	7,68	10,40	24,00	0,40	22,00	0,21	0,06	0,04	62
5	22,80	74,50	7,35	11,80	21,00	0,40	44,00	0,31	0,19	0,09	72
6	25,30	67,80	7,59	10,60	12,00	0,60	12,00	0,25	0,06	0,02	59
7	19,50	66,00	6,89	5,90	13,00	0,30	27,00	0,21	0,11	0,01	62
8	19,20	87,00	6,95	6,60	23,00	0,40	31,00	0,31	0,09	0,03	64
9	21,70	55,00	6,96	10,30	11,00	0,50	18,00	0,35	0,09	0,01	59
10	18,40	200,00	7,11	6,00	37,00	0,25	55,00	1,00	0,17	0,04	70
11	19,70	32,30	7,69	10,60	19,00	0,60	31,60	0,74	0,12	0,03	63
12	23,30	53,20	7,09	9,40	15,00	0,50	26,00	0,85	0,07	0,01	57
13	22,40	82,90	7,47	7,80	19,00	0,40	32,67	0,86	0,15	0,07	70
14	24,60	124,00	7,39	8,50	15,00	0,50	30,86	0,93	0,18	0,05	69
15	26,90	44,80	7,05	8,20	50,00	0,50	55,33	1,04	0,09	0,04	45
16	22,70	26,50	6,50	7,90	60,00	0,20	68,46	1,96	0,12	0,11	72
17	25,80	25,00	6,34	7,60	18,00	0,50	18,75	0,74	0,04	0,00	64
18	23,10	32,00	6,51	11,00	11,00	0,40	23,50	0,16	0,06	0,03	60
19	21,50	65,50	6,95	5,60	13,00	0,30	12,38	0,26	0,06	0,00	50
20	21,90	100,00	6,30	6,40	24,00	0,40	26,66	0,66	0,16	0,04	68
21	21,90	110,00	6,50	8,20	36,00	0,30	29,00	0,42	0,14	0,03	67
22	22,10	30,00	6,00	9,50	39,00	0,50	17,00	0,22	0,04	0,01	51
23	23,90	390,00	6,10	8,60	270,00	0,10	140,00	2,56	0,12	0,02	68
24	22,70	140,00	6,40	6,20	38,00	0,40	32,14	0,43	0,17	0,10	72
25	22,80	250,00	6,60	5,20	60,00	0,30	27,00	0,49	0,12	0,07	68
26	21,90	30,00	5,80	6,10	78,00	0,20	24,00	0,93	0,16	0,07	72
27	22,50	230,00	6,40	8,30	23,00	0,40	35,00	0,45	0,12	0,05	68
28	24,50	270,00	6,50	11,20	56,00	0,30	38,18	0,68	0,23	0,17	76
29	22,60	140,00	6,40	7,70	58,00	0,30	21,87	1,57	0,12	0,05	68
30	23,10	170,00	8,10	12,40	49,00	0,30	54,16	0,44	0,28	0,13	76
min	18,40	10,20	5,80	5,20	11,00	0,10	12,00	0,21	0,04	0,00	45
média	22,49	100,56	6,82	8,31	41,93	0,38	35,32	0,64	0,12	0,05	64
máx	26,90	390,00	8,10	12,40	270,00	0,60	140,00	2,56	0,28	0,17	76

Tabela 3: Variáveis físicas e químicas e concentração de clorofila *a* na água observadas durante o período chuvoso-quente.

Cód.	Temp.	Cond.	pH	OD	turbidez	transparência	STS	N Tot	P tot	CHL	IET
unidades	°C	uS/cm		mg/L	NTU	m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
1	28,30	40,00	5,50	7,90	22,00	0,50	12,14	0,21	0,05	0,01	57
2	26,60	30,00	5,60	5,90	20,00	0,70	17,50	0,29	0,06	0,01	56
3	29,40	20,00	5,30	7,40	38,00	0,35	23,27	0,41	0,06	0,00	50
4	23,80	40,00	5,40	6,80	96,00	0,20	41,50	0,44	0,05	0,01	59
5	28,60	90,00	5,80	6,60	28,00	0,40	22,00	0,50	0,10	0,01	61
6	26,20	70,00	5,80	8,50	110,00	0,30	34,18	0,78	0,06	0,00	54
7	25,30	80,00	6,10	3,90	48,00	0,30	30,67	0,48	0,11	0,06	68
8	24,20	100,00	6,10	4,40	34,00	0,50	17,50	0,30	0,08	0,02	60
9	25,10	70,00	5,90	6,10	26,00	0,50	14,50	0,38	0,08	0,10	67
10	25,30	470,00	6,80	7,00	55,00	0,20	52,00	0,35	0,35	0,01	70
11	25,20	60,00	5,60	7,90	17,00	0,80	9,14	0,27	0,08	0,02	59
12	27,40	60,00	5,70	9,50	41,00	0,40	36,00	0,30	0,08	0,04	64
13	24,90	110,00	5,80	5,50	40,00	0,25	28,00	0,32	0,13	0,06	69
14	25,40	130,00	6,10	6,10	30,00	0,25	27,33	0,28	0,18	0,01	66
15	27,40	50,00	5,80	8,40	19,00	0,55	16,40	0,25	0,05	0,00	52
16	28,00	50,00	6,30	8,30	86,00	0,20	62,00	0,42	0,17	0,04	70
17	28,60	60,00	5,60	9,80	19,00	0,60	13,09	0,22	0,07	0,01	57
18	29,00	60,00	7,60	14,60	42,00	0,40	24,57	0,31	0,03	0,02	55
19	27,50	100,00	5,70	3,50	26,00	0,40	16,00	0,52	0,07	0,05	64
20	29,60	80,00	5,70	5,80	22,00	0,40	17,50	0,23	0,10	0,07	67
21	26,90	180,00	6,10	7,50	29,00	0,40	19,43	0,36	0,14	0,02	65
22	27,80	60,00	5,70	7,70	27,00	0,50	13,50	0,20	0,05	0,13	66
23	27,20	380,00	6,30	5,00	200,00	0,15	144,00	1,24	0,17	0,04	71
24	26,90	120,00	6,10	4,20	98,00	0,20	47,50	1,74	0,13	0,00	59
25	27,60	160,00	6,20	5,20	47,00	0,40	26,00	1,68	0,08	0,05	65
26	30,00	30,00	5,60	11,00	72,00	0,20	94,00	0,35	0,16	0,03	69
27	29,20	200,00	6,20	6,10	41,00	0,30	22,00	0,42	0,14	0,05	69
28	29,40	280,00	6,30	7,30	47,00	0,30	31,33	0,83	0,19	0,09	73
29	28,20	190,00	6,10	6,40	53,00	0,30	79,50	1,33	0,09	0,02	63
30	28,30	130,00	8,10	13,60	65,00	0,25	49,33	0,39	0,23	0,43	81
min	23,80	20,00	5,30	3,50	17,00	0,15	9,14	0,20	0,03	0,00	50
média	27,24	116,67	6,03	7,26	49,93	0,37	34,73	0,53	0,11	0,05	64
máx	30,00	470,00	8,10	14,60	200,00	0,80	144,00	1,74	0,35	0,43	81

Tabela 4 - Densidades numéricas (ind/m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio.

	1		2		3		4		5		6		7		8		10	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	648	0,9			16167	19,8			466	0,4	4	0,5	24	3,0	2	0,6	566	1,1
<i>Ascomorpha</i> sp									18	1,7								
<i>A. ecaudis</i>															34	0,9		
<i>Asplanchna sieboldi</i>									1	1,0	72	0,9	656	6,7	2	0,6	2	0,4
<i>Brachionus angularis</i>	192429	26,8	7165	0,9	33	0,5	666	1,7	26866	25,7	136	1,8	16	1,4	66	0,2	434	0,8
<i>B. angularis</i> f <i>chelonis</i>	121	0,2							266	0,3	24	0,3	48	0,4	366	1,2	134	1,9
<i>B. angularis</i> f <i>pudolabratus</i>	56113	7,9	335	0,4														
<i>B. bidentata</i> f <i>testudinarius</i>					4633	5,6												
<i>B. budapestinensis</i> f <i>lineatus</i>							6	0,6										
<i>B. calyciflorus</i>									14	1,3					34	0,9	16	2,9
<i>B. calyciflorus</i> f <i>amphiceros</i>									14	1,3	664	8,7	168	14,7	166	0,5	7666	13,7
<i>B. calyciflorus</i> f <i>anuraeiformis</i>													64	0,6				
<i>B. caudatus</i> <i>caudatus</i>									158	16,0			336	2,9				
<i>B. caudatus</i> f <i>personatus</i>									4	0,4								
<i>B. caudatus</i> f <i>austrogenitus</i>											384	5,3						
<i>B. caudatus</i> f <i>vulgatus</i>																		
<i>B. falcatus</i> <i>falcatus</i>											72	0,9						
<i>B. havanaensis</i>	5874	8,2	3835	0,5			66	0,2			8	0,1						
<i>B. mirus</i>																		
<i>B. mirus</i> f <i>angustus</i>					38	0,5			88	8,5	8	0,1					334	0,6
<i>B. mirus</i> f <i>typicus</i>			4165	0,5														
<i>B. quadridentatus</i> <i>quadridentatus</i>													16	0,1				
<i>Cephalodella</i> sp																		
<i>Collotheca</i> sp	1377	1,8	35	0,4	767	0,9							48,0	0,4	34,0	0,9		
<i>Conochilus dossuarius</i>			17835	2,3														
<i>C. unicornis</i>									66	0,6								
<i>Epiphanes macrourus</i>			5	0,6					4	0,4								
<i>Filinia longispina</i> <i>longispina</i>															34,0	0,9		
<i>F. opoliensis</i>	528	0,7	165	0,2	633	0,8					456,0	6,0	1264,0	11,4			1,0	0,2
<i>F. longita</i> f <i>limnetica</i>									86	8,2								
<i>Hexarthra intermedia</i>							2466	3,9										
<i>H. mira</i> <i>mira</i>							15	2,5									1568,0	2,8
<i>Kellicottia bostoniensis</i>					11167	13,6	66	0,2	466	0,4	24,0	0,3					366,0	0,7
<i>Keratella americana</i>	182712	25,4	12665	1,6			4334	6,9	1332	1,3	24,0	0,3	768,0	6,8	34,0	0,9	5334,0	0,5
<i>K. cochlearis</i> <i>tecta</i>					66	0,8	24366	39,8	4732	4,5	544,0	7,1	352,0	3,7	24434,0	68,2		
<i>K. lenzi</i>					411	49,9	534	0,9	188	18,0	328,0	4,3	16,0	1,4				
<i>K. tropica</i> <i>tropica</i>							3866	6,2	16	1,5	72,0	0,9	1472,0	12,9	66,0	0,2	17,0	3,4
<i>Lecane aculeata</i>																		
<i>L. bulla</i> <i>bulli</i>									66	0,6								
<i>L. curvicornis</i>									66	0,6								
<i>L. levystila</i>			335	0,4														
<i>L. lunaris</i> <i>lunaris</i>			165	0,2														
<i>L. unguinata</i>			165	0,2														
<i>Polyarthra vulgaris</i>	15223	2,1	19665	13,6	1767	2,1	11266	16,3	3732	3,6	56,0	0,7	1152,0	1,9	2734,0	7,6	14334,0	25,7
<i>P. vulgaris</i> f <i>longiremis</i>											3352,0	44,0						
<i>Pompholix</i> sp									34	3,2								
<i>Synchaeta oblonga</i>	121	0,2					66	0,2	66	0,6								
<i>S. pectinata</i>											144,0	1,9	96,0	0,8	6734,0	18,8	3234,0	5,8
<i>Trichocerca cylindrica</i>													28,0	1,8	1,0	0,3	34,0	0,7
<i>T. dixon-nutalli</i>							334	0,5										
<i>T. gracilis</i>			1335	0,2					6	0,6							5,0	0,9
<i>T. pusilla</i>	45	0,6	7335	1,0	28	3,4	134	0,2	166	1,2	24,0	3,1	1536,0	13,4	566,0	1,6		
<i>T. similis</i> <i>grandis</i>	45	0,6	4835	0,6	33	0,5	1466	2,3	8	0,8	8,0	0,1						
<i>T. stylata</i>					13	1,6												
<i>Bdelloidea</i>											56,0	0,7	176,0	1,5			166,0	2,0
Subtotal	52484	72,4	174	21,6	8846	98,2	5713	91,4	1399	99,4	6712,0	87,9	1432,0	91,2	3582,0	98,9	55368,0	99,1

Tabela 4 - Densidades numéricas (ind/m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio (contin.).

	11		12		13		14		15		16		17		18		19		20	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	166	0,2			166	0,8			1	1,1			2434	12,3	1434	7,8	2	0,7	3866	1,3
<i>Ascomorpha</i> sp	1	1,5																		
<i>A. ecaudis</i>					66	0,3	1	1,1									24	0,8		
<i>Asplanchna sieboldi</i>	2	0,3	1	0,7	1334	6,5	334	3,8	3	0,3							12	4,2	2666	10,0
<i>Brachionus angularis</i>	16166	23,8			336	1,5	34	0,4	34	0,3					34	0,2			2474	0,9
<i>B. angularis</i> f. <i>cheloni</i>	334	0,5	126	0,8			166	1,9	2666	2,7			6	3,4	2866	15,6			4932	1,7
<i>B. calyciflorus</i>	2266	3,3	15	1,0	68	3,9	466	5,4											66	0,2
<i>B. calyciflorus</i> f. <i>amphiceros</i>	434	0,6	426	2,8	1134	5,1	1834	2,9	3	0,3									2666	0,9
<i>B. calyciflorus</i> f. <i>dorcas</i>											366	17,0	1	0,6						
<i>B. caudatus caudatus</i>	266	0,4																		
<i>B. caudatus</i> f. <i>personatus</i>									3434	3,5										
<i>B. caudatus</i> f. <i>austrogenitus</i>	43	6,3	1	0,7															5866	2,5
<i>B. caudatus</i> f. <i>vulgatus</i>					466	2,1														
<i>B. falcatus falcatus</i>							34	0,4												
<i>B. mirus</i>			26	0,2																
<i>B. mirus</i> f. <i>angustus</i>													466	2,4	34	0,2	2	0,7		
<i>B. mirus</i> f. <i>laticaudatus</i>											8	4,4								
<i>B. patulus patulus</i>													2	0,1						
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i>			76	0,5	1	0,5					66	0,4					32	11,1	266	0,9
<i>Cephalodella gibba</i>																	48	1,7		
<i>C. cf. tenuita</i>																	296	1,3		
<i>Cephalodella</i> sp					34	0,2														
<i>Collotheca</i> sp			76,0	0,5			866,0	9,9	166,0	0,2	1	0,6			1266	6,9	48	1,7	66	0,2
<i>Conochilus coenobasis</i>															34	0,2	24	0,8		
<i>Conochilus dossuarius</i>											34	0,2					14	3,6		
<i>C. unicornis</i>	66,0	1,0			34,0	0,2							66	0,3	66	0,4				
<i>Epiphanes macrourus</i>																			68734	24,0
<i>Filinia comuta</i> v. <i>brachiata</i>																			8	0,3
<i>F. longispina longispina</i>																	128	4,4		
<i>F. opoliensis</i>	934,0	1,4	26,0	0,2	34,0	0,2					2166	12,0	166	0,8					34	0,1
<i>H. mira mira</i>	5,0	0,7	26,0	0,2					434,0	0,4										
<i>Kellicottia bostoniensis</i>			195,0	12,9	66,0	0,3	66,0	0,8	37,0	31,2	66	0,4	1634	8,3	134	5,6	48	1,7	56666	19,8
<i>Keratella americana</i>	4,0	5,9	476,0	3,1	734,0	3,3			67,0	6,8			234	1,2	2266	12,3	2	0,7	2666	0,9
<i>K. cochlearis tecta</i>	634,0	0,9	1276,0	8,4	734,0	3,3	134,0	1,5	1866,0	1,9			1	0,6	34	0,2	28	7,2	3866	1,3
<i>K. lenzi</i>									72,0	7,3	66	0,4							17266	6,3
<i>K. tropica tropica</i>	12566,0	18,5	126,0	0,8	63,0	28,6	1,0	1,1	28,0	2,8			66	0,3					13734	4,8
<i>Lecane aculeata</i>	34,0	0,5	26,0	0,2																
<i>L. bulla styx</i>																	2	0,7		
<i>L. luna</i>																	2	0,7		
<i>L. cf. scutata</i>															34	0,2				
<i>L. patella patella</i>																	2	0,7		
<i>Monommata</i> sp													34	0,2						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	142,0	2,9	8826,0	58,3	134,0	4,7	2534,0	28,9	36534,0	36,9	12	6,6	19	55,3	2466	13,5	288	1,7	63466	22,1
<i>P. vulgaris</i> f. <i>longiremis</i>									234,0	2,5			234	1,2					666	0,2
<i>Pompholix complanata</i>																			566	1,8
<i>Pompholix</i> sp					234,0	1,6														
<i>Synchaeta oblonga</i>																				
<i>S. pectinata</i>	234,0	0,3	16,0	0,8	266,0	1,3							234	1,3	34	0,2	184	6,4		
<i>Trichocerca bicristata</i>													2	0,1						
<i>Trichocerca cylindrica</i>	17,0	2,6	76,0	0,5	766,0	3,5	166,0	1,9	6,0	0,7					4566	24,8	12	4,2	6	0,3
<i>T. cylindrica chattoni</i>															1	0,5				
<i>T. dixon-nutalli</i>							34,0	0,4												
<i>T. pusilla</i>	61,0	9,0	226,0	1,5	1166,0	5,3	1234,0	14,6	5,0	0,6	34	0,2	3	1,5	1834	10,0	8	2,8	22	0,8
<i>T. similis</i>											34	0,2	1	0,6	166	0,9	8	2,8	66	0,2
<i>T. similis grandis</i>	134,0	1,5	1,0	0,7	1,0	0,5	4,0	4,6	3,0	0,3										
<i>T. stylata</i>	734,0	1,8	5,0	0,3																
<i>Bdelloidea</i>	66,0	1,0	5,0	0,3	1,0	0,5	266,0	3,3	66,0	0,7							656	22,8		
Subtotal	67754,0	99,9	1442,0	95,3	224,0	99,9	8768,0	99,8	9794,0	99,9	7632	42,2	19472	98,8	18268	99,3	2788	96,9	28244	98,5

Tabela 4 - Densidades numéricas (ind/m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio (contin.).

	21		22		23		24		25		26		27		28		29		30	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	2	3,2	1	0,6	66	0,3	434	3,5	15266	6,3	134	0,7					2234	4,0	3466	2,6
<i>Asplanchna sieboldi</i>	5	0,8			266	1,2			334	0,1					6	0,6			6	0,4
<i>Brachionus angularis</i>	76	1,2			6834	29,1	7	0,7	5334	2,2							66	0,1	34	0,3
<i>B. angularis f. chelonis</i>			66	0,4	1634	8,3	734	0,8	11134	4,4	18	1,8			1	1,4	1834	3,3	1634	1,2
<i>B. calyciflorus</i>					366	1,4	234	0,2	1666	0,7			6	0,3			5	0,9	46	0,3
<i>B. calyciflorus f. amphicros</i>	626	1,8			834	3,2							36	1,2			34	0,7		
<i>B. calyciflorus f. anuraeiformis</i>					34	0,1														
<i>B. caudatus caudatus</i>													2	0,7						
<i>B. caudatus f. personatus</i>	126	2,2																		
<i>B. caudatus f. austrogenitus</i>					16	8,1									2	0,3				
<i>B. dolabratus dolabratus</i>																	4	0,7		
<i>B. mirus</i>	26	0,4																		
<i>B. mirus f. angustus</i>			34	0,2			1	0,8			334	6,2								
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i>	76	1,2			1	3,8	366	0,3	334	0,1			46	1,6			3	0,5	2334	1,7
<i>B. quadridentatus f. brevispinus</i>					6	2,3														
<i>B. quadridentatus f. cluniorbicularis</i>					868	3,3			134	0,6										
<i>B. quadridentatus f. melhem</i>									134	0,5										
<i>Collotheca sp</i>	15	2,4	834	4,8	1	0,4	666	0,8	22	0,9	11934	6,4					34	0,7		
<i>Conochilus coenobasis</i>							266	1,8	1734	0,7									334	0,2
<i>C. unicornis</i>			134	6,7	34	0,1	2266	2,0	27334	1,9	1866	1,4								
<i>Dipleuchlanis propatula</i>															2	0,3				
<i>Epiphanes macrourus</i>	1	1,7	34	0,2											18	11,2			34	0,3
<i>Filinia comuta v. brachiata</i>	5	0,8																		
<i>F. opoliensis</i>					266	1,2			166	0,4									234	0,2
<i>Hexarthra intermedia</i>			134	0,8	34	0,1														
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	26	0,4	66	0,4			4934	4,3	444	17,5	4	2,2	2	0,7			3634	6,5	34	0,3
<i>Keratella americana</i>	426	6,9	5	2,9			2734	23,5	3734	1,5	16934	0,1	8	0,3			3866	6,9	566	0,4
<i>K. cochlearis tecta</i>	3126	5,2	234	1,4	4334	18,6	25134	21,8	428	17,0	6	0,3	2	0,7			162	26,9	194	14,5
<i>K. tropica tropica</i>					1634	8,3	266	0,2	322	12,7	334	0,2			1	1,4	34	6,7	1966	1,5
<i>Lecane (m) sp</i>							34	0,3							2	0,3				
<i>L. bulla bulla</i>													6	0,3	6	0,6				
<i>L. lunaris lunaris</i>							66	0,6												
<i>Lepadella patella oblonga</i>									334	0,1			2	0,7						
<i>L. patella patella</i>																	34	0,7		
<i>Mytilina bisulcata</i>													2	0,7	4	0,4				
<i>Platylas quadricornis</i>	2	0,3											2	0,7						
<i>Polyarthra vulgaris</i>	1	16,7	5834	33,9	1734	8,6	1834	9,4	11	4,3	117334	63,1	4	0,1	326	33,9	4	0,7	65466	48,8
<i>P. vulgaris f. longiremis</i>			17	9,9									4	2,2					23	1,7
<i>Pompholix complanata</i>															64	8,6				
<i>Synchaeta oblonga</i>							556	0,5												
<i>S. pectinata</i>			2866	18,6	2234	8,5			66	0,3							234	0,4		
<i>Testudinella patina f. intermedia</i>					34	0,1														
<i>Trichocerca cylindrica</i>					66	0,3			134	0,5	4	0,2	2	0,7	2	2,8	166	0,3	1766	1,3
<i>T. cylindrica chattoni</i>			34	0,2			234	0,2												
<i>T. dixon-nutalli</i>			23	13,4																
<i>T. gracilis</i>							5	0,4												
<i>T. pusilla</i>			1	0,6	35	1,3	266	0,2	3666	1,4	2534	1,4			3	3,1	566	2,9	7334	5,5
<i>T. similis</i>							466	0,4			266	0,1	18	3,7			534	1,8	2	0,1
<i>T. similis grandis</i>					34	0,1			16	0,6			256	8,9	27	2,8			12	0,9
<i>Bdelloidea</i>			2	1,2	166	0,8	15	1,3	466	0,2	134	0,7	744	25,7	32	31,4	834	1,5	8234	6,1
Subtotal	66	97,4	167	93,4	25122	96,1	8299	72,4	277	81,8	16264	87,5	1228	42,5	919	96,4	3527	62,8	116588	86,9

Tabela 5 - Densidades numéricas (ind/m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente.

	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	2500	3,6	2667	0,1	7167	4,5	1167	1,4	4833	1,3	1500	1,1	41167	10,7	2333	3,1	6333	1,3	1500	0,6
<i>Ascomorpha ecaudis</i>													1167	0,3						
<i>Asplanchna sieboldi</i>			2333	0,1	167	0,1	5	0,6	2233	0,6			25	0,7	1667	2,2	11	2,3		
<i>Brachionus angularis</i>	12000	17,4			5	0,3	167	0,2					45	1,2	15	2,2			12	5,1
<i>B. angularis f. chelonis</i>			6	0,3	2833	1,8	667	0,8							1667	14,2				
<i>B. calyciflorus</i>	167	0,2	22333	1,2	167	0,1					667	0,5	18667	4,9	13167	17,8	333	0,7	23667	1,1
<i>B. calyciflorus f. amphiceros</i>			333	0,2					124	34,4	333	0,2	2583	6,7	13333	17,8	1333	0,3	33333	14,2
<i>B. caudatus caudatus</i>													175	4,6						
<i>B. caudatus f. personatus</i>									85167	23,6	25	1,8					19	3,9	167	0,7
<i>B. caudatus f. austrogerinitus</i>																			5667	2,4
<i>B. falcatus falcatus</i>													125	3,3						
<i>B. havanaensis</i>	500	0,7																	7	3,0
<i>B. minus f. angustus</i>	3165	4,5	75333	4,4	3333	2,8														
<i>B. patulus patulus</i>															333	0,4				
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i>							1	0,1	167	0,5			1333	0,3	667	0,9	333	0,7	5	0,2
<i>B. quadridentatus f. cluniorbicularis</i>													667	0,2						
<i>Cephalodella gibba</i>					667	0,4														
<i>Collotheca sp.</i>	7000	9,9	53333	2,9	5167	3,2	1	1,2	333	0,8							1833	0,4		
<i>Conochilus coenobasis</i>	6000	8,5			5	0,3			167	0,5							5	0,1		
<i>C. dossuarius</i>					6	3,7			3167	0,9										
<i>Epiphanes macrourus</i>			162333	8,7	22167	13,9	5	0,6	3833	1,6			18833	4,9	45	0,5	1667	0,3	65	2,8
<i>Filinia cornuta v. brachiata</i>											167	0,1	167	0,4	15	2,2				
<i>F. opoliensis</i>	1330	1,9	3	0,2	25	1,6	2	2,4					1264	3,3	1833	2,4	26	5,3	2667	1,1
<i>F. longiseta longiseta</i>			2	0,2					25	5,7	5333	3,8	8	2,9						
<i>F. longiseta limnetica</i>															34	0,5				
<i>Gastropus cf. minor</i>													333	0,9						
<i>Hexarthra intermedia</i>	1167	1,7	1333	0,7					1667	0,5	15	1,8	283	0,7						
<i>H. mira mira</i>					14333	9,9											4	0,8	5	2,1
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	2830	4,2	1227333	65,9	5167	3,2	167	0,2	1667	0,5							5833	1,2		
<i>Keratella americana</i>	6500	9,2	96333	5,2	265	16,6	1667	2,0			28833	2,7	14667	3,8			4667	1,0	3667	1,6
<i>K. cochlearis cochlearis</i>									83667	23,2										
<i>K. cochlearis tecta</i>					167	0,1			7833	2,2	23667	17,9	53167	13,8	167	0,2			16667	7,1
<i>K. tropica tropica</i>	500	0,7							9167	2,5	1667	7,7	22	5,7	1333	1,6	333	0,7	57333	24,5
<i>Lecane bulla bulla</i>					2333	1,5											333	0,7		
<i>L. levystilla</i>					333	0,3									167	0,2				
<i>L. lunaris lunaris</i>																	5	0,1	167	0,7
<i>L. papuana</i>			37667	2,2	333	0,3			3167	0,9										
<i>L. quadridentata</i>					167	0,1														
<i>L. triloba</i>	167	0,2																		
<i>Lepadella patella oblonga</i>									33	0,9										
<i>Mytilina bisulcata</i>											15	1,8			5	0,7	167	0,3		
<i>Polyarthra vulgaris</i>	11167	15,9	43667	2,3	1667	6,7	4883	58,3	833	0,2	25833	18,5	56167	14,6	18167	24,2	545	11,2	5667	21,6
<i>P. vulgaris f. longiremis</i>					2833	1,8	8667	1,3												
<i>Pompholix sp.</i>																			167	0,7
<i>Synchaeta oblonga</i>					1333	0,8							283	0,7			99333	2,3		
<i>S. pectinata</i>	167	0,2			15	0,9	667	0,8					4333	1,5			162667	33,3	83	0,4
<i>S. stylata</i>													1	0,3			75	1,5		
<i>Testudinella patina patina</i>									167	0,5										
<i>T. cylindrica</i>	500	0,7			667	0,4	2167	2,6	1	0,3			5	0,1						
<i>T. dixon-nutalli</i>													167	0,4			2833	0,6	167	0,7
<i>T. gracilis</i>	1000	1,4	4	0,2	167	0,1			3	0,8			15	0,4			15667	3,3		
<i>T. pusilla</i>	1500	2,1	9333	0,6	1167	0,7	95	11,3	667	0,2	1667	1,2	1333	2,7	833	1,1	18833	3,9	667	0,3
<i>T. similis</i>			12	0,6			667	0,8											667	0,3
<i>T. similis grandis</i>					1667	1,4			167	0,5	167	0,1	3	0,8			25	0,5	1	0,4
<i>T. stylata</i>					13	8,1											1167	0,2		
<i>Bdelloidea</i>	1167	1,7	46333	2,5	1	0,6	83	1,0	1	0,3	1333	1,0	4	1,4	1	1,3	3333	0,7	1	0,4
Subtotal	59327	84,3	1807664	97,2	13452	84,5	79173	94,5	358435	99,4	15667	75,8	378298	98,7	747	98,8	452498	92,7	231	98,7

Tabela 5 - Densidades numéricas (ind./m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente (contin.).

	11		12		13		14		15		16		17		18		19		20	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	4000	1,4	2167	1,0	5500	1,2	4833	1,0	6333	2,4	1	1,9			75	3,7	19667	14,5	1333	3,4
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	667	0,2			167	0,4							167	0,1	667	0,3				
<i>Asplanchna sieboldi</i>	8167	2,8	5	0,2	1	0,2	12333	2,6	333	0,1					2	1,0	25	1,8	1333	0,4
<i>Brachionus angularis</i>	5	0,2	125	5,5	1167	0,3			2	0,8					5	0,2	5667	4,2	5333	1,5
<i>B. angularis f. elonis</i>			7167	3,5	1333	0,3	5	0,1	667	0,3							2	1,5	1667	0,5
<i>B. calyciflorus</i>	2667	0,9	39333	19,5	16667	3,7	5	0,1	29	11,2					167	0,8	1	0,7		
<i>B. calyciflorus f. amphiceros</i>	7167	2,5	6	3,0	45	1,0	8667	1,8	333	0,1					167	0,8	333	0,2	8167	2,4
<i>B. caudatus caudatus</i>	5833	2,3																		
<i>B. caudatus f. personatus</i>					41167	9,6	167	0,3	2333	7,8							1333	1,0	37667	1,9
<i>B. caudatus f. austrogenitus</i>					95	3,0	33	6,8											2333	0,7
<i>B. dolabratus dolabratus</i>											333	0,6								
<i>B. falcatus falcatus</i>							333	0,7	167	0,6	167	0,3			19	9,3			333	1,0
<i>B. havaneensis</i>							1	0,3												
<i>B. mirus</i>													333	0,3						
<i>B. patulus patulus</i>									1	0,4							2	0,1		
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i>	167	0,5			5	0,1	167	0,3											167	0,5
<i>B. quadridentatus f. cluniorbicularis</i>					1	0,2														
<i>Collotheca sp.</i>											7167	12,7	17	15,1	225	11,4			15	0,4
<i>Conochilus coenobasis</i>									833	0,3			175	15,6					6833	2,0
<i>C. dossuarius</i>															5	0,2				
<i>C. unicomis</i>					167	0,4			9	3,5			333	0,3						
<i>Epiphanes macrourus</i>	2667	0,9	21333	1,3	1667	2,3	15333	3,2	4167	1,7	1333	2,4	15	1,3	3833	1,9	6833	5,3	4333	1,3
<i>Filinia cornuta v. brachiata</i>					833	0,2									667	0,3			11333	3,3
<i>F. opoliensis</i>	15	0,5			1167	0,3	667	0,1			1	17,8			5	0,2	833	0,6	25333	7,4
<i>F. longiseta limnetica</i>																	24667	18,2		
<i>Hexarthra intermedia</i>	89167	4,0											333	0,3	167	0,6				
<i>H. mira mira</i>			13	6,3	16167	3,6	2	0,4	15	0,6							2	1,5	1833	0,5
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	5	0,2	3	1,5									1167	1,4	333	0,2	667	0,5	1333	0,4
<i>Keratella americana</i>	15	0,5	6667	3,2	235	5,2	645	13,3	114167	44,7	15	16,6	15333	13,7	27	13,2	15	1,1	37167	1,8
<i>K. cochlearis cochlearis</i>															167	0,8				
<i>K. cochlearis tecta</i>	667	0,2	7667	3,7	137833	3,3	119333	24,6	5833	2,3	4833	8,6	115	1,2	5	0,2	2333	1,7	15	0,4
<i>K. lenzi</i>																	6997	5,1		
<i>K. tropica tropica</i>	1167	0,5	333	0,2	45	8,9	1275	26,2	167	0,5	2667	4,7			167	0,8	333	0,2	9167	2,7
<i>Lecane bulle bulle</i>					167	0,4	5	0,1												
<i>L. hamata</i>													167	0,1						
<i>L. levystila</i>													167	0,1					167	0,5
<i>L. lunaris lunaris</i>	167	0,6					833	0,2					167	0,1					833	0,2
<i>L. papuana</i>	48667	16,9	333	0,2											5	0,2			48	13,9
<i>L. cf. remanei</i>																			6333	1,8
<i>L. stichaea</i>							167	0,3							333	0,2				
<i>Lepadella cf. latusinus</i>													167	0,1						
<i>Lepadella patella oblonga</i>																			2333	0,7
<i>L. patella patella</i>			167	0,9	333	0,7							5	0,4						
<i>Monommetia longiseta</i>									167	0,6										
<i>Mytilina bisulcata</i>	333	0,1					167	0,3			167	0,3							167	0,5
<i>Platyias quadricornis</i>													167	0,1						
<i>Polarthra vulgaris</i>	54667	19,0	21833	1,6	89167	19,5	5833	1,3	26833	1,4	167	0,3	667	0,6	7	3,4	34333	26,3	88667	25,7
<i>P. vulgaris f. longiremis</i>																	1667	1,2		
<i>S. pectinata</i>	415	14,4	51333	24,9	13	2,9	6667	1,4	8833	3,5	167	0,3	2	17,8	45667	22,4	3167	2,3	1833	0,5
<i>Testudinella patina patina</i>													667	0,6						
<i>Trichocerca capucina</i>					3833	0,8							167	0,1						
<i>T. cylindrica</i>	9	3,1	833	0,4	45	1,0	16667	3,4	3167	1,2	167	0,3					167	0,1		
<i>T. cylindrica chattoni</i>											5	9,9							333	1,0
<i>T. dixon-nutalli</i>			45	2,2	333	0,7	2667	0,5					1167	1,4	9667	4,7				
<i>T. gracilis</i>									333	0,1			833	0,7	21	1,4			667	0,2
<i>T. pusilla</i>	8	0,3	25	1,2	2833	4,6	8667	1,8	16333	6,3					32333	15,9	1	0,7	9833	2,9
<i>T. similis</i>																	167	0,1	167	0,5
<i>T. similis grandis</i>	3333	1,2			2	0,4	45	8,3	5333	2,6	167	0,3	1133	1,9	25	1,2				
<i>Bdelloidea</i>	2667	0,9	5	2,4	5333	1,2	3667	0,8	333	0,1	1	1,8	1667	1,5	167	0,8	1667	1,2	145	4,2
Subtotal	28747	100,0	26166	99,8	452834	99,7	477168	98,2	256175	98,9	4335	71,7	9282	82,7	23522	99,8	12851	98,9	341498	98,2

Tabela 5 - Densidades numéricas (ind./m³) dos rotíferos planctônicos nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente (contin.).

	21		22		23		24		25		26		27		28		29		30	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%		%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuraeopsis fissa</i>	12667	4,9	5833	3,7	167	0,4			267	0,4	3	0,8	12	0,9			2	7,8	247167	48,2
<i>Ascomorpha ecaudis</i>									2167	0,4							667	0,3		
<i>Asplanchna sieboldi</i>	25	1,0	833	0,5	7667	2,2	1667	0,3	3	0,5	167	0,5	4	0,3			1333	4,3		
<i>Brachionus angularis</i>	167	0,6	5	0,3	184333	48,1	9667	2,2	985	17,8			6	4,8	7	2,9	7	2,7	333	0,6
<i>B. angularis f. chelonis</i>					833	0,2	333	0,7	7	1,3	19333	5,3			33	13,7				
<i>B. bidentata bidentata</i>	333	0,1							1167	0,2										
<i>B. budapestinensis</i>																		667	0,1	
<i>B. calyciflorus</i>	1	0,4			167	0,4			5	0,9			4	0,3			4333	1,7	1	0,2
<i>B. calyciflorus f. amphiceros</i>	35	1,4											2	0,2	37667	15,7	1667	0,6		
<i>B. caudatus f. personatus</i>							6833	1,4							6667	2,8	2	7,8		
<i>B. falcatus falcatus</i>	1	3,9					667	0,1	99833	18,4	12167	3,3	44	3,5	1333	0,6				
<i>B. havanensis</i>	333	0,1			167	0,4	3833	0,9	24667	4,5			184	14,4	2667	1,1				
<i>B. mirus f. angustus</i>			1167	0,7																
<i>B. patulus patulus</i>	5	0,2					667	0,1												
<i>B. patulus v. macracanthus</i>	333	0,1																		
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i>	167	0,6			3167	0,8			167	0,3					667	0,3	333	0,1		
<i>Collotheca sp.</i>			5	3,1					3833	0,7	5	0,1	6	0,5					5	0,9
<i>Conochilus coenobasis</i>	167	0,8							5	0,9			2	0,2			333	0,1		
<i>C. dossuarius</i>			2833	1,8					1	0,2										
<i>Epiphanes macrourus</i>	6167	2,4	1833	1,2	15333	4,3	333	0,7	7	1,3	1	0,3	74	5,9	25	1,4	14333	5,6	35	0,7
<i>Filinia cornuta v. brachiata</i>													2	0,2			333	0,1		
<i>F. opoliensis</i>	13	5,5	667	0,4	1333	0,3	11333	2,4	26	4,7	167	0,5	8	0,6	333	0,1				
<i>F. longisetia limnetica</i>																				
<i>Hexarthra intermedia</i>	5	1,9	345	21,7			155	3,2	1167	0,2										
<i>H. mira mira</i>																	4	1,8		
<i>Kellicottia bostoniensis</i>			1667	1,5			2167	0,6			45	1,2					1	0,4		
<i>Keratella americana</i>	15	0,6	7667	4,8			124833	28,8	75833	13,7	61667	16,9	1	7,8	22	9,2	4333	1,7	333	0,6
<i>K. cochlearis tecta</i>	4333	1,7	5	0,3			4167	0,9	16833	3,5	333	0,9	74	5,9	667	0,3	15333	6,0	167	0,3
<i>K. tropica tropica</i>					833	0,2	145	3,3	17833	3,2			14	8,2	16	6,7	36667	14,3	5	0,9
<i>Lecane aculeata</i>	167	0,6																		
<i>L. bulla bulla</i>									1167	0,2					667	0,3	333	0,1		
<i>L. hamata</i>																	333	0,1		
<i>L. levystila</i>	5	0,2					167	0,3												
<i>L. lunaris lunaris</i>	1167	0,5	167	0,2			167	0,3	167	0,3	167	0,5	6	0,5	667	0,3				
<i>L. (m) pyriformis</i>					167	0,4														
<i>L. papuana</i>											333	0,9	124	9,7	667	0,3				
<i>L. cf. rotundata</i>																			5	0,9
<i>L. stichaea</i>			167	0,2															167	0,3
<i>Lepadella patella oblonga</i>									3833	0,7										
<i>L. patella patella</i>							167	0,3												
<i>Mytilina bisulcata</i>	667	0,3			333	0,6	167	0,3									667	0,3	167	0,3
<i>Platyias quadricornis</i>							12	0,3												
<i>Polyarthra vulgaris</i>	21333	8,3	44	27,7	21	5,5	1695	35,4	61667	11,1	587	0,2	164	12,9	55	22,9	13	5,7	3	0,6
<i>P. vulgaris f. longiremis</i>			75	4,7																
<i>Synchaeta pectinata</i>	148833	57,8	18667	11,7	54167	14,1	43	8,0					14	2,0			79333	3,9		
<i>Testudinella patina patina</i>									667	0,1			2	0,2			333	0,1		
<i>Trichocerca capucina</i>											167	0,5								
<i>T. cylindrica</i>			2833	1,8	333	0,9			1667	0,3							2333	1,0		
<i>T. gracilis</i>	15	0,5	3	1,9															1833	0,3
<i>T. pusilla</i>	15333	6,0	2333	1,5	8667	2,3			11	2,0	667	0,2	24	1,9	22333	9,3	16667	6,5	21	3,9
<i>T. similis grandis</i>	2167	0,8			167	0,4	167	0,3	7333	1,3	2	0,5	4	3,1						
<i>Bdelloidea</i>	3667	1,4	12	7,5	2167	0,5			167	0,3			16	1,3					5	0,9
Subtotal	2571	99,8	153667	96,7	311	78,6	49955	86,6	478265	88,4	16755	29,3	17	84,0	232335	96,8	253664	99,0	285834	53,4

Tabela 6: Densidades numéricas (ind/m³) dos crustáceos e outros organismos planctônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio.

	1	2	3	4	5	6	7	8	10									
	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%								
CLADOCERA																		
<i>Alona cf poppei</i>			400	0,5														
<i>Alonella</i> sp	4	0,6																
<i>Bosmina hagmanni</i>	713	1,0																
<i>Bosmina longirostris</i>			83335	1,3	1640	0,2	23840	3,8	220	0,2	80	0,1	800	0,7	20	0,6	380	0,7
<i>Bosminopsis deltersi</i>			522335	84,7	280	0,3	12800	2,5										
<i>Daphnia ambigua</i>	65	0,9																
<i>Daphnia gessneri</i>	4	0,6			400	0,5												
<i>Diaphanosoma birgei</i>	194	0,3	18000	2,8	320	0,4		1580	0,1			280	0,2					
<i>Diaphanosoma brevimanus</i>					80	1,0	3820	0,6										
<i>Diaperione dadey</i>			20	0,2				20	0,2									
<i>Moina micrura</i>							2320	0,4	1540	0,1	320	0,4						
<i>Moina minuta</i>	8	0,1	11165	1,4	10640	1,3	6640	1,6				8240	7,2	60	0,2	2540	0,5	
<i>Simoccephalus cf latirostris</i>							20	0,3										
Chironomidae (NI)	28	0,4			10	0,1												
<i>Ilyocryptus spinifer</i>					10	0,1			40	0,4								
Subtotal	1016	0,1	632855	78,4	13780	1,7	49440	7,9	3380	0,3	400	0,5	9320	8,1	80	0,2	2920	0,5
COPEPODA CYCLOPOIDA																		
náuplios	112551	15,7	5	0,6	280	0,3	2632	0,4	280	0,3	3780	4,9	580	0,5	40	0,1	440	0,8
copepoditos	74889	1,4	115	0,1	150	0,2	896	0,1	1680	0,2	720	0,9	280	0,2	20	0,6	560	0,1
<i>Acanthocyclops</i> sp machos							520	0,8										
<i>Acanthocyclops</i> sp fêmeas							140	0,2										
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> machos														20	0,6	100	0,2	
<i>E. pseudoensifer</i> fêmeas																	40	0,7
<i>Mesocyclops longisetus</i> fêmeas																	40	0,7
<i>M. longisetus</i> fêmeas ovedas																	20	0,4
<i>Microcyclops</i> sp fêmeas																	20	0,4
<i>Thermocyclops decipiens</i> machos	1457	0,2	15	0,2								20	0,2					
<i>T. decipiens</i> fêmeas	842	0,1	55	0,7	20	0,2												
<i>T. decipiens</i> fêmeas ovedas	130	0,2																
<i>Thermocyclops inversus</i> machos	2124	0,3	5	0,6	50	0,7			680	0,8								
<i>T. inversus</i> fêmeas	2364	0,3			10	0,1			480	0,5								
<i>T. inversus</i> fêmeas ovedas	1336	0,2							40	0,4								
<i>Tropocyclops prasinus</i> machos					20	0,2												
<i>T. prasinus</i> fêmeas					10	0,1												
Subtotal	195703	27,2	195	0,2	520	0,6	3988	0,6	3140	0,3	4480	5,9	840	0,7	80	0,2	1220	0,2
COPEPODA CALANOIDA																		
náuplios					70	0,9			180	0,2	4320	5,7	100	0,9			320	0,6
copepoditos					40	0,5	40	0,5									140	0,3
Subtotal	0		0		110	0,1	40	0,6	180	0,2	4320	5,7					460	0,8
COPEPODA POECILOSTOMATOIDA																		
náuplios					200	0,2											280	0,5
copepoditos																		
CHABORIDAE	1555	0,2										20	0,2	20	0,6			
CHIRONOMIDAE			20	0,2	80	1,0					20	0,3						
PLECOPTERA			5	0,6														
OLIGOCHAETA																	120	0,2
NEMATODA												20	0,2					
Total de organismos na amostra	718758	100,0	807075	100,0	823150	100,0	624788	100,0	1046580	100,0	76340	100,0	114500	100,0	358200	100,0	568540	100,0

Tabela 6: Densidades numéricas (ind/m³) dos crustáceos e outros organismos planctônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio (contin.).

	11		12		13		14		15		16		17		18		19		20	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
CLADOCERA																				
<i>Bosmina longirostris</i>									9900	1,2	7	3,9	4	0,2	1	0,5	8	0,3	6	0,3
<i>Bosminopsis deitersi</i>													164	0,8	2	0,2				
<i>Daphnia</i> jovem													2	0,1						
<i>Daphnia gessneri</i>			20	0,1											2	0,2				
<i>Diaphanosoma birgei</i>									180	0,2	228	1,3	12	0,7			4	0,1		
<i>Diaphanosoma brevireme</i>			240	0,2					460	0,5										
<i>Macrothrix laticornis</i>															2	0,2				
<i>Moina minuta</i>	640	0,9	20	0,1	40	0,2	20	0,2	3940	0,4			56	0,3	12	0,7			3896	1,4
<i>Hyocryptus spinifer</i>	20	0,3													2	0,2				
Subtotal	660	1,0	280	0,2	40	0,2	20	0,2	14480	1,5	928	6,1	238	1,3	12	0,7	12	0,4	392	1,4
COPEPODA CYCLOPOIDA																				
náuplios	20	0,3	4760	3,1			20	0,2	2520	0,3	2366	14,0	2	0,1	4	0,2	4	1,4	98	0,3
copepoditos			740	0,5					1720	0,2	1934	1,7	4	0,2	2	0,2	32	1,1	116	0,4
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> machos	20	0,3							40	0,4										
<i>Mesocyclops longisetus</i> machos											2	0,1								
<i>Metacyclops mendocinus</i> machos																			24	0,8
<i>M. mendocinus</i> fêmeas																			8	0,3
<i>M. mendocinus</i> fêmeas ovadas																			2	0,7
<i>Thermocyclops decipiens</i> machos											2	0,1								
<i>Thermocyclops inversus</i> machos											6	0,3								
<i>Thermocyclops minutus</i> machos			20	0,1																
Subtotal	40	0,6	5520	3,6	0		20	0,2	4280	0,4	431	23,8	6	0,3	6	0,3	72	2,5	248	0,9
COPEPODA CALANOIDA																				
náuplios	20	0,3	1260	0,8							3666	2,3								
copepoditos											1534	0,5							2	0,7
											38	0,2								
											54	0,3								
											2	0,1								
Subtotal	20	0,3	1260	0,8	0		0		0		52	20,8							2	0,7
COPEPODA HARPACTICOIDA																				
copepoditos															2	0,2	2	0,7		
COPEPODA POEILSTOMATOIDA																				
náuplios					280	0,1	100	0,1	40	0,4							6	0,3	4	0,1
copepoditos			20	0,1													6	0,3		
adultos machos													2	0,1	2	0,2				
CHABORIDAE																				
									60	0,7	4	0,2								
CHIRONOMIDAE																				
															2	0,2			2	0,7
OLIGOCHAETA																				
							40	0,5	80	0,9									2	0,7
Total de organismos na amostra	678260	100,0	151260	100,0	220360	100,0	87820	100,0	989800	100,0	1874	1,0	19716	1,0	18396	1,0	2878	1,0	286562	1,0

Tabela 6: Densidades numéricas (ind/m³) dos crustáceos e outros organismos plancônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período estiagem-frio.

	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30										
	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%		
CLADOCERA																				
<i>Bosmina longirostris</i>			596	3,5			1584	1,4	56	0,2	22934	12,3	152	52,6	3	3,1	54	0,6	6566	4,9
<i>Bosmina longirostris</i> (machos)																		46	0,3	
<i>Bosminopsis deltersi</i>	2	0,3					6	0,5						2	0,3					
<i>Daphnia joveri</i>																				
<i>Daphnia gessneri</i>																				
<i>Diaphanosoma birgei</i>			2	1,2			1	0,9	24	0,9	228	0,1				4	0,7	16	0,8	
<i>Diaphanosoma brevireme</i>			48	0,3					4	0,2	48	0,3	6	0,3						
<i>Macrothrix labcornis</i>																				
<i>Moina minuta</i>	96	1,5	1	0,6	916	3,6	15	0,1	152	0,6	1	0,5	6	0,3		666	1,2	6	0,4	
<i>Hyocryptus spinifer</i>																				
Subtotal	98	1,6	654	5,0	916	3,6	184	1,6	272	0,2	2322	12,5	1532	53,1	32	3,3	616	1,8	6724	5,9
COPEPODA CYCLOPOIDA																				
núpios	18	0,3	8	0,5	1	0,4	293	2,4	36666	14,5	2	0,2	12	3,5	4	0,4	1434	10,5	8634	6,4
copepoditos	32	0,5	12	0,7	68	0,3	966	0,8	8534	3,4	44	0,2	22	0,8	4	0,4	21	3,7	2266	1,7
<i>Eucyclops pseudoensis</i> machos					1	0,4														
<i>E. pseudoensis</i> fêmeas					2	0,8														
<i>E. pseudoensis</i> fêmeas ovadas					2	0,8														
<i>Mesocyclops longistatus</i> machos																				
<i>Mesocyclops mendocinus</i> machos									216	0,9	2	0,2				1166	2,8	22	0,2	
<i>M. mendocinus</i> fêmeas									72	0,3	2	0,2				9	1,7	4	0,3	
<i>M. mendocinus</i> fêmeas ovadas									24	0,9						74	0,1	2	0,1	
<i>Thermocyclops decipiens</i> machos							6	0,5	136	0,5										
<i>T. decipiens</i> fêmeas							2	0,2												
<i>Thermocyclops inversus</i> machos	2	0,3																		
<i>Tropocyclops prasinus</i> machos							12	0,1												
<i>T. prasinus</i> fêmeas							1	0,9												
<i>T. prasinus</i> fêmeas ovadas							12	0,1												
Subtotal	52	0,8	2	0,1	92	0,4	3296	2,3	45648	18,3	5	0,3	124	4,3	8	0,8	14674	28,2	1928	1,1
COPEPODA CALANOIDA																				
núpios	2	0,3	232	1,3			66	0,6	24	0,9										
copepoditos			28	0,2				16	0,5					4	0,4					
<i>Notodileptomus</i> sp machos																				
<i>Notodileptomus</i> sp fêmeas																				
<i>Notodileptomus</i> sp fêmeas ovadas																				
Subtotal	2	0,3	26	1,5			66	0,6	256	0,1				4	0,4					
COPEPODA HARPACTICOIDA																				
copepoditos																				
COPEPODA POECILOSTOMATOIDA																				
núpios	12	0,2	6	0,3	4	0,2			4	0,2										
copepoditos																				
adultos machos																				
CHAEBORIDAE			2	0,1																
CHIRONOMIDAE			2	0,1			6	0,5					6	0,3						
OLIGOCHAETA					6	0,2									2	0,3				
NEMATODA																				
OSTRACODA					6	0,2														
Total de organismos na amostra	6224	1,0	17214	1,0	26134	1,0	115198	1,0	253246	1,0	185878	1,0	289	1,0	963	1,0	566	1,0	13424	1,0

Tabela 7: Densidades numéricas (ind./m³) dos crustáceos e outros organismos plancônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente.

	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%	ind./m3	%
CLADOCERA																				
<i>Alona cf poppei</i>			3	0,2	3	0,2														
<i>Alona cf retangula</i>							8	1,0												
<i>Bosmina longirostris</i>	14	0,2	2196	1,2	1948	12,2	65	0,8									612	1,3	2	0,9
<i>Bosminopsis deitersi</i>	1	0,1	54	0,3													256	0,5		
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>															4	0,5				
<i>Daphnia gessneri</i>					4	0,2														
<i>Diaphanosoma birgei</i>	3	0,4	292	0,2	14	0,6	147	1,8	32	0,9			1	0,3			876	1,8	6	0,3
<i>Diaphanosoma brevireme</i>			28	0,2													28	0,6		
<i>Disparalona dedey</i>													7	0,2						
<i>Macrothrix sp</i>	2	0,3																		
<i>Macrothrix trisenalis</i>							6	0,7												
<i>Moina minuta</i>			28	0,2	244	1,5	55	0,7	76	0,2	536	3,8	13	0,3	1	0,1	676	1,4	124	0,5
<i>Simoccephalus cf latirostris</i>					2	0,1														
<i>Ilyocryptus spinifer</i>					24	0,1	3	0,4			4	0,3								
Subtotal	2	0,3	333	1,8	2365	14,8	284	3,4	18	0,3	54	3,9	138	0,4	14	0,2	27	5,5	132	0,6
COPEPODA CYCLOPOIDA																				
náuplios	74	10,0	6	0,3	28	0,2	79	0,9			1588	11,4	23	0,6	11	0,1	232	0,5	27	0,1
copepoditos	36	5,1	24	0,1	2	0,1	83	1,0	3	0,8	1224	8,8	13	0,3	9	0,1	388	0,8	63	0,3
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> machos					1	0,6	3	0,4			5	0,4	1	0,3	2	0,3			1	0,4
<i>E. pseudoensifer</i> fêmeas											8	0,6	1	0,3					2	0,9
<i>Mesocyclops longisetus</i> machos	1	0,1																		
<i>M. longisetus</i> fêmeas	6	0,9																		
<i>Thermocyclops decipiens</i> machos	5	0,7	2	0,2					1	0,3							152	0,3		
<i>T. decipiens</i> fêmeas	7	1,0															32	0,7		
<i>T. decipiens</i> fêmeas ovadas																	1	0,2		
<i>Thermocyclops inversus</i> machos	5	0,7																		
Subtotal	188	15,5	86	0,5	58	0,4	165	2,0	4	0,1	2825	2,3	362	0,9	22	0,3	85	1,8	93	0,4
COPEPODA CALANOIDA																				
náuplios			68	0,4	116	0,7			1	0,3							48	1,0	67	0,3
copepoditos			16	0,9					8	0,2							16	0,3	12	0,5
<i>Notodiaptomus sp</i> machos			1	0,5																
<i>Notodiaptomus kieferi</i> machos																			1	0,4
Subtotal			85	0,5	116	0,7			18	0,3							64	0,1	8	0,3
COPEPODA HARPACTICOIDA																				
copepoditos															1	0,1				
COPEPODA POECILOSTOMATOIDA																				
náuplios					1	0,5					2	0,1	5	0,1	48	0,6				
copepoditos			4	0,2			3	0,4			1	0,7								
adultos machos							1	0,1					1	0,3						
CHAEBORIDAE																				
			1	0,5																
CHIRONOMIDAE																				
	1	0,1			12	0,7	9	0,2	2	0,6	4	0,3	4	0,1	3	0,4			2	0,9
OLIGOCHAETA																				
															5	0,7				
NEMATODA																				
											1	0,7								
Total de organismos na amostra	7417	100	1863121	100	1622	100	83793	100	36655	100	139397	100	383398	100	74937	100	488188	100	2347	100

Tabela 7: Densidades numéricas (ind/m³) dos crustáceos e outros organismos planctônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente (contin.).

	CH 11		CH 12		CH 13		CH 14		CH 15		CH 16		CH 17		CH 18		CH 19		CH 20	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
CLADOCERA																				
<i>Alona cf. deividi</i>	2	0,7																		
<i>Alona cf. guttata</i>															1	0,5				
<i>Boeckina longirostris</i>					1	0,2	242	0,5	23	0,9			82	0,7	4	0,2	2	0,1		
<i>Bosminopsis deitersi</i>													1	0,9	1	0,5	4	0,3		
<i>Diaphanosoma birgei</i>	2	0,7	3	0,1	2	0,4			21	0,8			4	0,4	1	0,5	3	0,2		
<i>Disparalona decaryi</i>																	112	0,8		
<i>Macrothrix triseriata</i>			5	0,2					2	0,8										
<i>Moina minuta</i>	22	0,8	18	0,9	56	0,1			21	0,8			4	0,4	4	0,2	1236	0,9	127	0,4
<i>Hyocryptus spinifer</i>	1	0,3																		
Subtotal	25	0,9	26	0,1	59	0,1	242	0,5	274	1,8			91	0,8	1	0,5	1357	10,0	127	0,4
COPEPODA CYCLOPOIDA																				
náuplios			1	0,004	41	0,023	512	1,539	4	0,154	12633	22,43	14167	12,82	16	0,785	36	0,205	23	0,888
copepoditos	1	0,3	1	0,5	27	0,6	16	0,3	3	0,1	4	0,7	2	0,2	7	0,3	84	0,6	2	0,6
<i>Acanthocyclops</i> sp machos							1	0,3												
<i>Acanthocyclops</i> sp fêmeas							1	0,3												
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> machos							1	0,3									5	0,4		
<i>E. pseudoensifer</i> fêmeas																	3	0,2		
																	2	0,1		
<i>Mesocyclops longisetus</i> machos											2	0,4								
<i>Metacyclops mendocinus</i> machos									4	0,2									7	0,2
<i>M. mendocinus</i> fêmeas							1	0,3	2	0,8										
<i>Thermocyclops decipiens</i> machos							1	0,3			3	0,5								
<i>T. decipiens</i> fêmeas											2	0,356	1	0,009						
<i>Thermocyclops inversus</i> machos																	2	0,147		
<i>T. prasinus</i> fêmeas																	5	0,009		
<i>T. prasinus</i> fêmeas ovadas																	6	0,4		
Subtotal	1	0,3	2	1,0	68	0,1	533	2,0	13	0,5	13373	23,7	14197	12,6	23	0,1	13	1,0	32	0,9
COPEPODA CALANOIDA																				
náuplios					15	0,3					25	4,4	4333	3,9					126	0,4
copepoditos					3	0,7					2	0,4							3	0,9
<i>Notodiaptomus</i> sp machos											1	0,2								
Subtotal					18	0,4					253	4,5	4333	3,9					129	0,4
COPEPODA POECILOSTOMATOIDA																				
náuplios							32	0,859	2	0,773										
copepoditos			2	0,009																
CHABORIDAE																				
															1	0,5				
CHIRONOMIDAE																				
			1	0,5	6	0,1	56	0,1			9	0,2			1	0,5	8	0,6	1	0,3
OLIGOCHAETA																				
					3	0,7														
NEMATODA																				
																	1	0,7		
Total de organismos na amostra	28773	100	26476	100	454374	100	485798	100	25985	100	56328	100	112242	100	23872	100	13591	100	344388	100

Tabela 7: Densidades numéricas (ind/m³) dos crustáceos e outros organismos planctônicos presentes nos pesqueiros amostrados no período chuvoso-quente (contin.).

	21		22		23		24		25		26		27		28		29		30	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
CLADOCERA																				
<i>Alona cf. deividi</i>	3	0,1																		
<i>Alona cf. retangularis</i>																	6	0,2		
<i>Bosmina longirostris</i>			5	0,3			2	0,4	92	0,2	176	2,9	156	1,2	1	0,4				
<i>Bosminopsis deitersi</i>			72	0,5							1	0,3								
<i>Caridophina cornuta ngeudi</i>							8	0,2												
<i>Diaphanosoma birgei</i>			29	0,2					13	0,2	924	2,5	84	0,7			24	0,9	4	0,7
<i>Macrothrix latirostris</i>	3	0,1																		
<i>Macrothrix triariae</i>													1	0,8			1	0,4		
<i>Alona minuta</i>	7	0,3	411	2,6	18	2,6	2664	5,6	6	0,2	376	1,3	48	0,4	24	1,0	6	0,2	1	0,2
<i>Simoccephalus semulatus</i>											1	0,3								
<i>Ilyocryptus spinifer</i>																	1	0,4		
Subtotal	1	0,4	517	3,3	18	2,6	2692	5,6	111	0,3	2378	0,5	289	2,3	25	0,1	92	0,4	5	0,9
COPEPODA CYCLOPOIDA																				
nauplios	17	0,7	3	0,2	5628	14,7	158	3,3	612	11,6	282	57,5	944	7,5	34	1,4	112	0,4	1755	32,8
copepoditos	2	0,8	4	0,3	1468	3,8	2468	5,2	1128	2,4	1988	6,4	796	0,2	124	0,5	72	0,3	95	1,8
<i>Eucyclops pseudoaniser m</i>					2	0,5							1	0,8					1	0,2
<i>E. pseudoaniser fêmeas</i>							2	0,4					6	0,5						
<i>E. pseudoaniser fêmeas ovadas</i>													1	0,8						
<i>Metacyclops mendocinus machos</i>					76	0,2														
<i>M. mendocinus fêmeas</i>					7	0,2														
<i>Thermocyclops decipiens machos</i>					5	0,1	14	0,2	96	0,2	58	1,4					1	0,4	46	0,9
<i>T. decipiens fêmeas</i>							28	0,6	4	0,7	84	0,2			1	0,4	1	0,4	31	0,6
<i>T. decipiens fêmeas ovadas</i>											24	0,7							13	0,2
<i>Tropocyclops prasinus machos</i>	1	0,4	7	0,4																
<i>T. prasinus fêmeas</i>			3	0,2																
<i>T. prasinus fêmeas ovadas</i>			1	0,6																
Subtotal	37	0,1	7	0,4	7186	18,8	4182	0,7	7348	13,8	23424	84,2	1748	13,7	465	1,9	186	0,7	18591	34,7
COPEPODA CALANOIDA																				
nauplios			5	0,3			28	0,8	56	0,1					264	2,0			635	11,9
copepoditos															8	0,3			3	0,6
Subtotal			5	0,3			28	0,6	56	0,1					272	1,1			638	11,9
CHABORIDAE																				
CHIRONOMIDAE	3	0,1	2	0,1	3	0,8	12	0,3	12	0,2	16	0,4	5	0,4	3	0,1			2	0,4
PLECOPTERA																			2	0,4
OLIGOCHAETA	1	0,4			4	0,1			1	0,2	3	0,8			5	0,3	2	0,8		
Total de organismos na amostra	257511	100	158977	100	38311	100	47995	100	553545	100	364965	100	12742	100	2435	100	256464	100	535344	100

Tabela 8: Táxons da comunidade zooplancônica presentes nas amostras coletadas nos dois períodos estudados (+ presença; - ausência)

	Estiagem/Frio	Chuvoso/quente
ROTIFERA		
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	+	+
<i>Ascomorpha</i> sp	-	-
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1859)	+	+
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1954)	+	+
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	+	+
<i>Brachionus angularis chelonis</i> (Ahlstrom, 1940)	+	+
<i>Brachionus angularis pseudolabratus</i> (Ahlstrom, 1940)	+	-
<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson 1889	-	-
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday 1885	+	-
<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	+	+
<i>Brachionus calyciflorus amphiceros</i> (Ehrb., 1838)	+	+
<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i> (Brehm, 1909)	+	-
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday 1884	+	+
<i>Brachionus caudatus austrogenitus</i> Ahlstrom, 1940	+	+
<i>Brachionus caudatus personatus</i> Ahlstrom, 1940	+	+
<i>Brachionus caudatus vulgatus</i> Ahlstrom, 1940	+	-
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring 1915	+	+
<i>Brachionus falcatus falcatus</i> Zacharias 1898	+	+
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet 1911	+	+
<i>Brachionus mirus mirus</i> Daday 1905	+	+
<i>Brachionus mirus angustus</i> (Koste, 1972)	-	-
<i>Brachionus mirus laticaudatus</i> Paggi 1973	-	-
<i>Brachionus patulus patulus</i> (O. F. Muller, 1786)	+	+
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Hermann 1783	+	+
<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i> (Ehrb, 1832)	+	-
<i>Brachionus quadridentatus cluniorbicularis</i> (Skorikov, 1894)	+	+
<i>Brachionus quadridentatus melheri</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	-
<i>Cephalodella</i> sp	+	-
<i>Cephalodella gibba gibba</i> (Ehrb, 1832)	+	+
<i>Cephalodella tenuiseta</i> H. & M. 1924	+	-
<i>Collotheca</i> sp	+	+
<i>Conochilus coenobasis</i> Skorikov 1914	+	+
<i>Conochilus dossuarius dossuarius</i> (Hudson, 1875)	+	+
<i>Conochilus unicomis</i> Rousselet, 1892	+	+
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	+	-
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	+
<i>Filinia cornuta brachiata</i> (Rousselet, 1901)	+	+
<i>Filinia longiseta limnetica</i> (Zacharias, 1893)	+	+
<i>Filinia longiseta longiseta</i> (Ehrb., 1834)	+	+
<i>Filinia opoliensis opoliensis</i> (Zacharias, 1981)	+	+
<i>Gastropus cf. minor</i> (Rousselet, 1892)	-	+
<i>Hexarthra intermedia intermedia</i> (Wiesniewski, 1929)	+	+
<i>Hexarthra mira mira</i> (Hudson, 1871)	+	+
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	+	+
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	+	+
<i>Keratella cochlearis tecta</i> (Laterborn, 1900)	+	+
<i>Keratella lenzi lenzi</i> (Hauer, 1953)	+	-
<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstein 1907)	+	+
<i>Lecane</i> (M.) sp	+	-
<i>Lecane bulla bulla</i> (Gosse 1886)	+	+
<i>Lecane bulla styrax</i> (H. & M., 1926)	+	-
<i>Lecane lunaris lunaris</i> (Ehrb., 1892)	+	+
<i>Lecane cf. scutata</i> (H. & M., 1926)	+	-
<i>Lecane</i> (s. str.) sp	-	+
<i>Lecane aculeata aculeata</i> (Jakubski, 1912)	+	-
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	+	-
<i>Lecane hamata</i> (Stockes, 1896)	-	+
<i>Lecane levystilla levystilla</i> (Olofsson, 1917)	+	+
<i>Lecane luna luna</i> (Muller, 1776)	+	-
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrb 1892)	-	+

<i>Lecane unguitata unguitata</i> (Fadeew, 1925)	+	-
<i>Lecane proiecta</i> Hauer 1956	-	+
<i>Lecane stichaea stichaea</i> Haring 1913	+	-
<i>Lepadella cf latusinus</i> (Hilgendorf, 1899)	-	+
<i>Lepadella patella oblonga</i> (Ehrb., 1834)	+	+
<i>Lepadella patella patella</i> (O. F. Muller, 1786)	+	+
<i>Monommata longiseta</i> (O. F. Muller, 1786)	+	+
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	+	+
<i>Platylas quadricornis quadricornis</i> (Ehrb., 1832)	+	+
<i>Polyarthra vulgaris vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+
<i>Polyarthra vulgaris f longiremis</i> (Carlin, 1943)	+	+
<i>Pompholix</i> sp	+	+
<i>Pompholix complanata</i> Gosse 1851	+	-
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg 1831	+	+
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg 1832	+	+
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski 1839	-	+
<i>Testudinella patina intermedia</i> Anderson 1898	+	-
<i>Testudinella patina patina</i> (Hermann, 1783)	-	+
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	+	-
<i>Trichocerca capuccina</i> Wierzejski & Zacharias 1893	-	+
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Im Hoff, 1891)	+	+
<i>Trichocerca cylindrica chattoni</i> (Beauchamp, 1907)	+	+
<i>Trichocerca dixon-nutalli</i> Jennings 1903	+	+
<i>Trichocerca gracilis</i> (Tessin, 1890)	+	+
<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	+	+
<i>Trichocerca similis similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+
<i>Trichocerca similis grandis</i> (Hauer, 1965)	+	+
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	+	+
<i>Bdelloidea</i>	+	+
PROTOZOA		
<i>Thecamoeba</i>	+	+
<i>Ciliophora</i>	-	+
GASTROTRICHA	-	+
CLADOCERA		
<i>Alona</i> sp	-	+
<i>Alona cf guttata</i> (Sars, 1901)	-	+
<i>Alona cf poppei</i> Richard, 1897	+	+
<i>Aona cf rectangula</i> Sars, 1861	-	+
<i>Alonella</i> sp	+	-
<i>Bosmina hegmanni</i> (Stingelin, 1904)	+	-
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)	+	+
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard, 1895)	+	+
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i> (Richard, 1894)	+	+
<i>Daphnia ambigua</i> (Scourfield, 1947)	+	-
<i>Daphnia gessneri</i> (Hersbst, 1967)	+	+
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	+	+
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	+	+
<i>Disparalona dadey</i> (Birge, 1910)	+	+
<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrich, 1884)	+	+
<i>Macrothrix</i> sp	-	+
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)	+	+
<i>Macrothrix triserialis</i>	-	+
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	+	-
<i>Moina minuta</i> (Hansen, 1899)	+	+
<i>Simocephalus cf latirostris</i> (Brady, 1866)	+	+
<i>Chydoridae</i> (N)	+	-
COPEPODA CYCLOPOIDA		
<i>Náuplios</i>	+	+
<i>Copepoditos</i>	+	+
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	+	+
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> (Dussart, 1984)	+	+
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiébaud, 1914)	+	+
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	+	+

<i>Microcyclops</i> sp	+	-
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	+	+
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936	+	+
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	+	-
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fisher, 1860)	+	-
COPEPODA CALANOIDA		
Náuplios	+	+
Copepoditos	+	+
<i>Notodiaptomus cf henseni</i> (Dahl, 1894)	+	+
<i>Notodiaptomus</i> sp	-	+
COPEPODA HARPACTICOIDA		
Copepoditos	+	+
COPEPODA POECILOSTOMATOIDA		
Náuplios	+	+
Copepoditos	+	+
adultos	+	+
CHAOBORIDAE	+	+
CHIRONOMIDAE	+	+
PLECOPTERA	+	-
OLIGOCHAETA	+	+
NEMATODA	+	+
OSTRACODA	+	-
TOTAL	122	104

Tabela 9: Valores de riqueza, diversidade e equitatividade da comunidade zooplancônica pesqueiros amostrados durante o período estiagem-frio.

PESQUEIRO	RIQUEZA	DIVERSIDADE	EQUITATIVIDADE
1	24	2.73	0.14
2	27	1.87	0.10
3	31	2.27	0.12
4	25	2.97	0.15
5	35	3.40	0.17
6	27	3.12	0.19
7	28	3.74	0.22
8	23	1.51	0.08
10	30	2.90	0.15
11	29	3.18	0.16
12	30	2.41	0.14
13	24	3.06	0.17
14	21	3.10	0.19
15	30	2.67	0.13
16	21	3.24	0.19
17	25	2.35	0.13
18	28	3.09	0.18
19	30	3.77	0.25
20	32	3.12	0.15
21	22	2.54	0.16
22	28	3.09	0.18
23	33	3.57	0.20
24	32	2.99	0.15
25	33	3.45	0.16
26	23	1.94	0.09
27	22	2.06	0.14
28	21	2.69	0.20
29	25	3.36	0.18
30	27	2.71	0.13

Tabela 10: Valores de riqueza, diversidade e equitatividade da comunidade zooplancônica pesqueiros amostrados durante o período chuvoso-quente.

PESQUEIRO	RIQUEZA	DIVERSIDADE	EQUITATIVIDADE
1	29	3.70	0.23
2	34	2.11	0.10
3	43	4.03	0.23
4	29	2.42	0.15
5	31	2.62	0.14
6	24	3.22	0.19
7	38	3.99	0.22
8	28	3.24	0.20
9	37	3.37	0.18
10	33	3.26	0.18
11	29	2.95	0.16
12	27	3.38	0.19
13	38	3.34	0.18
14	36	3.21	0.17
15	32	2.93	0.16
16	24	3.17	0.20
17	32	3.35	0.20
18	36	3.30	0.19
19	35	3.52	0.21
20	39	3.68	0.20
21	35	2.54	0.14
22	30	3.34	0.19
23	26	2.52	0.14
24	31	2.89	0.15
25	37	3.58	0.19
26	26	2.25	0.12
27	31	3.95	0.23
28	26	3.29	0.18
29	33	3.42	0.19
30	26	1.97	0.10

Tabela 11: Correlações das variáveis físicas, químicas e clorofila a com os eixos 1 e 2, correspondentes ao período estiagem-frio

VARIÁVEIS	EIXO 1	EIXO 2
Temperatura (TEMP)	-0.068	0.167
Condutividade (COND)	-0.388	0.083
pH	0.023	0.561
Oxigênio dissolvido (OD)	-0.038	0.570
transparência (TRANSP)	0.306	0.455
Sólidos totais em suspensão (STS)	-0.465	-0.023
Nitrogênio inorgânico (Ninorg)	-0.363	-0.208
Fósforo total (PT)	-0.471	0.198
Clorofila a (CHL)	-0.423	0.190
Variância explicada	34,00%	21,80%

Tabela 12: Correlações das variáveis físicas, químicas e clorofila a com os eixos 1 e 2, correspondentes ao período chuvoso-quente

VARIÁVEIS	EIXO 1	EIXO 2
Temperatura (TEMP)	0.036	0.347
Condutividade (COND)	0.407	-0.165
pH	0.367	0.350
Oxigênio dissolvido (OD)	-0.013	0.614
transparência (TRANSP)	-0.442	0.109
Sólidos totais em suspensão (STS)	0.435	-0.075
Nitrogênio inorgânico (Ninorg)	0.289	-0.363
Fósforo total (PT)	0.434	0.067
Clorofila a (CHL)	0.204	0.446
Variância explicada	37,60%	21,60%

Tabela 13: Correlações dos taxons de rotíferos com os eixos 1 e 2, correspondentes ao período estiagem-frio

TAXONS	EIXO 1	EIXO 2
Afissa	0.2536	0.0086
Ascomorp	0.1367	0.1045
Aecaudis	-0.0372	-0.2002
Asiebold	0.1823	-0.1685
Bangular	0.2788	0.1711
Bbidenta	-0.0335	0.0577
Bbudapes	-0.0169	0.1199
Bcalycif	0.2235	-0.1073
Bcaudatu	0.1817	-0.0257
Bdolabra	0.0378	-0.0742
Bfalcatu	-0.0124	-0.0375
Bhavanae	-0.1334	0.2290
Bmirus	-0.0581	0.2273
Bpatulus	0.0158	0.0701
Bquadrid	0.0649	-0.2263
Cephalod	0.0710	-0.0853
Cgibba	-0.1390	-0.2018
Ctenuise	-0.1390	-0.2018
Collothe	-0.0289	0.0168
Ccoenoba	0.0641	-0.0748
Cdossuar	-0.2305	0.0549
Cunicorn	0.1666	0.0433
Dpropatu	-0.1183	-0.0471
Emacrou	0.0110	0.1011
Fcornuta	0.0615	-0.0061
Flongise	-0.0010	-0.0114
Fopolien	0.1047	0.0159
Hinterme	-0.0086	0.0697
Hmira	0.0944	0.0708
Kbostoni	0.1595	0.0181
Kamerica	0.1824	0.1571
Kcochlea	0.2560	-0.0831
Klenzi	0.0813	0.1330
Ktropica	0.3122	-0.0386
Lecanesp	-0.0176	0.0391
Laculeat	0.1015	-0.0150
Lbulla	-0.1032	-0.0306
Lcurvico	0.0856	0.1386
Llevysti	-0.1494	0.2085
Liuna	-0.1390	-0.2018
Liunaris	-0.0603	0.1857
Lscutata	-0.0026	0.0193
Languina	-0.1494	0.2085
Lpatella	0.0186	-0.1773
Monommat	0.0158	0.0701
Mbisulca	-0.1797	-0.0937
Pquadric	-0.1250	-0.0714
Pvulgari	0.2190	0.1826
Pompholi	0.1130	0.0614
Pcomplan	0.0263	-0.0240
Soblonga	0.0402	0.2095
Spectina	0.0965	-0.1615
Tpatina	0.0434	-0.0715
Tbicrist	0.0158	0.0701
Tcylindr	0.1753	-0.2251
Tdixon-n	-0.0389	0.0596
Tgracili	0.0134	0.2171
Tpusilla	0.1895	0.0443
Tsimilis	0.0560	0.0627
Tstylata	0.0597	0.0302
Bdelloid	0.0563	-0.2460
Variância explicada	11,36%	9,31%

Tabela 14: Correlações dos táxons de crustáceos com os eixos 1 e 2, correspondentes ao período chuvoso-quente

TAXONS	EIXO 1	EIXO 2
Afissa	-0.1280	-0.2136
Aecaudis	-0.0582	0.0338
Asiebold	-0.1717	-0.1400
Bangular	-0.1412	-0.0020
Bbidenta	-0.0388	0.0594
Bbudapes	0.0331	0.0184
Bcalycif	-0.2676	-0.0744
Bcaudatu	-0.2297	0.0098
Bdolabra	0.0719	0.0683
Bfalcatu	-0.0723	0.0960
Bhavanae	-0.0785	0.1568
Bmirus	0.2529	-0.1770
Bpatulus	-0.0340	0.1222
Bquadrid	-0.2798	-0.0005
Bgibba	0.1046	-0.2691
Collothe	0.2798	-0.1369
Ccoenoba	0.1257	-0.0555
Cdossuar	0.1028	-0.1729
Cunicorn	0.0488	0.0736
Emacrour	-0.1288	-0.1056
Fcornuta	-0.1366	0.0100
Flongise	-0.0560	-0.0411
Fopolien	-0.0815	-0.1072
Gminor	-0.1221	-0.0706
Hinterme	0.0946	0.0440
Hmira	-0.1373	-0.1653
Kbostoni	0.1974	-0.1752
Kamerica	0.0559	-0.0179
Kcoclear	-0.1172	0.1653
Klenzi	-0.0393	-0.0132
Ktropica	-0.2572	0.1363
Laculeat	-0.0232	0.0368
Lbulla	-0.0861	-0.1385
Lhamata	0.1084	0.1084
Llevysti	0.1108	0.0034
Llunaris	-0.0209	0.0878
Lecane (	-0.0565	0.0165
Lpapuana	0.0237	-0.1026
Lquadrid	0.1046	-0.2691
Lremanei	-0.0476	-0.0352
Lrotunda	0.0331	0.0184
Lstiaea	0.0272	-0.0363
Ltriloba	0.1033	-0.0144
Llatusin	0.2279	0.1281
Lpatella	0.0264	0.1066
Mlongise	-0.0304	0.0071
Mbisulca	-0.0959	0.0853
Pquadric	0.1946	0.1898
Pvulgari	-0.1966	-0.0824
Pompholi	-0.0770	0.0454
Soblonga	-0.0350	-0.2934
Spectina	-0.0601	-0.0631
Sstylata	-0.0980	-0.1814
Tpatina	0.0800	0.1216
Tcapucin	0.0675	0.0866
Tcylindr	-0.0954	-0.0967
Tdixon-n	-0.0445	-0.0506
Tgracili	0.1341	-0.1992
Tpusilla	-0.2162	-0.1809
Tsimilis	-0.0395	-0.0691
Tstylata	0.0687	-0.3233
Bdelloid	-0.0065	-0.1699
Variância explicada	10,60%	9,12%

Tabela 15: Correlações dos táxons de crustáceos com os eixos 1 e 2, correspondentes ao período estiagem-frio

TAXONS	EIXO 1	EIXO 2
Apoppei	-0.0642	0.0271
Alonella	-0.3834	-0.2076
Bhagmani	-0.3834	-0.2076
Blongiro	-0.0104	0.3503
Bdeiters	0.0315	0.0710
Dambigua	-0.3834	-0.2076
Dgessner	-0.1090	-0.0831
Dbirgei	-0.2222	0.2047
Dbrevire	0.0154	0.2203
Ddaday	-0.0355	-0.0343
Mlaticor	0.0623	-0.1174
Mmicrura	0.0207	0.0786
Mminuta	0.0721	0.1134
Slatiros	0.0612	0.1720
Ispinife	0.0216	-0.1450
nauplioC	-0.2823	0.2531
copepodi	-0.3106	0.2667
Acanthoc	0.0612	0.1720
Epseudoe	0.1273	-0.0479
Mlongise	-0.0174	0.2182
Mmendoci	-0.0587	0.1804
Microcyc	0.0482	0.0890
Tdecipie	-0.3707	0.0992
Variância explicada	16,26%	13,09%