

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS (UFSCAR)

FREDERICO GUILHERME DE SOUZA BEGHELLI

**CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS E FATORES ABIÓTICOS DA REPRESA DE
ITUPARARANGA (BACIA DO ALTO SOROCABA, SP)**

SOROCABA, 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CAMPUS SOROCABA

FREDERICO GUILHERME DE SOUZA BEGHELLI

**CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS E FATORES ABIÓTICOS DA REPRESA DE
ITUPARARANGA (BACIA DO ALTO SOROCABA, SP)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientadora: Prof.Dra.Maria Virgínia Urso-Guimarães

Co-orientador: Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos

SOROCABA

2011

B416c S Beghelli, Frederico Guilherme de Souza
Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e
fatores abióticos da represa de Itupararanga (Bacia do Alto Sorocaba,
SP) / Frederico Guilherme de Souza Beghelli. -- Sorocaba, 2011.
117 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos,
Campus Sorocaba, 2011.

Orientador: Prof. Dra. Maria Virgínia Urso-Guimarães

Banca examinadora: Prof. Dra. Odete Rocha, Prof. Dr. Luiz Carlos
de Pinho

Bibliografia

1. Bentos. 2. Chironomidae . 3. Limnologia. I. Título. II. Sorocaba-
Universidade Federal de São Carlos.

CDD 574.526322

FREDERICO GUILHERME DE SOUZA BEGHELLI

CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E FATORES
ABIÓTICOS DA REPRESA DE ITUPARARANGA (BACIA DO
ALTO SOROCABA, SP)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 14 de Março de 2011.

Orientadora:



Prof. Dra. Maria Virgínia Urso-Guimarães
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*

Examinadores:



Prof. Dr. Luiz Carlos de Pinho
Universidade Federal de Santa Catarina
Departamento de Ecologia e Zoologia



Prof. Dra. Odete Rocha
Universidade Federal de São Carlos – São Carlos
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos à CAPES e FAPESP pelo financiamento.

Agradeço aos orientadores profa. Dra. Maria Virgínia Urso-Guimarães e prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos por todo auxílio e paciência que me prestaram durante este processo. Agradeço, sobretudo, a profa. Maria Virgínia pelo encorajamento e estímulo no sentido de desenvolver um trabalho com a melhor taxonomia possível, me ajudando pessoalmente, ou me indicando caminhos e ao prof. André Cordeiro Alves dos Santos pelo estímulo ao ingresso no programa, disponibilização de meios para realizar as análises e encorajamento a divulgação e aperfeiçoamento do trabalho.

Agradeço ainda aos Drs Humberto Fonseca Mendes e Luiz Carlos de Pinho pelo estágio em biologia e taxonomia de Chironomidae, pela companhia em Ribeirão Preto e pelo estímulo a prosseguir com estudos de taxonomia e ao Dr. Cláudio Gilberto Froehlich por permitir o referido estágio no Laboratório de Entomologia Aquática da USP – Ribeirão Preto. Agradeço, sobretudo, ao Dr. Luiz Carlos de Pinho, pelo auxílio na identificação e criação de larvas de Chironomidae bem como por dedicar seu tempo à descrição da provável espécie nova de *Chironomus* registrada neste trabalho.

Também devo agradecimentos à Dra. Maria do Carmo Calijuri pela participação no projeto temático “Contribuição ao conhecimento do ciclo do carbono no Reservatório de Itupararanga como subsídio para a sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba (SP)”, disponibilização de material, laboratório e recursos para realização das análises e coletas e pela oportunidade de discussão do trabalho durante seu andamento; à Dra. Adriana Poli Miwa pela valiosa contribuição durante as análises químicas.

Agradeço ainda aos Drs. Odete Rocha, Susana Trivinho-Strixino, Maurício Cetra e José Valdecir de Lucca por valiosas críticas e sugestões ao trabalho bem como à Dra. Mercedes R. Marchese pelo auxílio, mesmo que a distância na identificação dos Oligochaeta. Meus agradecimentos à profa. Dra. Janaína Carmo por permitir que realizássemos as análises granulométricas em seu laboratório,

Por fim, não posso deixar de agradecer à mestranda Ana Carolina Pavão com quem realizei a maior parte das coletas e análises durante este processo e que muito me ajudou, aos técnicos da USP e UFSCar, especialmente o Leonardo (solos), Almir (coleções) e Élen

(microbiologia), familiares, amigos e todos os que de alguma forma me encorajaram ou auxiliaram durante o mestrado.

RESUMO

Os objetivos deste trabalho foram a caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP e a identificação de fatores abióticos determinantes da estrutura e distribuição destes organismos. Foram realizadas coletas com draga do tipo Van-Veen em triplicada (amostras cumulativas). As coletas foram realizadas em três zonas distintas da represa: zona de rio, zona de transição e zona de lago e em duas regiões: litoral e central. Além disso, foram realizadas duas coletas durante a estação chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e duas durante a estação seca (junho e agosto de 2010). Foram realizadas análises *in situ* de teor de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, pH, transparência e profundidade d'água próxima ao sedimento com a utilização de multisonda e disco de Secchi em todos os pontos amostrais. Em laboratório, foram determinadas as concentrações de fósforo total e clorofila *a* da subsuperfície a fim de se calcular o índice de estado trófico, em cada zona de amostragem. Com relação ao sedimento, foram determinados o teor de matéria orgânica, concentrações de fósforo e nitrogênio totais e composição granulométrica para todos os pontos amostrais. Com o objetivo de se verificar quais variáveis ambientais seriam mais importantes na caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foi realizada uma análise de correspondência canônica (ACC) a partir da matriz de dados da água e do sedimento e logarítimo da densidade de organismos dos principais táxons. No total foram registrados 28 táxons. A família de Diptera Chironomidae foi o grupo responsável pela maior riqueza (19 táxons). Os Tubificinae (Clitellata, Naididae) foram numericamente dominantes durante a estação chuvosa e os Chironomidae (Diptera) durante a estação seca. Foram realizadas análises de similaridade para se testar a hipótese de heterogeneidade espacial tanto no sentido transversal quanto longitudinal e efeitos da sazonalidade sobre as comunidades. Os resultados indicam haver a heterogeneidade espacial diferenciando a represa em zonas de rio, de transição e de lago, bem como em região litoral e central. A zona de rio diferencia-se mais intensamente das demais. Esta zona é caracterizada por maiores concentrações de nutrientes (no sedimento e na água) bem como por possuir sedimento mais grosseiro. Além disso, apresenta como táxons característicos *Limnodrillus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi* e *Chironomus* sp. Também caracteriza-se por elevados valores de densidade quando em comparação com os demais pontos amostrais e elevada dominância. As zonas de transição e lago apresentaram forte diferenciação transversal com comunidades mais ricas e com maior diversidade próximas às margens. Observou-se que os macroinvertebrados bentônicos respondem a um gradiente espacial de condições ambientais tanto no sentido longitudinal quanto transversal sendo que tanto fatores relacionados à impactos no ambiente quanto fatores naturais como composição granulométrica e profundidade podem ser determinantes na composição e estrutura da comunidade. A Represa de Itupararanga encontra-se em processo de eutrofização sendo que a zona de rio é a área mais afetada por receber diretamente os possíveis impactos a montante.

Palavras-chave: bentos, Chironomidae, Limnologia, Represa de Itupararanga, qualidade da água

ABSTRACT

The objectives of this work were the benthic macroinvertebrate community characterization from Itupararanga Reservoir, High Sorocaba Basin, SP, Brazil and the identification of the main abiotic factors which affects the structure and distribution of those organisms. Samplings were taken with Van-Veen grab three times (cumulative samplings). The samplings were taken at three reservoir's zones: riverine zone, transitional and lacustrine ones and at two regions: litoral and central ones. Furthermore, it was taken samples during the wet (December 2009 and February 2010) and dry seasons (June and August 2010). The dissolved oxygen concentrations, electric conductivity, pH, transparency and depth near the bottom were recorded *in situ* by using a multiprobe and Secchi disc in all sample points. With the objective to verify which environmental variables would be the most important for the benthic macroinvertebrates community characterization, a correspondence canonical analysis (CCA) was done by the main taxa density logarithm and the water and sediment variables data matrix. The total number of recorded taxa was 28. The Diptera family Chironomidae was the richest group (19 taxa). The Tubificinae (Clitellata, Naididae) were numerically dominants during the wet season and the Chironomidae (Diptera) were it during the dry one. Similarity analysis was performed in order to test the spatial heterogeneity hypothesis even in the longitudinal either in the transversal directions and the seasonal effects over the community. The results points to the occurrence of the spatial heterogeneity in both directions. So the reservoir diverges either in riverine, transitional and lacustrine zones, and central and litoral regions. The riverine zone is more distinctive than the others. This zone is characterized by having high nutrient concentrations (even in the water, either in the sediment) and coarse sediment. Moreover, the characteristic taxa are: *Limnodrillus hoffmeisteri*, *Branchiura sowerbyi* and *Chironomus* sp. It has high density values and dominance when compared to the other zones. The transitional and lacustrine zones presents some more intense transversal heterogeneity with more rich and diverse communities near the margins. It was noticed that the benthic macroinvertebrates responses to spatial gradient of environmental conditions in both senses, the longitudinal, and the transversal. Factors associated to environmental impacts and natural factors like granulometric sediment composition or depth can be determinants to the structure and composition of the community. The Itupararanga Reservoir is in eutrophication process and the riverine zone is the most affected area because it receives more directly the possible headwater impacts.

Keywords: benthos, Chironomidae, Limnology, Itupararanga Reservoir, water quality.

SUMÁRIO

1 Introdução.....	p. 08
1.1 Represas como ecossistemas.....	p. 08
1.2 Macroinvertebrados bentônicos e interações com fatores abióticos.....	p. 11
1.2.1 Chironomidae e Caoboridae (Diptera).....	p. 14
1.2.2 Oligochaeta.....	p. 20
1.3 Justificativa.....	p. 23
1.4 Objetivos.....	p. 25
2 Área de Estudo.....	p. 26
3 Material e Métodos.....	p. 29
3.1 Levantamento de estudos anteriores.....	p. 29
3.2 Amostragem.....	p. 29
3.3 Variáveis limnológicas.....	p. 31
3.3.1 Índice de estado trófico (IET).....	p. 31
3.4 Variáveis bióticas.....	p. 32
3.4.1 Índices e métricas.....	p. 33
3.5 Análises estatísticas.....	p. 35
4 Resultados.....	p. 37
4.1 Levantamento de estudos anteriores.....	p. 37
4.2 Análise de variáveis abióticas.....	p. 39
4.2.1 Dados pluviométricos e hidrológicos.....	p. 39
4.2.2 Água.....	p. 41
4.2.3 Sedimento.....	p. 46

4.2.4 Heterogeneidade espacial e componentes principais.....	p. 50
4.3 Análise biótica.....	p. 52
4.4 Análise de correspondência canônica (ACC).....	p. 70
5 Discussão.....	p. 73
6 Conclusões.....	p. 86
7 Perspectivas futuras.....	p. 87
Referências.....	p. 88
Apêndice: <i>Chironomus itupararanga</i> sp. n., a new species from southeastern Brazil (Diptera: Chironomidae).....	p.104

1 INTRODUÇÃO

1.1 Represas como ecossistemas

Represas são ecossistemas aquáticos artificiais que exibem características intermediárias às de rios e lagos. Desta forma, com a construção de uma barragem, cria-se um gradiente horizontal de condições físicas, químicas e biológicas ao longo da represa (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Uma vez que em represas a maior parte dos influxos é proveniente de um tributário principal, localizado espacialmente distante da barragem, um zoneamento longitudinal frequentemente pode ser observado (THORNTON et al. 1982) e, portanto, este gradiente de condições permite com que as represas sejam divididas em pelo menos três zonas distintas: zona de rio, zona de transição e zona de lago.

A zona de rio é a que sofre maior influência por possuir maior turbidez inorgânica, menor produção fitoplanctônica e intenso transporte daqueles organismos que apresentam baixa mobilidade e, portanto são arrastados pelo fluxo de água (KENNEDY, 1999). O sedimento tende a ser mais grosseiro devido ao carreamento das frações mais leves e pouca sedimentação de partículas finas e à movimentação da água. Há uma tendência de maior oxigenação da coluna d'água (BORDAS; SEMMELMANN, 1993).

A zona de lago é a mais profunda e está localizada mais próxima a barragem. Assim sendo, há menor influência dos tributários sobre a mesma. Esta zona é caracterizada por menor intensidade das correntes e, portanto, maior sedimentação. O sedimento tende ser composto por maior proporção de partículas finas. Também ocorre nesta zona uma menor turbidez na coluna d'água. Este último fator permite ainda maior penetração da luz incidente favorecendo a produção fitoplanctônica (KENNEDY, 1999).

Na zona de lago a produção de matéria orgânica é principalmente de origem autóctone, especialmente na região limnética, dada menor influência das margens e maior distância dos rios formadores (KENNEDY, 1999).

A zona de transição, especialmente intermediária, recebe elevada carga de nutrientes transportados a partir da zona de rio enquanto a perda de material em suspensão por sedimentação aumenta a capacidade de a energia luminosa penetrar na coluna d'água. Em geral, esta combinação de fatores favorece uma maior produção fitoplanctônica, pois aqui há o efeito da elevação de dois

dos principais fatores limitantes a produção do fitoplâncton: luminosidade e disponibilidade de nutrientes diferentemente do que ocorre nas outras duas zonas (KENNEDY, 1999).

Há ainda outros fatores de grande importância a se considerar no estudo de represas. Dentre eles, a operação da barragem, os usos preponderantes e mesmo da tomada de água para geração de energia na barragem são fatores relevantes que irão atuar, dentre outros, na mistura da coluna d'água, no fluxo, retenção de material e temperatura (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Conforme a altura da tomada de água, uma estratificação térmica ou química pode ser formada, podendo haver alteração da qualidade da água em determinados estratos e seleção de organismos conforme resistência ao fluxo e plasticidade para resistirem às alterações físicas e químicas provocadas pela retirada de grandes massas de água (KENNEDY, 1999).

Além destes, a profundidade da represa, sua posição na bacia hidrográfica, intensidade dos ventos, razão entre área superficial e profundidade também são características a serem consideradas. A profundidade, especialmente quando se considera sua razão com a área superficial, determinará a intensidade da ação dos ventos na mistura da coluna d'água. Assim sendo, ventos fortes associados a uma elevada razão área por profundidade favorecem a mistura da coluna d'água enquanto que a condição oposta favorece a estratificação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Para a compreensão da dinâmica de um ecossistema aquático continental, faz-se necessário ainda um olhar amplo, que considere não só o corpo hídrico, objeto de estudo, mas toda a bacia hidrográfica, pois há troca de energia, matéria e componente biológico entre rios, riachos, córregos, nascentes, lagos e represas (CALIJURI; CUNHA; POVINELLI, 2010).

Estes ambientes recebem ainda importantes influxos de material do ambiente terrestre adjacente. Dentre estes materiais destacam-se as entradas de matéria orgânica morta, especialmente proveniente da queda de folhas, sementes e frutos. Há ainda o arraste de partículas minerais que participarão da composição do sedimento dos corpos d'água e mesmo do seu assoreamento ao longo do tempo, especialmente quando há supressão da vegetação do entorno (ARNAIZ et al, 2011).

Em muitos casos a principal fonte de alimento para as comunidades aquáticas pode vir do ambiente terrestre, havendo recuperação dos nutrientes via bentos (LAMPERT; SOMMER, 2007). Além da troca de material, é importante levar-se em conta o ambiente terrestre adjacente por pelo menos mais cinco fatores: interações diretas na rede trófica, sombreamento e alterações microclimáticas; disponibilidade de nichos diversificados; formação do sedimento e atividades

antrópicas, especialmente aquelas que geram substâncias que são lixiviadas para o ambiente aquático como os fertilizantes e agrotóxicos utilizados na agricultura ou elevada carga de matéria orgânica em áreas de pasto, além da poluição gerada por meio de efluentes domésticos ou industriais (ARNAIZ et al., 2010; BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009).

A importância da manutenção de vegetação próxima a corpos d'água é reconhecida de longa data pelas autoridades nacionais responsáveis por políticas públicas de meio ambiente, pois em 1965 foi instituído o Código Florestal Brasileiro que, dentre outras normatizações, determina a exigência de manutenção de Áreas de Preservação Permanente (APPs). Essa categoria inclui as matas ciliares e de galeria que deveriam ser protegidas de acordo com o tipo de corpo da água (rios, nascentes, lagos, represas) e largura do espelho d'água.

Tal regulamentação visa não somente evitar-se a erosão como também preservar os recursos hídricos. Além disso, a regulamentação da Reserva Legal em áreas rurais determinada no mesmo código visa, dentre outros, a conservação e reabilitação de processos ecológicos, estando, portanto, intimamente relacionada à manutenção da qualidade das águas. Calijuri; Cunha; Povinelli (2010) destacam pelo menos duas funções que relacionam a manutenção das áreas de preservação permanente (APPs) a qualidade das águas: a atenuação da poluição difusa e a manutenção da estabilidade das margens, sendo ainda reconhecida a importância da manutenção destas áreas em topos de morros e áreas de elevada declividade evitando-se processos erosivos que podem culminar em perda de qualidade d'água.

Neste sentido, Joly et al. (2000) demonstraram, experimentalmente, a importância da manutenção de vegetação ripária para contenção de solos reduzindo-se a entrada de material lixiviado em corpos d'água. Ao comparar áreas de pastagens com áreas em que havia vegetação nativa, observou-se que a perda anual de solo nas áreas antrópicas era da ordem de $0,24 \text{ t.ha}^{-1}$ enquanto que a perda nas áreas com vegetação ripária era de $0,0009 \text{ t.ha}^{-1}$.

Alterações na vegetação ripária portanto, em geral afetam as comunidades de organismos aquáticos e a qualidade da água, além de serviços ecológicos (DANIELS. GILLIAM, 1996; ROY et al. 2006). Estudos têm demonstrado os efeitos danosos da degradação sobre a diversidade de organismos como peixes (BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009) e macroinvertebrados bentônicos (KLAINÉ; TRIVINHO-STRIXINO, 2005); qualidade do sedimento, erosão do solo (OLIVEIRA et al. 2010) e regularização do fluxo d'água (ROY et al. 2006).

Apesar do amplo reconhecimento científico, as APPs são frequentemente suprimidas tanto pelo poder público quanto por particulares, seja nas proximidades de rios, riachos, represas, córregos ou nascentes gerando os mais diversos impactos tanto sobre a biodiversidade quanto sobre

serviços ecológicos ou atividades econômicas (GOMES; PEREIRA; MORAIS, 2008; PINHEIRO. CABRAL, 2007; ROSA; BUFFON; KEHL, 2010) .

Há atualmente proposta de alteração do Código Florestal. Tal alteração gera controversas uma vez que favorece o interesse do produtor rural que se beneficia com um abrandamento da legislação podendo produzir mais, porém, ao mesmo tempo, pode gerar ou agravar problemas ambientais (SILVA et al. 2011).

1.2 Macroinvertebrados bentônicos e interações com fatores abióticos

Dentre as comunidades presentes em uma represa, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos tem destacada importância nos processos ecológicos deste sistema. O bentos é definido como o conjunto de organismos que vivem enterrados no sedimento ou próximo a ele (LAMPERT; SOMMER, 2007).

O zoobentos compreende o principal componente heterotrófico do sedimento. Trata-se de uma comunidade diversificada com representantes de grupos taxonômicos variados que se caracteriza principalmente pela presença de larvas de insetos, representantes do filo Annelida, especialmente aqueles pertencentes aos grupos Oligochaeta e Hirudinea, além daqueles organismos pertencentes aos táxons Mollusca, Arthropoda, Nematoda, Nematomorpha e Platyhelminthes (THORP; COVICH, 2001).

Esta fauna possui representantes de níveis tróficos diferentes podendo ocupar nichos variados constituindo as guildas de coletores-catadores, coletores-filtradores, fragmentadores, raspadores ou predadores (MERRIT; CUMMINS, 1996).

Estes organismos participam do fluxo de energia e ciclagem de nutrientes nos ambientes aquáticos (CUMMINS, 1973) atuando como elo na rede trófica entre a cadeia de detritos e demais níveis sendo importantes inclusive, na regulação da dinâmica populacional de outras comunidades de organismos aquáticos como o zooplâncton e os peixes (ZANDEN; VADEBONCOEUR, 2002; JEPPESEN et al., 2003).

Em geral, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios tropicais são compostas principalmente por Oligochaeta (Annelida, Clitellata), Mollusca, larvas de Chironomidae (Insecta, Diptera) e Chaoboridae (Insecta, Diptera) com variações na importância relativa destes grupos taxonômicos conforme características do ambiente. A compreensão das interações bióticas como a competição e a predação são muitas vezes essenciais para se entender a

distribuição, composição e dinâmica dos macroinvertebrados bentônicos (BECHARA et al. 1993; LÓPEZ; ROA, 2005).

Pamplin; Almeida; Rocha (2006) registraram predomínio de oligoquetas (72,8% do total de indivíduos coletados) enquanto que o segundo grupo mais abundante, os Chironomidae, representaram apenas 4,3% das amostras coletadas no Reservatório de Americana, caracterizado por possuir entorno impactado por atividades humanas, mata ciliar restrita a alguns fragmentos, águas ácidas, pouco oxigenadas e sedimento com elevado teor de matéria orgânica.

Já Moreno; Callisto (2006), registraram predomínio de larvas de Chaoboridae (46%) seguidas por Oligochaeta (24%), larvas de Chironomidae (17%) e Gastropoda (Mollusca), representando 13% dos organismos coletados no Reservatório de Ibitité, localizado em área urbana, densamente povoada com baixa qualidade de água.

Ao comparar duas represas do Estado de São Paulo em diferentes estados de conservação e eutrofização, Fusari; Fonseca-Gessner (2006) registraram predomínio de larvas de Chironomidae seguidas por Oligochaeta no ambiente mais impactado enquanto que na represa situada em área mais preservada houve predomínio de larvas de Chaoboridae (47,1%).

Em todos os casos mencionados (FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006; MORENO; CALLISTO, 2006 e PAMPLIN; ALMEIDA; ROCHA 2006) as larvas de Chironomidae foram o principal grupo responsável pela riqueza de táxons.

Dentre os fatores abióticos que afetam a composição, densidade e distribuição destes organismos, podem ser destacados: o oxigênio que pela sua baixa capacidade de dissolução na água associada a sua baixa produção autóctone, especialmente nas regiões mais profundas de corpos d'água com pouca movimentação da coluna d'água torna-se frequentemente um recurso limitante; a luminosidade que determinará a intensidade e a distribuição espacial da produção primária pelo fitoplâncton, influenciando assim a composição e distribuição do zoobentos pela disponibilidade de alimentos.

Além disso, a luminosidade também atuará como condição ao estabelecimento de macrófitas bentônicas que influenciam a composição e distribuição dos macroinvertebrados fornecendo maior variedade de alimentos, disponibilizando refúgios contra predadores e elevando a diversidade do substrato a partir de partes em diferentes estágios de decomposição (JORCIN; NOGUEIRA, 2008).

Além destes, a temperatura e o pH bem como a disponibilidade e variedade de alimentos, frequentemente limitada pela concentração de nutrientes (especialmente fósforo e nitrogênio) na coluna d'água, também têm reconhecida influência sobre estes organismos (CLETO-

FILHO; ARCIFA, 2006). São ainda fatores de grande relevância: o fluxo e o grau de trofia da água, bem como a profundidade e a composição do sedimento (JORCIN; NOGUEIRA, 2008).

A compreensão das interações bióticas como a competição e a predação são muitas vezes essenciais para se entender a distribuição, composição e dinâmica dos macroinvertebrados bentônicos (BECHARA et al. 1993; LÓPEZ; ROA, 2005).

Estudos anteriores com relação à caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos abordaram a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos em gradiente longitudinal.

Neste sentido, Jorcin; Nogueira, 2008 estudaram a composição e distribuição destes organismos ao longo de uma cascata de reservatórios no Rio Paranapanema verificando elevada variação espacial na estrutura das comunidades estudadas tanto quando compararam os reservatórios entre si, quanto quando compararam a zona de rio com a de lago.

Foi observado um padrão de redução de riqueza da zona de rio para a de lago. Os autores atribuíram condições de menor profundidade e maiores fluxo e disponibilidade de alimentos como fatores ambientais responsáveis por um aumento na riqueza e densidade de organismos na região média do rio. Composição granulométrica, fluxo d'água, concentrações de nutrientes e teor de matéria orgânica no sedimento também foram variáveis ambientais importantes.

Já Callisto et al. 2005, ao estudarem macroinvertebrados bentônicos em uma cascata de reservatórios no Baixo Rio São Francisco, enumeraram as consequências de características predominantes nos diferentes reservatórios para a comunidade bentônica. Os autores atribuíram condições de eutrofização associadas à elevada proporção de silte como determinantes de uma comunidade com baixa diversidade de organismos dominada pela guilda de filtradores.

Condições de eutrofização artificial em andamento associadas à elevada biomassa de macrófitas levariam a um incremento na diversidade e riqueza devido à diversificação do substrato, com predomínio da guilda de raspadores. Com relação à represas jovens, com taxas aceleradas de sedimentação de silte e aumento de matéria orgânica fina particulada (FPOM) a tendência seria de aumento na diversidade, com incremento de organismos formadores de tubos. Tal comunidade seria dominada por coletores.

Já represas com substrato mais instável, consequências de fluxo intenso, lótico, sob forte influência antrópica teriam uma condição de diversidade reduzida e comunidades dominadas por organismos resistentes como *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae) e Tubificinae (Clitellata, Naididae).

Shostell; Williams (2007) analisaram padrões de distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação a parâmetros físicos e químicos em um reservatório raso e eutrófico em Arkansas, EUA. Foram verificadas tanto variações espaciais quanto sazonais com relação à biomassa, diversidade e abundância de organismos.

Pamplin; Almeida; Rocha (2006) analisaram a estrutura da comunidade e distribuição dos organismos com relação a variáveis da água e do sedimento. O estudo considerou o teor de matéria orgânica e composição granulométrica do sedimento; temperatura, pH, condutividade elétrica, concentrações de oxigênio dissolvido e as concentrações de nutrientes – formas orgânicas e inorgânicas de nitrogênio e fósforo - na água.

Além de significativa variação sazonal e redução da densidade da zona de rio em direção a barragem, estes autores verificaram que a proporção das frações de areia no sedimento, teor de matéria orgânica e profundidade foram as variáveis ambientais mais importantes para se explicar a composição observada da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

1.2.1 Chironomidae e Chaoboridae (Diptera)

Os Chironomidae e os Chaoboridae são famílias de insetos incluídos na ordem Diptera. A Ordem Diptera está posicionada entre os Insecta na Supraclasse Hexapoda, que inclui também os Ellipura (Protura + Collembola) e os Diplura (Figura 1) (KRISTENSEN, 1991; CRANSTON; GULLAN, 2009). São considerados integrantes da Classe Insecta, os táxons cujas peças bucais são ectognatas, ou seja, voltadas para fora (KRISTENSEN, 1991).

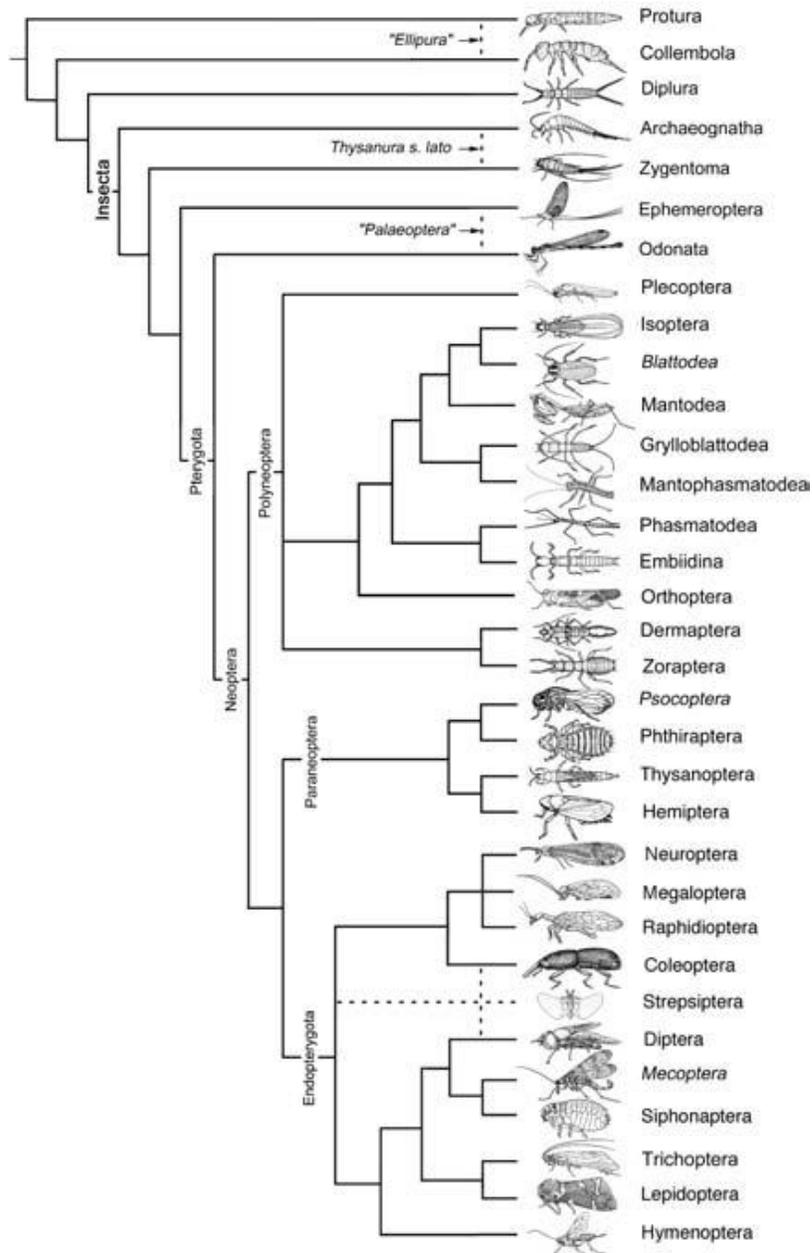


Figura 1: Filogenia dos Hexapoda atuais. Fonte: Gullan; Cranston (2005)

A ordem Diptera é considerada uma Ordem megadiversa, juntamente com os Coleoptera, Lepidoptera e Hymenoptera (AMORIM; GAZÊTA; SERRA-FREIRE, 2001), possuindo cerca de 152.986 espécies descritas (THOMPSON, 2008). Dada sua distribuição e à pequena quantidade de taxonomistas de Diptera, estima-se que o número de espécies seja, pelo menos o dobro do conhecido atualmente (YEATES, et al. 2007; WHITING, 2004). **Os Diptera são considerados um grupo monofilético.** Os adultos caracterizam-se por possuírem um **par de asas membranosas bem desenvolvido** e o segundo par modificado em balancim ou halter **que auxiliam**

na manutenção do equilíbrio no vôo. Além disso, caracterizam-se pela ausência de pernas verdadeiras durante a fase larval (GULLAN; CRANSTON, 2005).

Os Diptera basais são compostos pelos mosquitos, agrupados em 33 famílias e distribuídos em sete Infraordens (Tipulomorpha, Blephariceromorpha, Axymyiomorpha, Bibionomorpha, Psychodomorpha, Ptychopteromorpha e Culicomorpha) (Figura 2) (YEATES et al. 2007) agrupadas com base nas características das antenas dos adultos e da cápsula cefálica da larval (CUMMING; WOOD, 2009). Os Chironomidae e Chaoboridae estão posicionados na Infraordem Culicomorpha. O grupo Culicomorpha é um agrupamento reconhecidamente monofilético que se diferencia dos demais por caracteres associados a modificações de estruturas do aparelho bucal das larvas utilizadas para filtrar alimento (WHITING, 2004).

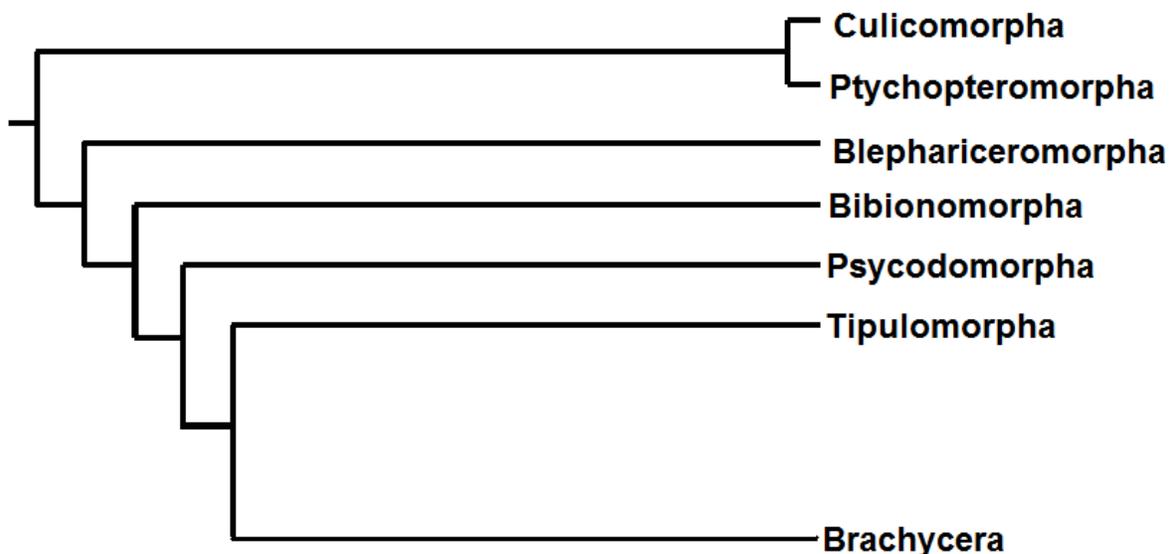


Figura 2: Filogenia dos Diptera basais conforme sugerido em Yeates et al. (2007).

As larvas de Chironomidae constituem os organismos geralmente mais bem representados com relação à riqueza de espécies bentônicas de água doce. Além disso, eles frequentemente são o grupo dominante devido à grande riqueza de táxons do grupo e plasticidade de alguns organismos (LAMPERT; SOMMER, 2007). Estão presentes em quase todo o tipo de ambiente aquático desde poças temporárias a grandes rios, lagos, reservatórios e mesmo em ambiente marinho, podendo tolerar uma gama de condições incluindo, anoxia, elevada salinidade ou mesmo altas temperaturas (EPLER, 2001; CRANSTON, 1995). Além destes, há ainda espécies consideradas exclusivamente terrestres sendo a larva encontrada em solos húmicos, serrapilheira ou tecido vegetal vivo (EPLER, 2001; CRANSTON, 1995).

Muitas larvas de Chironomidae são capazes de produzir hemoglobina de alta afinidade por oxigênio, o que as torna resistentes a condições de baixas concentrações de oxigênio (HOBACK; STANLEY, 2001). Os adultos são chamados, popularmente em inglês de “non biting midges”, algo como mosquitos que não picam, devido a sua semelhança com outros dípteros picadores (EPLER, 2001).

As larvas da família Chironomidae podem ser diferenciadas de outros Diptera basais por apresentarem tórax segmentado, com segmentos aproximadamente do mesmo tamanho que os abdominais; distinção evidente entre cabeça e região torácica; um par de falsas pernas no protórax; sistema respiratório apnêustico e antenas filiformes (PINHO, 2008).

Segundo Cranston, até 1995 estimava-se que, mundialmente, existiam cerca de 15.000 espécies de Chironomidae (CRANSTON, 1995). Ainda em 1987, já eram reconhecidos 355 gêneros válidos dentro da família Chironomidae (ASHE et al., 1987), divididos em 11 subfamílias e 22 tribos (EPLER, 2001).

De todos os grupos registrados, sabe-se atualmente que 339 gêneros e 4147 espécies são aquáticas no seu estágio de larva sendo que a região Neotropical contribui com cerca de 154 gêneros e 618 espécies descritas com estágio larval aquático (FERRINGTON, 2008).

No Brasil, foram descritas até o momento 307 espécies de Chironomidae. Porém este número deve aumentar, já que os levantamentos geralmente concentram-se na região Sudeste do país (MENDES; PINHO, 2009) e ainda assim, concentrados em poucas bacias hidrográficas.

Em geral, as larvas de Chironomidae registradas em ambiente aquático pertencem a três grandes subfamílias: Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae (EPLER, 2001). Os táxons mais comumente registrados no bentos de represas no Estado de São Paulo são: *Chironomus*, *Ablabesmyia*, *Polypedilum* e *Tanytarsus* (ROQUE et al., 2003).

Dentre as subfamílias, em geral a mais bem representada é a subfamília Chironominae com 222 espécies descritas no Brasil (MENDES; PINHO, 2009). As larvas deste grupo caracterizam-se pela presença de todas as peças bucais, com mento e placa ventromental em geral, bem desenvolvidos além da presença de túbulos anais (EPLER, 2001).

A placa ventromental geralmente é estriada e o pente mandibular pré-apical está presente e o par de ocelos alinha-se em um plano vertical (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995). Além disso, a antena é bem desenvolvida e possui de 4 – 8 segmentos nunca sendo retrátil (ELER, 2001; TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995). Em geral, compreende organismos detritívoros sendo que muitos Chironominae apresentam hemoglobina no sangue (EPLER, 2001).

A subfamília Orthoclaadiinae, caracteriza-se por organismos, em geral, de menor tamanho, com placa ventromental ou ausente ou bem desenvolvida, porém, nunca estriada. Assim como os Chironominae, possuem o mento bem desenvolvido. Apresentam antena com 3-7 segmentos (EPLER, 2001; TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995) e par de ocelos dispostos em um plano horizontal ou ligeiramente inclinado (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995). Larvas de hábitos variados, incluindo organismos completamente terrestres (EPLER, 2001).

Já os Tanypodinae, geralmente são organismos predadores de vida livre. Morfologicamente, diferenciam-se bastante dos Orthoclaadiinae e Chironominae, pois apresentam peças bucais modificadas e características: lígula, paralígula, placa dorsomental e apêndice M, além de antena retrátil com quatro segmentos e procercos bem desenvolvidos. Ao contrário dos Chironominae e Orthoclaadiinae, não possuem premandíbulas.

Os Chironomidae constituem, portanto, um grupo bem variado. Em ambientes aquáticos, suas larvas assumem uma grande importância tanto quantitativa quanto qualitativa, já que parte relevante da riqueza dos macroinvertebrados bentônicos, com seus mais distintos nichos multidimensionais, encontra-se dentro desta família. Estudos de ambientes aquáticos que considerem apenas o nível taxonômico de família dificilmente terão refinamento suficiente para ser usados como bioindicadores. .

A identificação em nível específico a partir de larvas é bastante difícil, mesmo para especialistas

Com relação à identificação em nível genérico, esta é perfeitamente possível a partir de larvas. Porém, alguns grupos taxonômicos como por exemplo os Tanytarsini e complexo Harnischia, são de difícil distinção e os gêneros podem ser facilmente confundidos, especialmente quando as larvas encontram-se em estádios larvais anteriores ao 4º instar, fato comum em estudos ecológicos.

Para a utilização dos Chironomidae em geral, faz-se necessária a criação de larvas para se identificarem as espécies com segurança, obtendo os estágios de larva, pupa e adulto associados (EPLER, 2001). Por este motivo, dificilmente levantamentos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos que requerem um grande esforço amostral, ultrapassam o nível de gênero para tal.

Apesar destas dificuldades, elas não devem ser vistas como um impedimento, mas sim como um estímulo para que cada vez mais, estudos ecológicos busquem a identificação mais acurada possível, tendo em vista as semelhanças e dificuldades inerentes ao estudo. Sempre que

possível, recomenda-se a criação de larvas para identificação em nível específico e a observação e comparação cuidadosa dos espécimes a fim de se evitar perda de informação.

Os Chaoboridae separam-se dos Chironomidae em nível taxonômico de superfamília, pertencendo à superfamília Culicoidea, composta pelos Culicidae *sensu lato*: Chaoboridae, Corethrellidae, Culicidae e Dixidae enquanto que os Chironomidae pertencem à superfamília dos Chironomoidea, que inclui, além de Chironomidae os Ceratopogonidae, Simuliidae e Thaumaleidae (WAGNER et al., 2008).

Os Chaoboridae são popularmente conhecidos como “phantom midges”, o que pode ser traduzido como mosquitos fantasmas, devido à coloração esbranquiçada ou transparente das larvas. Trata-se de uma família pequena, com apenas 50 espécies reconhecidas distribuídas em seis gêneros dentro de duas subfamílias (BORKENT, 1993).

Apesar do pequeno tamanho, a família Chaoboridae tem ampla distribuição. Segundo Borkent (1993), estes organismos estão presentes na maioria das faunas mundiais, com exceção da Nova Zelândia sendo que as larvas constituem importante componente da fauna de corpos d’água lênticos habitando desde poças temporárias até grandes lagos.

Com exceção da espécie *Australomochlonyx nitidus*, todos os Chaoboridae utilizam sua antena preênsil caracteristicamente modificada, para a captura de suas presas (BORKENT, 1993). As larvas são típicas de ambientes lênticos e possuem, em geral, bexigas de ar hidrostáticas. São importante componente dos ecossistemas aquáticos atuando como predadores de pequenos artrópodes, oligoquetas, rotíferos, algas unicelulares, cladóceros e copépodes (WAGNER et al., 2008)

O gênero *Chaoborus* é cosmopolita (SAETHER, 2002) e compreende organismos transparentes e predadores de organismos zooplânctônicos. Em geral, larvas de *Chaoborus* predam microcrustáceos como *Daphnia* spp, *Bosmina* spp e copépodes além de rotíferos e algas dinofíceas (CASTILHO-NOLL; ARCIFA, 2007). Estes organismos realizam migração vertical na água permanecendo durante o dia no bentos como estratégia para evitar a predação por peixes e a noite no plâncton em busca de alimento (BEZERRA-NETO; PINTO-COELHO, 2002).

Segundo Wagner et al. (2008) a maioria das espécies atuais apresenta distribuição limitada a um continente ou uma ou duas regiões. Dois gêneros estão restritos à Austrália e um a região Neártica. Cinco espécies de Chaoboridae têm sido registradas tanto na região Neártica quanto na Paleártica (*C. crystallinus*, *C. flavicans*, *Mochlonyx fuliginosus*, *Mochlonyx velutinus*, *C. nyblaei*). *C. festivus* ocorre tanto na região Neártica quanto Neotropical e *C. queenslandensis* nas

regiões Australiana e Oriental. O único gênero que tem sido registrado na região Neotropical é o gênero cosmopolita *Chaoborus*.

Morfologicamente, o gênero *Chaoborus* diferencia-se dos demais por apresentar coloração mais transparente, cabeça com forte achatamento lateral na região anterior de forma que as bases das antenas fiquem adjacentes uma em relação à outra, separando o apótoma frontoclipeal do labro, deslocando assim a parede anterodorsal do labro para uma posição mais ventral (OGAWA, 2007).

1.2.2 Oligochaeta

O filo Annelida caracteriza-se por incluir aqueles táxons nos quais há segmentação externa e interna, com repetição das estruturas. Tal repetição, deve-se a um surgimento repetitivo a partir de genes do tipo *homeobox*. A este fenômeno denomina-se homologia serial e este resulta na metameria, característica dos anelídeos (BRUSCA; BRUSCA, 2002).

Este filo inclui tradicionalmente, duas classes, Clitellata e Polychaeta. Os Oligochaeta e Hirudinea são subclasses de Clitellata (BRUSCA; BRUSCA, 2002).

As relações filogenéticas entre os táxons ainda estão em discussão, porém, segundo Martin et al., 2001; 2008, atualmente reconhece-se que o grupo Oligochaeta é parafilético, por não incluir todos os descendentes deste ramo, uma vez que alguns deles estariam no clado Hirudinea. Assim sendo, a utilização de Clitellata como classe é preferível e o termo Oligochaeta *sensu strictu*, refere-se a um clado parafilético que considera os Clitellata, excluindo-se os Hirudinea e Branchiobdellida (MARTIN et al., 2008).

Assim sendo, os Clitellata, incluem todos os vermes segmentados que possuem clitelo. Dentre os anelídeos, esta classe diferencia-se ainda de Polychaeta pela menor quantidade de cerdas por segmento, hermafroditismo, organização do sistema reprodutivo e ultra-estrutura do esperma (MARTIN et al., 2008).

Os oligoquetas são vermes segmentados com simetria bilateral e quatro feixes de cerdas por segmento. Em geral, as cerdas estão presentes em todos os segmentos exceto no primeiro (prostômio), porém, há táxons que perderam alguns destes feixes nos primeiros segmentos e mesmo aqueles que não possuem nenhum (BRINKHURST; GELDER, 2001).

O clado Oligochaeta é frequentemente dividido em duas superordens: Megadrili e Microdrili. Estes dois táxons, representam, respectivamente, os oligoquetas terrestres e aquáticos. Porém, há ainda divergências com relação a este agrupamento, com alguns autores preferindo

abandonar estes termos e subdividi-los e outros em manter esta classificação (MARTIN et al., 2008; BRINKHURST; GELDER, 2001).

Os grupos diferenciam-se bastante. Além do hábito, os Megadrili apresentam duas cerdas por feixe enquanto os Microdrili podem apresentar numerosas cerdas em cada feixe, podendo ocorrer mais de doze. Além disso, os oligoquetas aquáticos (Microdrili) apresentam tegumento simples e o sistema digestório sem as estruturas especializadas típicas das espécies terrestres (BRINKHURST; GELDER, 2001).

Os Microdrili caracterizam-se ainda por um clitelo de camada única, limitado a região genital enquanto que o dos Megadrili contém mais de uma camada e ultrapassa tal região. Os ovos dos Microdrili são maiores e mais pegajosos. Além disso, o tamanho corpóreo dos Microdrili é, em geral, inferior ao dos Megadrili (BRINKHURST; GELDER, 2001).

De distribuição cosmopolita, os Oligochaeta ocupam os mais diversos habitats. São registrados tanto em ambiente terrestre quanto de água doce, salgada ou de estuário (MARTIN et al., 2008). Em ambiente dulcícola, ocorrem sob diferentes condições, tanto em ambientes eutróficos, ricos em matéria orgânica quanto em oligotróficos. Organismos da subfamília mais comum, os Tubificinae (Naididae), são reconhecidos desde a época de Aristóteles como indicadores de enriquecimento orgânico (BRINKHURST; GELDER, 2001).

Segundo levantamentos recentes, há 5000 espécies de Oligochaeta descritas ao redor do mundo (MARCHESE, 2009; MARTIN et al., 2008). Destas, cerca de dois terços são terrestres (BALIAN et al., 2007), sendo 1700 aquáticas e 1111 de águas continentais (WETZEL, et al., 2006). Com tamanho variando de 2 cm a 3m (MARTIN et al., 2008).

De acordo com Marchese (2009), há cerca de 200 espécies de oligoquetas aquáticos registrados na América do Sul. A maioria dos estudos concentra-se no Brasil e Argentina. No Brasil, os estudos concentram-se no Estado de São Paulo, no Uruguai em Montevideo sendo que apenas Argentina há uma cobertura mais ampla da riqueza e distribuição de espécies de Oligochaeta (MARCHESE, 2009). Até 2002, foram descritas, no Brasil, 70 espécies de oligoquetas aquáticos sendo 46 delas no Estado de São Paulo (SURIANI et al., 2007).

Os Oligochaeta são frequentemente um componente importante - tanto em abundância quanto em riqueza de espécies - do bentos de água doce. Alguns Oligochaeta, em especial espécies pertencentes à subfamília Tubificinae (Naididae) como *Limnodrillus hoffmeisteri*, são reconhecidos como indicadores de poluição orgânica e tendem a ocorrer em elevada densidade em ambientes que encontram-se em tal condição (PAMPLIN, ROCHA; MARCHESE, 2005; SURIANI et al., 2007).

Tal tolerância costuma ser atribuída a presença de hemoglobina no sangue de muitos Oligochata o que é interpretado como uma adaptação a condições de hipóxia. Uma outra adaptação a este tipo de ambiente é a presença de brânquias na região posterior que ocorre em alguns táxons como *Branchiura* sp (MARTIN et al., 2008).

Os oligoquetas aquáticos compreendem 13 famílias. Anteriormente os dois clados mais numerosos foram considerados duas famílias distintas: Naididae e Tubificidae. Atualmente, estas duas famílias são consideradas como uma só segundo as últimas revisões filogenéticas do grupo (MARTIN, et al., 2008). Inicialmente Erséus e colaboradores (ERSÉUS; GUSTAVSSON, 2002; ERSÉUS; KALLERSJO, 2004; ERSÉUS et al., 2005) propuseram a utilização do nome Tubificidae para o grupo.

Porém, tal proposta não foi aceita pelo comitê do Código Nacional de Nomenclatura Zoológica uma vez que o nome Naididae é anterior a Tubificidae. Assim sendo, recomenda-se a utilização da nomenclatura que considera os antigos Tubificidae como uma subfamília dentro da família Naididae que inclui estes e os antigos Naididae agora Naidinae (MARCHESE, 2009). Sendo que a maior delas, os Naididae compreende mais de 1000 espécies, sendo 582 aquáticas (MARTIN et al., 2008).

A identificação de oligoquetas tem sido frequentemente negligenciada e muitas vezes o grupo aparece apenas como Oligochaeta ou em nível de família (BUENO et al. 2003; CLETO-FILHO & ARCIFA, 2006; JORCIN et al. 2009, RIBEIRO; UIEDA. 2005, MARQUES; BARBOSA, 2001) perdendo-se uma considerável quantidade de informação.

Não se trata de um grupo de fácil identificação, porém, a cuidadosa análise dos exemplares e com a utilização das chaves de identificação disponíveis, uma maior acurácia é possível.

Diversos são os problemas na identificação destes organismos. Dentre outros, podem-se destacar os seguintes: há uma enorme carência de especialistas no Brasil (assim como em toda a América Latina); estudos ecológicos frequentemente trazem um número elevado de Oligochaeta nas amostras; a fixação dos organismos leva a perda de algumas informações importantes para identificação específica (e.g. movimentação, formas de reprodução); os organismos são frágeis e tendem a se decompor rapidamente quando não fixados ou analisados imediatamente; muitos deles fragmentam-se após a fixação ou mesmo antes dela; exemplares adultos são necessários para a visualização de todas as características distintivas e, muitas vezes, as amostras contêm uma grande proporção de juvenis.

Dentre as características morfológicas, devem ser observados: as cerdas (número por feixe, quantidade, formato, segmento em que se iniciam, presença ou não de cerdas modificadas); presença e localização de cerdas capilares; segmento onde se localiza a espermateca; presença de probóscide ou órgão sensorial no prostômio; presença de brânquias; presença de papilas; tamanho do indivíduo; presença e formato da cápsula peniana (BRINKHURST, 1971; BRINKHURST; GELDER, 2001; MARCHESE, 2009).

1.3 Justificativa

Devido à importância de se monitorar a qualidade da água e a integridade de ecossistemas aquáticos, uma série de indicadores tem sido utilizados com esta finalidade. Não há um único indicador capaz de responder a todas as variações e impactos que um corpo d'água recebe e, além disso, variáveis como tempo, custos e recursos humanos qualificados bem como acurácia do método, amplitude de resposta, capacidade de identificação espacial e temporal e principalmente, o que se deseja identificar ou monitorar são fatores que irão determinar qual ou quais os melhores indicadores.

Dentre os indicadores abióticos destacam-se os índices de estado trófico. Os mais utilizados atualmente levam em consideração as concentrações de fósforo e clorofila (CARLSON, 1977, LAMPARELLI, 2004). Dentre os indicadores biológicos estão aqueles com sensibilidade diferenciada a concentrações de poluentes ou outros impactos como supressão de mata ciliar.

Os macroinvertebrados bentônicos são considerados excelentes bioindicadores (GHETTI; BONAZZI, 1981; MANDAVILLE, 2002; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Estão presentes nos mais diversos tipos de ambientes aquáticos, desde poças temporárias a grandes rios, lagos e represas profundas; possuem grande riqueza de espécies, o que aumenta o espectro de respostas a alterações no ambiente; em geral, têm hábito sedentário, o que facilita a localização espacial de perturbações; integram condições ao longo do tempo fornecendo evidências das condições assimiladas por longos períodos (ROSENBERG, 1998).

Diferentes táxons de organismos pertencentes a esta comunidade e uma gama de índices biológicos e métricas têm sido amplamente utilizados como indicadores ambientais dentro e fora do Brasil (ANGRADI et al., 2009; BAPTISTA, 2008; BAPTISTA et al., 2007; BODE et al. 2002; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006; MANDAVILLE, 2002; MARTINS; STEPHAN; ALVES, 2008).

Apesar da reconhecida importância destes organismos na dinâmica de ecossistemas aquáticos continentais e de esforços realizados por especialistas, ainda há um grande déficit no conhecimento da diversidade dos macroinvertebrados bentônicos no Brasil. Os estudos têm se concentrado na região Sudeste. Porém, mesmo considerando-se esta região, onde há a maior conhecimento, diversas ainda são as bacias hidrográficas onde há carência ou ausência de estudos.

Em levantamento anterior utilizando-se além da palavra chave “macroinvertebrates”, as palavras Oligochaeta, “Chironomidae” e “Mollusca” ocorrendo junto com “community” ou comunidade; “assembly” ou assembléia e a partir dos mecanismos de busca Google Acadêmico, Scientific Electronic Library On Line (SciELO) e os bancos on line de teses e dissertações da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Universidade de São Paulo (USP) e Universidade Estadual de São Paulo (UNESP); realizado por Beghelli; Arruda (2011), foram registrados três trabalhos na bacia hidrográfica do Médio Tietê - onde está inserida a sub-bacia do Alto Sorocaba - todos versando sobre grupos específicos: Pamplin et al. (2005) realizaram estudo sobre a fauna de Oligochaeta em represas do Rio Tietê, na cidade de São Paulo; Suriani et al. (2007) também estudaram a fauna de Oligochaeta em reservatórios do médio e Baixo Tietê e Suriani; França; Rocha. (2007) realizaram um levantamento da malacofauna bentônica em represas do Médio Tietê.

Além destes, em levantamento anterior sobre estudos da comunidade de Chironomidae realizados no Estado de São Paulo, Roque et al. (2003) registraram 60 estudos sobre o grupo havendo apenas três na bacia hidrográfica do Sorocaba - Médio Tietê.

Apesar da reconhecida importância do estudo dos macroinvertebrados bentônicos para compreensão e monitoramento de corpos d’água, a riqueza e distribuição destes organismos ainda não é suficientemente conhecida. Em geral, os estudos estão concentrados em poucas bacias hidrográficas e muitas vezes a identificação dos organismos se dá em um nível superior a gênero.

A Represa de Itupararanga apesar de sua grande importância regional ainda é muito pouco estudada, especialmente do ponto de vista do estudo de comunidades e riqueza de organismos. Estudos de Limnologia nesta represa têm-se focado na caracterização abiótica (MOSCHINI-CARLOS et al., 2007; PEDRAZZI et al., 2007), usos da represa (QUEIROZ; IMAI, 2007; TANAKA, 2008), estudos da ictiofauna (SMITH; PETRERE JR, 2005; SMITH; PETRERE JR, 2007) ou sobre o fitoplâncton (LEITE; SMITH, 2009). Com relação ao estudo de macroinvertebrados bentônicos a situação se agrava. Há apenas dois estudos na represa e ainda não foi realizado levantamento faunístico a nível taxonômico inferior à família ou subfamília (ROCHA, K. 2010; TANIWAKI; SMITH, 2009)

1.4 Objetivos

Diante da necessidade de se conhecer melhor a biodiversidade e ecologia dos macroinvertebrados bentônicos e sua distribuição nas diferentes regiões do Brasil, este estudo tem como objetivos a caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na Represa de Itupararanga bem como avaliar quais são os fatores abióticos com maior relevância para a composição desta assembléia. Além disso, pretende-se verificar a resposta destes organismos a um gradiente espacial de condições ambientais e efeitos associados à sazonalidade. Espera-se que os resultados deste estudo possam vir a servir de subsídio para estudos posteriores e programas de monitoramento ambiental e manejo referentes a uma represa de grande importância regional: a Represa de Itupararanga.

2 ÁREA DE ESTUDO

A Represa de Itupararanga é parte integrante da bacia do Alto Sorocaba que por sua vez integra a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Sorocaba e Médio - Tietê (UGRHI – 10 – SMT) (Figura 3) .

A bacia do Alto Sorocaba corresponde a 7,7% do total da área da bacia SMT e sua área de drenagem abrange parcialmente os municípios de Alumínio, Cotia, Ibiúna, Mairinque, Piedade, São Roque, Vargem Grande Paulista e Votorantim. Além disso, as cidades da área de drenagem sofrem forte influência pela cidade de Sorocaba, pólo industrial regional e que capta água da represa para abastecimento público (SALES et al., 2008)

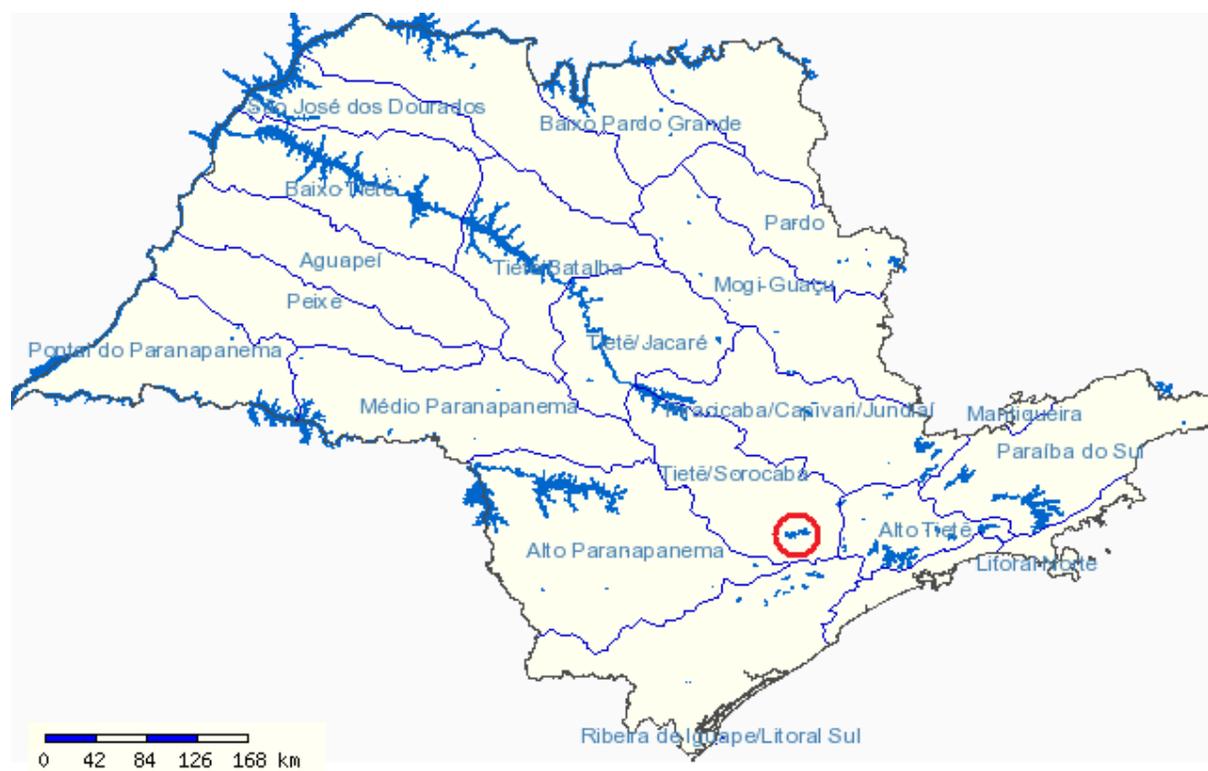


Figura 3: Mapa do Estado de São Paulo mostrando as represas e as delimitações das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Em destaque, a Represa de Itupararanga. Modificado a partir de mapa fornecido pelo Sistema de Informações Ambientais – SinBiota – FAPESP. Disponível em: <http://sinbiota.cria.org.br/atlas/>. Acessado em 14/01/2011.

A Represa de Itupararanga, está localizada nas cabeceiras do rio Sorocaba. Seus principais afluentes são os rios Sorocabuçu, Sorocamirim e Una (Figura 4).

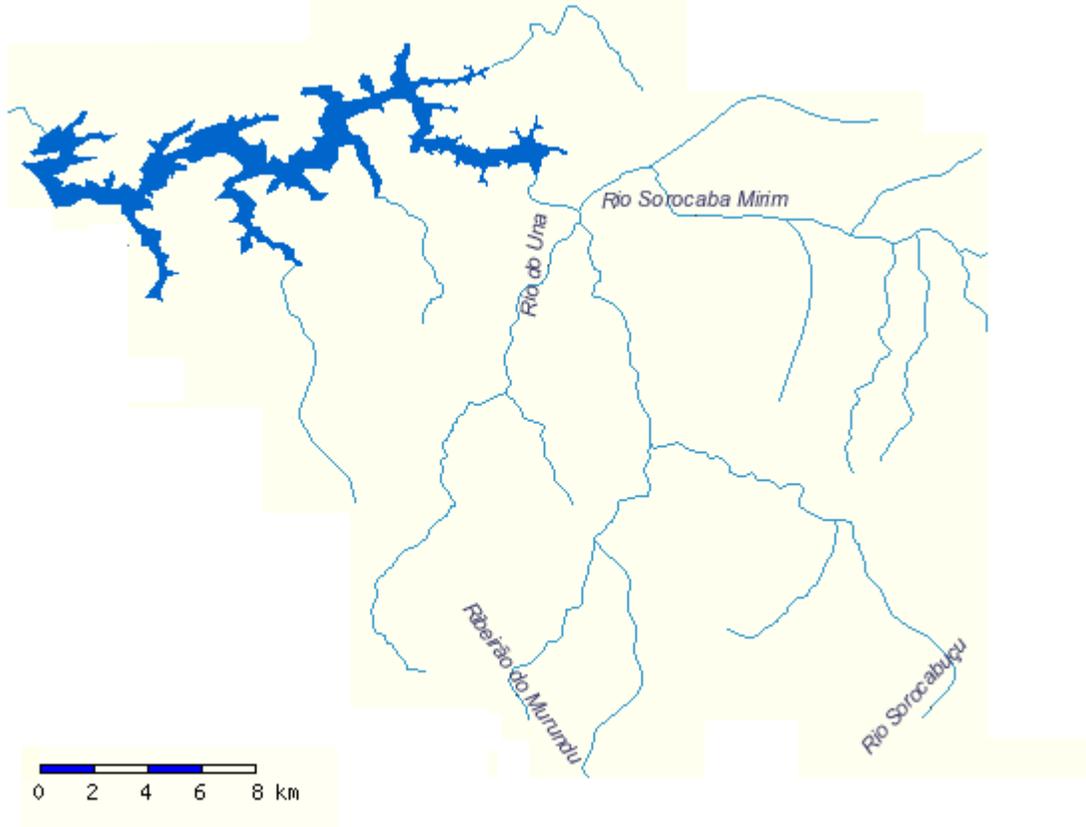


Figura 4 A Represa de Itupararanga e seus rios formadores. Modificado a partir de mapa fornecido pelo Sistema de Informações Ambientais – SinBiota – FAPESP. Disponível em: <http://sinbiota.cria.org.br/atlas/>. Acessado em 14/01/2011.

A barragem que deu origem a represa foi construída em 1911, pela Light (empresa de distribuição de energia elétrica) (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE VOTORANTIM, 2010) e tem grande importância regional.

Além de fornecer energia elétrica à Indústria Votorantim (CBA) é responsável pelo abastecimento de água das cidades de Sorocaba, Votorantim, Ibiúna e São Roque (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE VOTORANTIM, 2010) fornecendo 85% da água tratada consumida por Sorocaba (SMITH et al., 2005) e atendendo a cerca de um milhão de habitantes além de ter importante função na regularização do regime hidráulico do rio Sorocaba (SALLES et al., 2008).

Com aproximadamente 29,49 km² de área, em sua capacidade máxima a Represa de Itupararanga atinge 355.000.000 de litros de água. Suas águas também são utilizadas para outras atividades como irrigação de culturas, área de lazer e pesca (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE VOTORANTIM, 2010).

A região vem sofrendo forte degradação ambiental decorrente da crescente ocupação irregular por loteamentos e chácaras de lazer, além do uso indiscriminado de agrotóxicos e aumento da demanda para irrigação, que vem comprometendo a qualidade e a quantidade das águas da represa (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE VOTORANTIM, 2010).

Seus diversos usos vêm contribuindo para a degradação da qualidade da água do reservatório. Segundo Smith et al. (2005), os rios que dão origem a Represa de Itupararanga (Sorocabuçu, Una e Sorocamirim) apresentam-se impactados por supressão da mata ciliar e recepção de esgoto doméstico.

A área de drenagem de tais rios sofre sérios problemas com a agricultura desenvolvida às suas margens que tipicamente faz uso intensivo de agrotóxicos e irrigação. Considerando-se a área de drenagem da represa, os impactos ali identificados foram estimados como variando de mínimo a alto, sendo que as situações de impactos mais intensos ocorrem próximos aos afluentes Ribeirão Paruru, Córrego da Represa e Rio Sorocaba. A região central e a próxima a barragem da represa recebem água de melhor qualidade, proveniente dos afluentes menos impactados (SALLES et al., 2008).

Seguem alguns dados referentes à caracterização da Represa de Itupararanga na tabela 1.

Tabela 1: Características da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba / SP de acordo com Salles et al., (2008).

Área de drenagem	851 km ²
Área da represa	29,9 km ²
Volume Max	286 mi m ³
Fluxo max	39.12 m ³ .s ⁻¹
Vazão afluente média mensal	12,70 m ³ .s ⁻¹
Vazão defluente média mensal	12,68 m ³ .s ⁻¹
Capacidade de geração de energia	55 MW
Produção média anual de energia	150 GWh

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Levantamento de estudos anteriores

Foi realizado levantamento de estudos no Brasil com macroinvertebrados bentônicos desde 2004 utilizando-se todas as bases de dados para Ciências Biológicas disponibilizadas pelo Portal Periódicos CAPES disponível em: <http://www.periodicos.capes.gov.br/ez31.periodicos.capes.gov.br/index.php>.

A busca foi realizada através da procura pelas palavras bentos ou benthic ou macroinvertebrates e Brazil; bentos, bentônico ou macroinvertebrados e Brasil no título do artigo. Também foi realizado levantamento através da Scientific Electronic Library Online (SciELO) disponível em www.scielo.org.br por meio da procura pelas palavras bentos ou benthic e bentos ou bentônico ou bentônica no título.

3.2 Amostragem

As amostras foram coletadas em três zonas distintas do reservatório buscando-se obter amostras das zonas de rio, de transição e de lago (THORNTON et al. 1982). Dentro de cada zona foi coletada uma amostra no corpo central e outra da região litoral da represa. As coletas foram realizadas em dezembro de 2009 e fevereiro de 2010 (estação chuvosa) e junho de 2010 e agosto de 2010 (estação seca) todas no período diurno.

Os pontos amostrais foram georreferenciados. Seguem as coordenadas geográficas na tabela 2 e localização dos pontos amostrais na figura 5:

Tabela 2: Localização georreferenciada dos pontos amostrais.

Zona de rio	Centro	23°37'3.8"S / 47°13'41.4"W
	Margem	23° 37' 07,8'' S / 47° 13' 39,8''W
Zona de transição	Centro	23° 37' 16,6'' S / 47° 21' 30,5'' W
	Margem	23° 37' 16,6'' S / 47° 21' 46'' W
Zona de lago	Centro	23° 36' 44,6'' S / 47° 23' 40,9'' W
	Margem	23° 36' 35,9'' S / 47° 23' 16,9'' W



Figura 5: Localização a priori dos pontos de coleta na Represa de Itupararanga e divisão da represa por zonas.

Próximo a barragem ambas as margens estão protegidas por mata ciliar mais conservada, exceto por uma pequena parcela próxima a propriedade particular da CBA por onde há embarque e desembarque de funcionários da empresa para realização de serviços. Já na região central da represa, uma proporção maior de impactos foi registrada pela presença de casas de veraneio, condomínios, pastagens e cultivo de hortaliças.

Na região denominada zona de rio, há margens em condição intermediária de preservação; foi a única região analisada onde foi registrada presença de macrófitas aquáticas. Além disso, esta região é a que se encontra sob influência dos rios Una, Sorocabuçu e Sorocaba Mirim recebendo, portanto, parcela mais significativa dos impactos a montante da represa. Estudos anteriores indicam esta ser a região mais impactada do reservatório (PEDRAZZI et al., 2007; SALLES, et al. 2008).

3.3 Variáveis limnológicas

As medidas de pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica da água foram realizadas “*in situ*” próximo ao sedimento até a profundidade máxima de 15m, utilizando-se uma MultiSonda YSI modelo 556.

A transparência foi determinada através da leitura do disco de Secchi e a extensão da zona fótica calculada multiplicando-se o valor da leitura do disco pelo fator 3,0 (ESTEVES, 1988).

Para determinação do índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), foram coletadas amostras nas três zonas da represa nos pontos centrais, na subsuperfície para a determinação das concentrações de fósforo total (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005) e clorofila *a* (NUSH, 1980). Também foram determinadas as concentrações de nitrogênio total da água (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005).

Foram ainda realizadas análises físicas e químicas do sedimento: composição granulométrica (CAMARGO et al., 2009); teor de fósforo (ANDERSEN, 1976), de nitrogênio (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005) e de matéria orgânica (WETZEL; LIKENS, 2000).

3.3.1 Índice de Estado Trófico (IET)

A partir da determinação das concentrações de clorofila *a* e fósforo total, descritos no item anterior, será calculado o índice de estado trófico para as zonas de rio, transição e de lago conforme descrito por Lamparelli (2004) modificado de Carlson (1977).

Sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices para clorofila (CL) e fósforo (PT). A determinação do estado trófico baseia-se no protocolo seguido pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009, do Estado de São Paulo, conforme descrito na tabela 3.

Tabela 3: Classificação do estado trófico da represa a partir do IET médio calculado, concentrações de fósforo, clorofila *a* e leitura do disco de Secchi (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009).

Categoria (estado trófico)	Faixa	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m⁻³)	Clorofila a (mg.m⁻³)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

3.4 Variáveis bióticas

Para a análise da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos, foram coletadas amostras compostas, em triplicada, do sedimento com uma draga tipo Van Veen. Posteriormente, estas amostras foram lavadas sobre peneira de 212 μ m de abertura de malha.

Em laboratório, os organismos foram triados em bandejas sob iluminação e a partir das amostras coletadas no mês de dezembro, foram retiradas larvas vivas de quironomídeos de cada ponto amostral a fim de se obter os estágios de larva, pupa e adulto associados para identificação em nível de espécie até o limite de 50 indivíduos no total.

Para tanto, após cuidadosa triagem para não danificar as larvas, cada uma foi colocada em um frasco de plástico com pequena quantidade de sedimento e água da represa. O frasco foi tampado com filme de PVC no qual foram feitos pequenos orifícios a fim de se permitir a entrada de oxigênio. Logo após a emergência dos adultos, os mesmos foram borrifados com um jato de álcool e as exúvias da larva de 4º instar e a pupa foram recuperadas obtendo assim a associação entre larva, pupa e adulto de forma a possibilitar a identificação do espécime em nível específico (EPLER, 2001).

Ao restante das amostras de dezembro e ainda com relação à amostra total de organismos coletados em fevereiro, junho e agosto de 2010, foi adicionado formol a 4%. As larvas de Chironomidae que não emergiram foram recuperadas e identificadas até nível genérico.

Após a triagem, os organismos fixados foram armazenados em frascos de vidro contendo etanol a 80 %, devidamente etiquetados com as seguintes informações: local, ponto amostral, data de coleta, nome do coletor e grupo taxonômico.

As larvas, pupas e adultos de Chironomidae foram montados em lâminas permanentes. Após separação das larvas estas passaram pelos processos de diafanização, clareamento e preservação conforme o método do bálsamo do Canadá modificado a partir do descrito por Epler (2001).

Tal método consistiu na imersão das larvas em solução de KOH por período entre 24 e 48 hs, seguido por banhos sucessivos por períodos de 8 a 16 min em água destilada, ácido acético a 10%, álcool 80% e álcool absoluto. Após esta fase de clareamento, os espécimes foram mergulhados em óleo de cravo e então montados em lâminas sobre uma ou duas gotas de bálsamo do Canadá.

Tal procedimento foi realizado a fim de além de se identificar os organismos, manter-se uma coleção de referência. Este material encontra-se depositado na Coleção Didático Científica da Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba. Os demais organismos coletados foram mantidos em frascos de vidro conservados em etanol 80%.

Para os demais organismos, foram montadas lâminas temporárias para sua identificação. Após isto, os exemplares foram devolvidos aos seus respectivos frascos de vidro contendo etanol a 80 %.

Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, geralmente gênero ou espécie, com utilização de microscópio estereoscópico de aumento de até 50x, microscópio óptico com aumento de até 1000x e das seguintes chaves de identificação, trabalhos e manuais: Brinkhurst (1971); Brinkhurst; Gelder (2001); Epler (2001); Hilsenhoff (2001); Pinho (2008); Saether (1980); Trivinho-Strixino (2011).

3.4.1 Índices e métricas

Para análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foram utilizados os índices e métricas citados na tabela 4.

Tabela 4: Métricas e índices para análise da assembléia de macroinvertebrados bentônicos.

Métricas / índices	Referências
Riqueza de Simpson	Mandaville (2002)
Uniformidade de Pielou J	Begon et al. (2006)
Diversidade de Shannon-Wiener	Begon et al. (2006); Lampert; Sommer (2007)
Dominância de Simpson	Odum (1998)
Guildas Tróficas Funcionais	Merrit; Cummins (1996); Mandaville (2002)

Além destes, foi calculada a densidade de organismos dividindo-se o número de indivíduos coletados pela área total amostrada de cada ponto obtendo-se o resultado em número de indivíduos por m².

O índice de riqueza de Simpson é um índice que leva em consideração o tamanho da amostra, permitindo uma melhor comparação entre ambientes com amostras de tamanhos distintos do que quando se realiza apenas a contagem de táxons. A riqueza de Simpson é definida pela seguinte equação:

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

Onde S é o número de espécies na amostra e N é o tamanho da amostra.

Em uma determinada comunidade (ou amostra de uma comunidade) os diferentes táxons contribuem (n), proporcionalmente, de formas distintas com relação ao total da amostra (N). Assim sendo, índice de dominância indica como está distribuída esta proporção - é o inverso da equabilidade - e assim, será maior quanto menor o número de táxons responsáveis pelo total da amostra. O índice de dominância de Simpson segue a seguinte equação:

$$D = \sum \left(\frac{n}{N} \right)^2$$

O índice de diversidade, amplamente utilizado em ecologia de comunidades, combina os valores de dominância (inverso da equabilidade) e de riqueza de espécies. A vantagem do índice de diversidade é exatamente esta capacidade de síntese, porém, um índice de diversidade sem os índices de riqueza e equabilidade dificilmente terá alguma utilidade devido à perda de informação.

Assim, por exemplo, uma elevada dominância irá reduzir o índice de diversidade podendo mascarar uma riqueza também elevada. De forma semelhante, uma amostra pode ter uma riqueza maior que outra, mas esta riqueza estar distribuída em poucos táxons dominantes.

O índice de diversidade de Shannon é dado pela seguinte equação:

$$H' = -\sum \left(\frac{n}{N} \right) \times \ln \left(\frac{n}{N} \right)$$

Onde n é número de indivíduos de cada espécie e N o total de indivíduos na amostra

Um dos índices mais amplamente utilizados de equabilidade é o índice de Pielou, estes índices medem o quanto cada táxon contribui para o total da diversidade observada. Quanto mais homogênea for a participação dos táxons que compõem a amostra, maior será este índice. O índice de Pielou, utiliza a seguinte equação para determinar a equabilidade:

$$e = \frac{H'}{\log S}$$

Onde H' é o índice de diversidade de Shannon e S o número de espécies na amostra.

3.5 Análises estatísticas

Para verificar a similaridade abiótica entre os pontos, agrupando-os em zonas de rio, transição e lago e em regiões profunda e litoral, foi realizada análise de *cluster* e ainda uma Análise de Similaridade (ANOSIM) de entrada dupla para verificar a significância da zonation rio, transição, lago e região profunda e litoral. As análises foram realizadas a partir de agrupamento por distância euclidiana e de uma matriz de dados padronizados por meio de escores z.

Também foi realizada uma ANOSIM de entrada dupla para os dados de densidade de organismos da comunidade bentônica considerando-se a divisão espacial e sazonal utilizada neste trabalho. Estes dados foram padronizados para o logaritmo da densidade de organismos e o método de agrupamento utilizado foi o de Bray-Curtis.

Objetivando-se verificar se a diferença entre as médias de diversidade, riqueza e dominância entre as zonas longitudinais, regiões transversais e entre as estações era significativa, foi realizada análise de bootstrap para teste de hipóteses (teste *t*).

A fim de se verificar o quanto as variáveis ambientais explicam a variância observada na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre as variáveis ambientais e logaritmo da densidade de espécies e a significância da análise foi verificada por meio de teste de permutação. Após isto, foram identificados agrupamentos e as principais variáveis ambientais que diferenciavam cada um.

Os programas Bioestat 5.0 (Ayres et al., 2007) para execução do teste t , Multi Variate Statistical Package 3.12 (Kovach Computer Services, 2001) para análises de correspondência canônica (ACC) e Past 2.01 (Hammer et al. 2001) para análises de similaridade (ANOSIM).

4 RESULTADOS

4.1 Levantamento de estudos anteriores

Segundo o levantamento realizado, os estudos sobre macroinvertebrados bentônicos, no Brasil, concentram-se nas regiões Sudeste (60%) e Sul (22%). A região mais carente de estudos é a região Centro-Oeste onde não foi registrado nenhum trabalho publicado (figura 6).

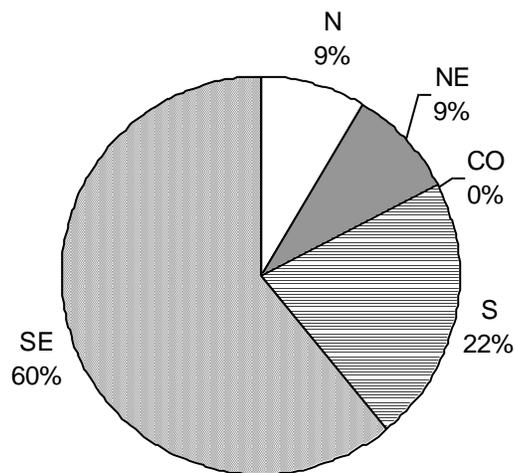


Figura 6: Porcentagens de estudos publicados a partir de 2004 sobre macroinvertebrados bentônicos de corpos d'água continentais por região do Brasil. Levantamento realizado em 13 de março de 2011 utilizando-se o Portal Periódicos CAPES e o Scientific Electronic Library Online (Scielo).

Considerando-se apenas a região Sul, foram registrados estudos apenas nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, conforme ilustrado na figura 7. Por fim, no estado de São Paulo onde o presente trabalho foi realizado, há estudos apenas nas bacias do rio Tietê e Paranapanema, nas subbacias do Baixo e Médio Tietê e Alto Paranapanema sendo um dos estudos ao longo do rio Paranapanema, abrangendo mais de uma sub-bacia (tabela 5).

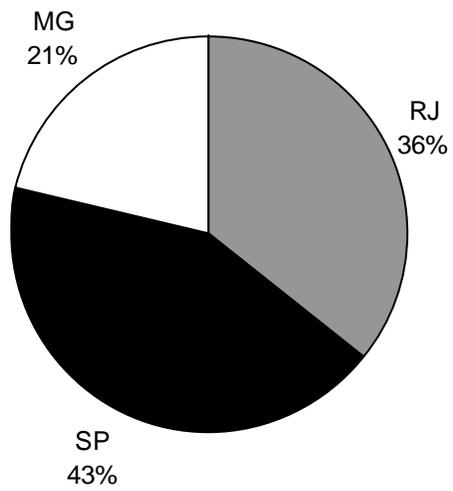


Figura 7: Porcentagens de estudos publicados a partir de 2004 sobre macroinvertebrados bentônicos de corpos d'água continentais por estado da região sudeste do Brasil. Levantamento realizado em 13 de março de 2011 utilizando-se o Portal Periódicos CAPES e o Scientific Electronic Library Online (SciELO).

Tabela 5: Estudos publicados a partir de 2004 sobre macroinvertebrados bentônicos de corpos d'água continentais. Levantamento realizado em 13 de março de 2011 utilizando-se o Portal Periódicos CAPES e o Scientific Electronic Library Online (SciELO). ¹Bacia do Alto Paranapanema; ²Bacia do Rio Paranapanema (pontos ao longo do rio); ³Bacia do Baixo Tietê; ⁴Bacia do Médio Tietê;.

Região	Referência	Estado
Norte	Couceiro et al. (2007)	AM
	Tupinambás; Callisto; Santos (2007)	PA
Nordeste	Callisto et al. (2005)	BA
	Lucca et al. (2010)	MA
Centro-Oeste	---	---
Sudeste	Almeida et al. (2009)	RJ
	Baptista et al. (2007)	RJ
	Buss; Borges (2008)	RJ
	Callisto et al. (2004)	MG
	Carvalho; Uieda (2004)	SP ¹
	Ferreira; Paiva; Callisto (2010)	MG
	França; Suriani; Rocha (2007)	SP ³
	Jorcin; Nogueira (2008)	SP ²
	Moreno; Callisto (2006)	MG
	Oliveira et al. (2011)	RJ
	Ribeiro; Uieda (2005)	SP ¹
	Silveira et al. (2006)	RJ
	Suriani; França; Rocha (2007)	SP ⁴
	Ayres-Peres; Sokolowicz; Santos (2006)	RS
Sul	Bagatini; Benedito; Higuti (2010)	PR
	Buckup et al (2007)	RS
	Colpo; Brasil; Camargo (2009)	RS
	Wilckler-Sosinski et al. (2008)	RS

4.2 Análise das variáveis abióticas

4.2.1 Dados pluviométricos e hidrológicos

Dados obtidos junto à Votorantim Metais indicam haver duas estações bem demarcadas, uma seca que vai de setembro a março e outra chuvosa compreendendo os meses de abril a agosto. Os valores mensais de chuva acumulada variam de 111 a 453 mm/mês. Os meses mais secos são agosto (acumulada = 0,5 mm/mês) e junho (acumulada = 26 mm/mês). O mês de fevereiro apresenta chuva acumulada de 111 mm/mês (figura 8).

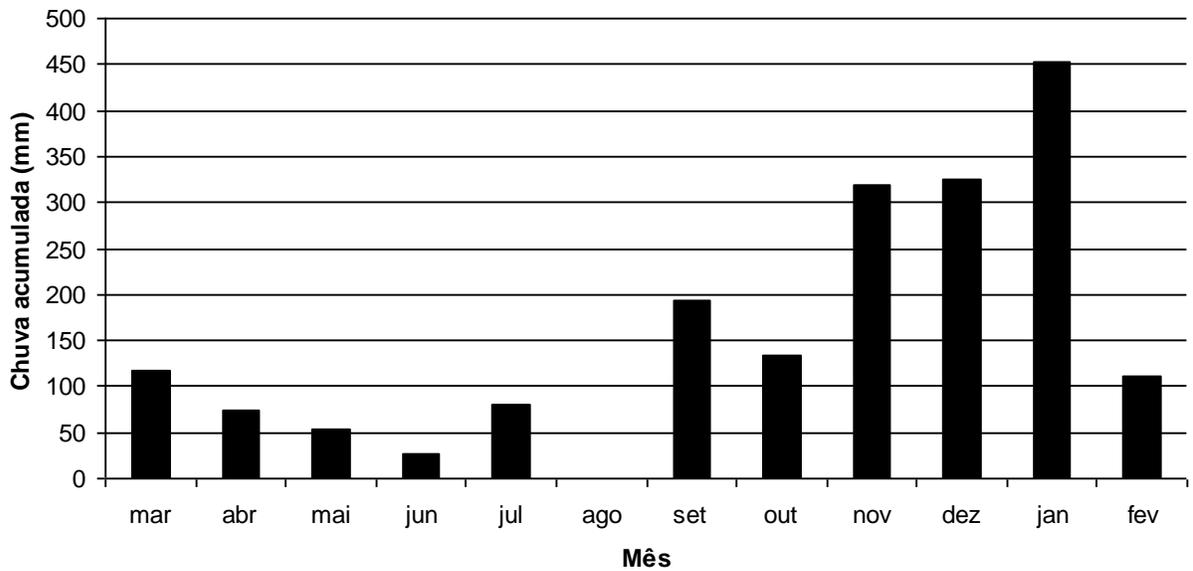


Figura 8: Chuva acumulada no mês (em mm) na Represa de Itupararanga. Dados obtidos a partir de valores registrados para o ano de 2009 (setembro a dezembro) e 2010 (janeiro a agosto) pela Votorantim Metais.

Com relação ao fluxo d'água, dentre os meses onde foram feitas coletas neste estudo (dezembro de 2009, fevereiro, junho e agosto de 2010), dezembro e fevereiro são os meses onde há maior influxo de água e junho e agosto onde há menor. Porém, nos primeiros dois meses também ocorreram as maiores saídas de água com balanço hídrico positivo apenas no mês de dezembro de 2009. O maior volume médio (considerando-se apenas o período de estudo) de água na represa foi registrado em fevereiro de 2010: $0,261 \text{ km}^3$ de água (figura 9 e tabela 6).

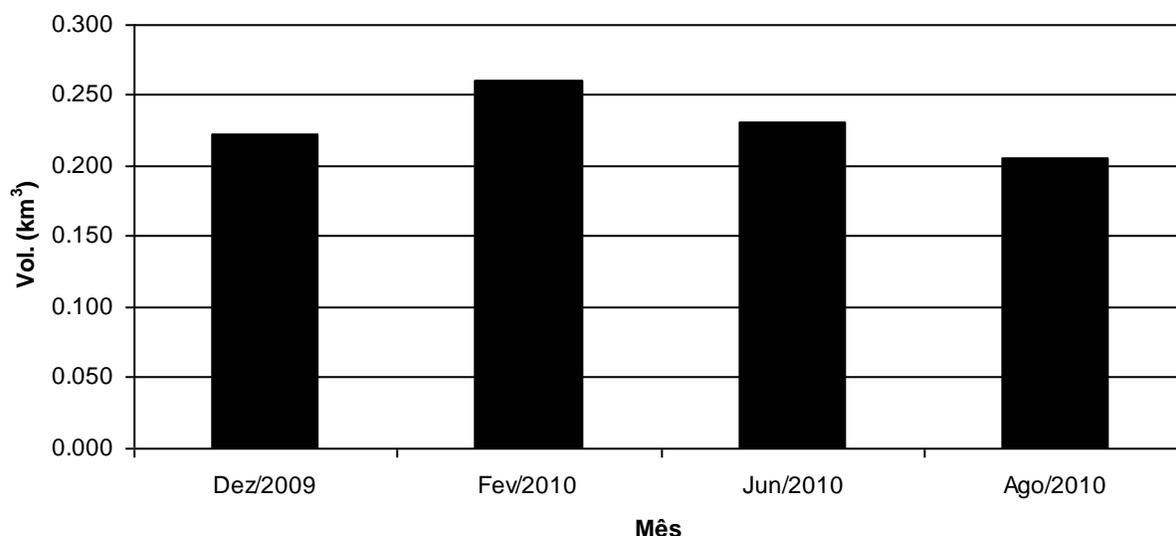


Figura 9: Volume de água (em km³) na Represa de Itupararanga. Dados obtidos a partir de valores médios registrados para dezembro de 2009, fevereiro, junho e agosto de 2010 pela Votorantim Metais.

Tabela 6 Dados de vazão a montante (QM), a jusante (QJ) e balanço hídrico (QM-QJ) registrados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP.

	QM (m ³)		QJ (m ³)		QM-QJ
	Média	dp	Média	dp	
dez/09	33,90	12,14	28,57	2,68	5,33
fev/10	26,44	10,08	30,50	9,21	-4,06
jun/10	10,11	2,68	10,74	1,96	-0,63
ago/10	7,32	1,88	15,28	3,16	-7,97

4.2.2 Água

A temperatura da água próxima ao sedimento variou de 14,45 a 26,83 °C com diferença de 6,91 °C entre as temperaturas médias de cada estação e amplitude máxima (considerando-se todas as medidas realizadas) de 12,38 °C. Entre as zonas delimitadas para este estudo, as temperaturas médias aumentaram no sentido da zona de rio para a zona de lago em ambos os períodos.

O pH, variou de 2,48 a 7,83 com uma amplitude de 5,35 quando se consideram todos os registros. Valores médios inferiores foram registrados na zona de transição e na zona de

lago, respectivamente nas estações chuvosa e seca enquanto que os valores superiores foram registrados na zona de rio.

A condutividade variou entre 40 e 97 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, os valores médios para estação chuvosa e seca e chuvosa foram respectivamente de 51,3 e 54,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ tendo sido registrada maior amplitude nos valores registrados durante a estação seca. Com relação às diferenças espaciais, o comportamento foi semelhante ao do pH: valores médios menores na zona de transição na estação chuvosa e na zona de lago na estação seca. Em ambas as estações os valores médios mais elevados foram registrados na zona de rio. Com relação a concentração de oxigênio dissolvido, houve ampla variação desde situações muito próximas a anoxia (0,20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) a situações de próximas a saturação (OD máx. = 9,95 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Valores médios inferiores foram registrados na zona de rio e valores superiores na zona de lago em ambos os períodos.

Com relação à profundidade e extensão da zona eufótica houve ampla variação, especialmente devido ao fato de o estudo abranger amostras de centro e margem. As profundidades médias registradas foram de 9,23 m durante a estação chuvosa e de 8,68 m durante a estação seca. A profundidade máxima foi registrada durante a estação chuvosa sendo de 20,5 m, próximo à barragem da represa (zona de lago). A segunda maior profundidade registrada foi de 20 m no mesmo ponto amostral, durante a estação seca.

Na tabela 7 são apresentados os valores, máximos, mínimos, a média e a amplitude para as variáveis limnológicas realizadas *in situ* considerando-se as estações seca e chuvosa. Já as tabelas 8 e 9, apresentam estas características separando-se as amostras por zonas. Também é realizada esta análise para amostras da região litoral e central.

Tabela 7: Valores médios, máximos, mínimos e amplitude registrados das variáveis abióticas da água medidas in situ na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP para as estações chuvosa (dezembro de 2009, fevereiro de 2010) e seca (junho de 2010, agosto de 2010). Temp.= temperatura (°C), Cond = condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), OD = oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), Prof = profundidade (m), Zeu = extensão da zona eufótica (m).

		Temp.	pH	Condut.	OD	Prof.	Zeu
Chuva	Max	26,83	7,83	65,00	7,75	20,50	8,25
	Min	21,28	2,48	40,00	0,20	2,25	1,80
	Média	23,46	5,84	51,33	4,10	9,23	4,80
	Amplitude	5,55	5,35	25,00	7,55	18,25	6,45
	DP	1,53	1,98	8,33	3,13	6,60	1,94
Seca	Max	17,80	7,39	97,00	9,05	20,00	5,40
	Min	14,45	5,15	40,00	3,07	2,50	2,40
	Média	16,54	6,28	54,33	5,62	8,68	3,93
	Amplitude	3,35	2,24	57,00	5,98	17,50	3,00
	DP	0,99	0,70	17,42	1,71	6,04	1,01

Tabela 8: Valores médios, máximos, mínimos, amplitude e desvio padrão (DP) registrados das variáveis da água medidas in situ na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP para a estação chuvosa (dezembro de 2009, fevereiro de 2010) separados por zona de rio, de transição (trans) e de lago, além de região litoral e central. Temp.= temperatura (°C), Cond = condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), OD = oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), Prof = profundidade (m), ZF = extensão da zona fótica (m).

		Temp	pH	Cond	OD	Prof	Zeuf
Z, Rio	Min	21,28	4,04	48,00	1,05	4,25	1,80
	Max	22,41	7,50	61,00	2,02	10,50	3,60
	Média	21,87	6,10	53,25	1,61	7,56	2,85
	Amplitude	1,13	3,46	13,00	0,97	6,25	1,80
	DP	0,55	1,50	6,40	0,41	2,76	0,90
Z,Trans	Min	23,76	3,14	45,00	0,33	3,00	4,80
	Max	24,90	7,83	52,00	7,75	19,00	7,20
	Média	24,14	5,39	47,75	5,21	11,06	5,63
	Amplitude	1,14	4,69	7,00	7,42	16,00	2,40
	DP	0,54	2,37	3,10	3,32	8,61	1,13
Z,Lago	Min	23,20	2,48	40,00	0,20	2,25	3,60
	Max	26,83	7,78	65,00	7,37	20,50	8,25
	Média	24,36	6,04	53,00	5,47	9,06	5,93
	Amplitude	3,63	5,30	25,00	7,17	18,25	4,65
	DP	1,71	2,46	13,34	3,52	8,35	2,01
Litoral	Min	21,54	3,60	40,00	1,76	2,25	1,80
	Max	26,83	7,83	64,00	7,75	10,50	6,75
	Média	23,84	6,39	50,33	5,46	5,00	4,38
	Amplitude	5,29	4,23	24,00	5,99	8,25	4,95
	DP	1,89	2,00	8,43	2,80	3,06	1,76
Centro	Min	21,28	2,48	43,00	0,20	4,25	2,40
	Max	24,14	6,99	65,00	6,97	20,50	8,25
	Média	23,08	5,29	52,33	2,73	13,46	5,23
	Amplitude	2,86	4,51	22,00	6,77	16,25	5,85
	DP	1,10	1,97	8,89	3,05	6,60	2,18

Tabela 9: Valores médios, máximos, mínimos, amplitude e desvio padrão (DP) registrados das variáveis limnológicas medidas in situ na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP para a estação seca (junho e agosto de 2010) separados por zona de rio, de transição (trans) e de lago, além de região litoral e central. Temp.= temperatura (°C), Cond = condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), OD = oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), Prof = profundidade (m), Zeu = extensão da zona fótica (m).

		Temp	pH	Cond	OD	Prof	Zeu
Z. Rio	Min	14,45	5,50	51,00	3,68	3,90	2,40
	Max	15,83	6,60	56,00	6,57	7,50	3,30
	Média	15,35	6,17	52,75	4,86	5,28	2,85
	Amplitude	1,38	1,10	5,00	2,89	3,60	0,90
	DP	0,65	0,52	2,36	1,41	1,55	0,37
Z.Trans	Min	16,76	5,15	41,00	3,07	2,50	3,00
	Max	17,48	6,65	81,00	6,66	14,00	5,40
	Média	17,09	5,95	53,75	5,39	8,65	4,50
	Amplitude	0,72	1,50	40,00	3,59	11,50	2,40
	DP	0,30	0,63	18,71	1,59	5,95	1,07
Z.Lago	Min	16,79	5,50	40,00	4,54	2,70	3,90
	Max	17,80	7,39	97,00	9,05	20,00	4,80
	Média	17,19	6,71	56,50	6,60	12,11	4,43
	Amplitude	1,01	1,89	57,00	4,51	17,30	0,90
	DP	0,48	0,84	27,33	2,02	8,06	0,38
Litoral	Min	15,30	5,50	40,00	3,73	2,50	2,85
	Max	17,80	7,39	97,00	9,05	8,25	5,40
	Média	16,71	6,48	55,50	6,26	4,44	3,75
	Amplitude	2,50	1,89	57,00	5,32	5,75	2,55
	DP	0,97	0,72	21,07	1,74	2,08	1,05
Centro	Min	14,45	5,15	40,00	3,07	5,00	2,40
	Max	17,35	6,80	81,00	7,38	20,00	5,10
	Média	16,38	6,07	53,17	4,97	12,92	4,10
	Amplitude	2,90	1,65	41,00	4,31	15,00	2,70
	DP	1,08	0,67	14,85	1,55	5,74	1,03

A Represa de Itupararanga teve, durante o período estudado, valores para o IET que a classificam entre condições de mesotrofia e eutrofia. Em geral, o Zona de Rio apresentou valores médios maiores de IET (tabela 10).

Tabela 10: Valores obtidos para o índice de estado trófico da água e classificação por ponto amostral da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, para os meses de dezembro de 2009, fevereiro e junho de 2010. Zona de rio; zona de transição; zona de lago. *A classificação do estado trófico das amostras de agosto de 2010, baseou-se nas concentrações de fósforo e leitura do disco de Secchi apenas.

	Zona	IET PT	IET CL	IET médio	Secchi (m)	Classificação
dez/09	Rio	59,76	56,34	58,05	1,2	Mesotrófico
	Transição	53,19	58,97	56,08	1,6	Mesotrófico
	Lago	52,04	60,76	56,40	1,7	Mesotrófico
fev/10	Rio	63,77	61,68	62,73	0,8	Eutrófico
	Transição	53,59	58,85	56,22	2,4	Mesotrófico
	Lago	51,63	55,13	53,38	2,8	Mesotrófico
jun/10	Rio	58,83	59,84	59,34	1,1	Eutrófico
	Transição	60,60	58,35	59,48	1,7	Eutrófico
	Lago	52,41	62,38	57,39	1,5	Mesotrófico
ago/10	Rio	58,81	--	--	0,8	Eutrófico*
	Transição	52,21	--	--	1,5	Mesotrófico*
	Lago	50,17	--	--	1,6	Mesotrófico*

4.2.3 Sedimento

As análises químicas (teor de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) e a granulometria do sedimento podem ser vistas nas figuras 10 a 16 referentes às amostras de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa), junho e agosto de 2010 (estação seca). Em geral, as regiões centrais apresentaram valores superiores para teor de matéria orgânica no sedimento, sendo superiores a 10%, com exceção das amostras da zona de rio coletadas em dezembro de 2009 e em agosto de 2010.

O teor de nitrogênio variou de não detectável (zona de transição em dezembro de 2009 e junho de 2010 e zona de lago em fevereiro de 2010) a $1,09 \text{ mg.g}^{-1}$ (zona de rio, fevereiro de 2010) considerando-se as amostras litorâneas enquanto que nas amostras centrais, concentração variou de $158,67$ (zona de lago, junho de 2010) a $2,98 \text{ mg.g}^{-1}$ (zona de rio, junho de 2010).

As concentrações de fósforo no sedimento variaram de $1,73 \text{ mg.g}^{-1}$ (zona de rio, agosto de 2010) a $8,44 \text{ mg.g}^{-1}$ (zona de rio, fevereiro de 2010) considerando-se as amostras centrais

e de não detectável (zona de lago, fevereiro de 2010) a 8,48 mg.g⁻¹ (zona de rio, dezembro de 2009) considerando-se as amostras litorâneas.

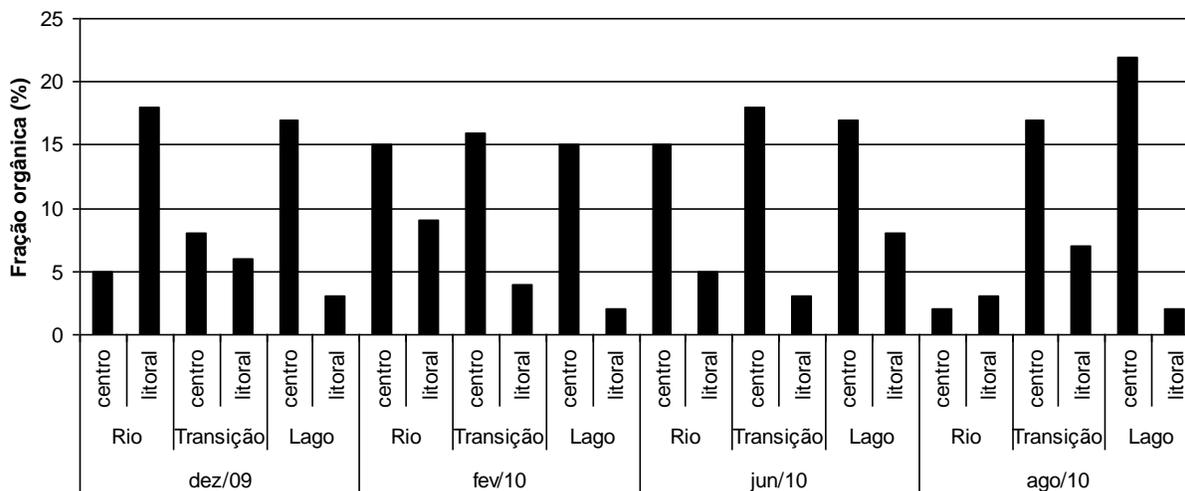


Figura 10: Porcentagem de matéria orgânica no sedimento dos diferentes pontos amostrados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP.

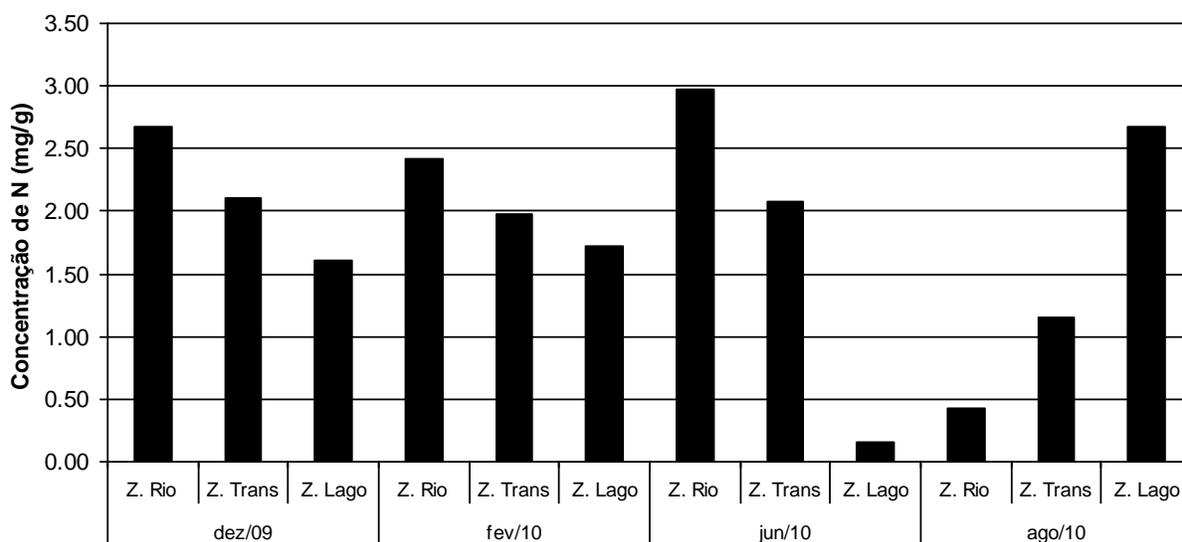


Figura 11: Concentração de nitrogênio total no sedimento (mg.g⁻¹) da Represa de Itupararanga para as amostras coletadas na região central nas zonas de rio, transição e lago (Z.Rio, Z. Trans, Z. Lago). Amostras referentes aos meses de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e agosto de 2010 (estação seca).

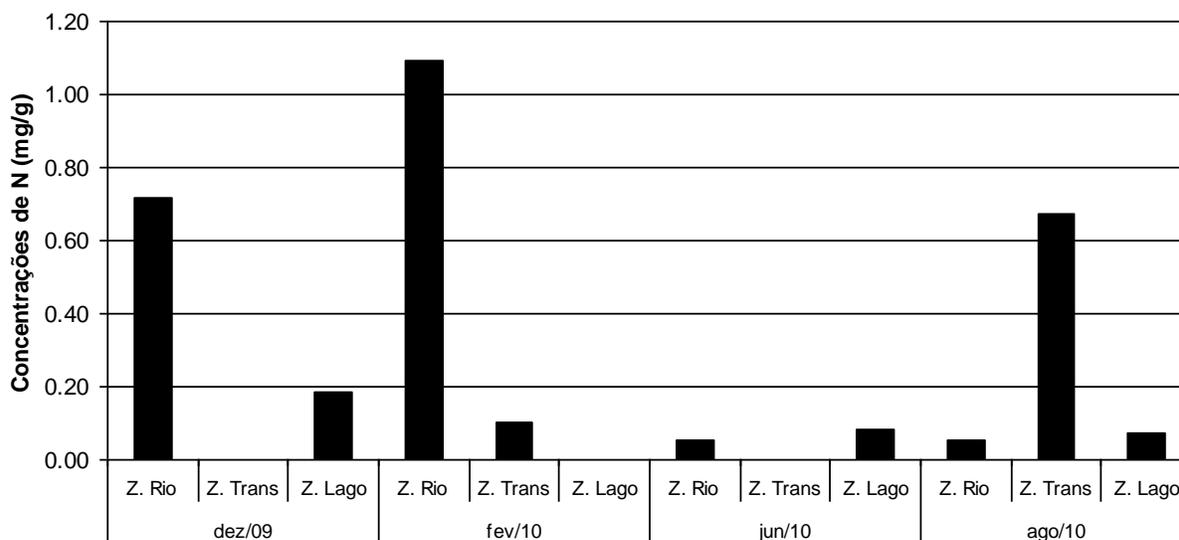


Figura 12: Concentração de nitrogênio total no sedimento (mg.kg^{-1}) da Represa de Itupararanga para as amostras coletadas na região litorânea nas zonas de rio, transição e lago (Z.Rio, Z. Trans, Z. Lago). Amostras referentes aos meses de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e agosto de 2010 (estação seca).

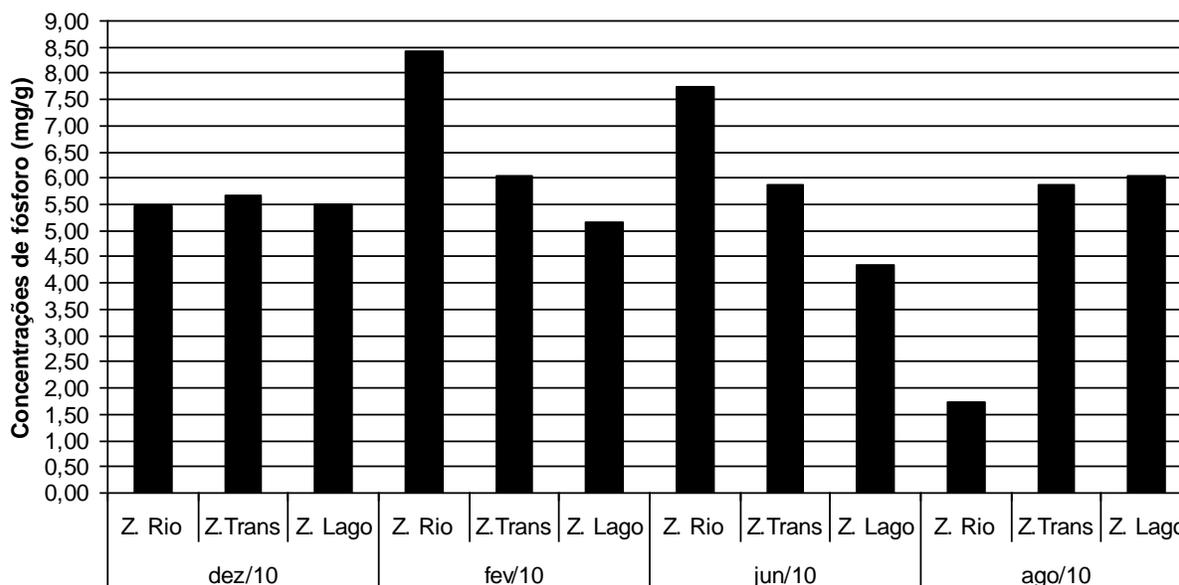


Figura 13: Concentração de fósforo total no sedimento (mg.g^{-1}) da Represa de Itupararanga para as amostras coletadas na região central nas zonas de rio, transição e lago (Z.Rio, Z. Trans, Z. Lago). Amostras referentes aos meses de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e agosto de 2010 (estação seca).

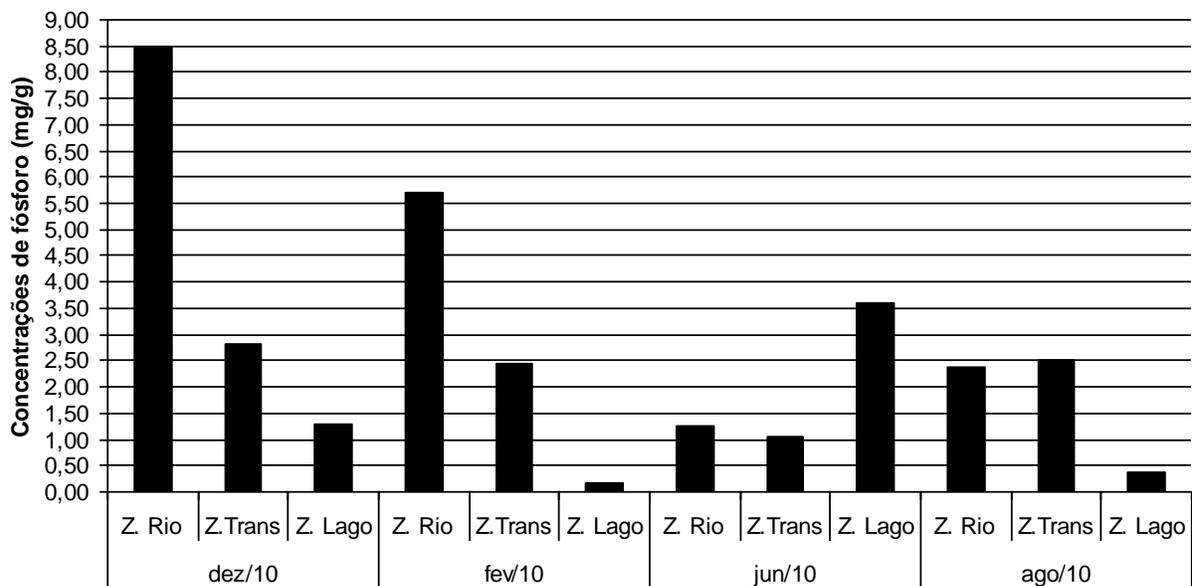


Figura 14: Concentração de fósforo total no sedimento (mg.g^{-1}) da Represa de Itupararanga para as amostras coletadas na região litorânea nas zonas de rio, transição e lago (Z.Rio, Z. Trans, Z. Lago). Amostras referentes aos meses de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e agosto de 2010 (estação seca).

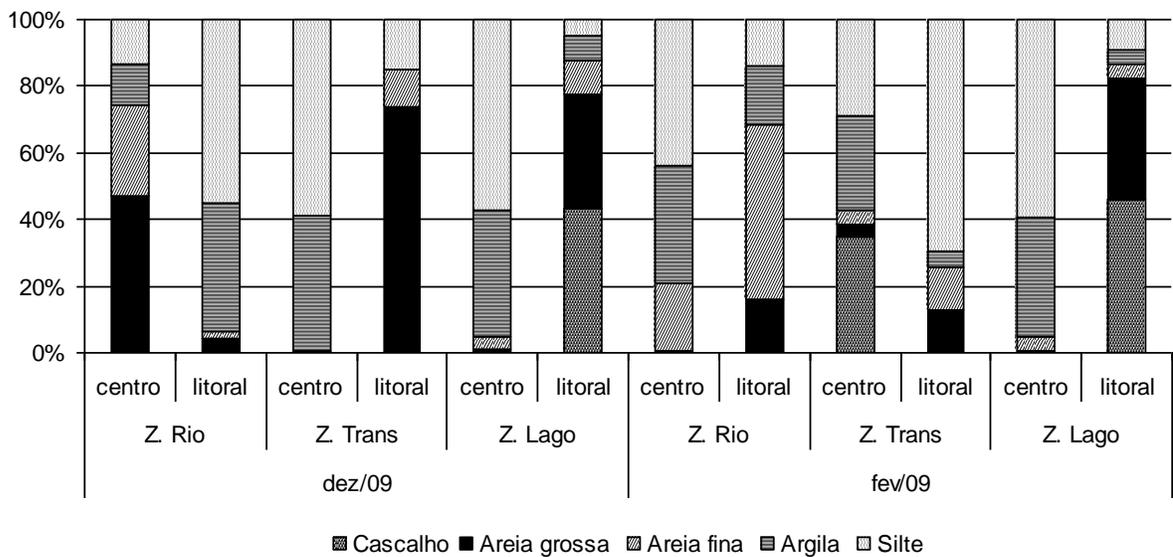


Figura 15: Proporções das diferentes frações inorgânicas do sedimento coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP durante a estação chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010).

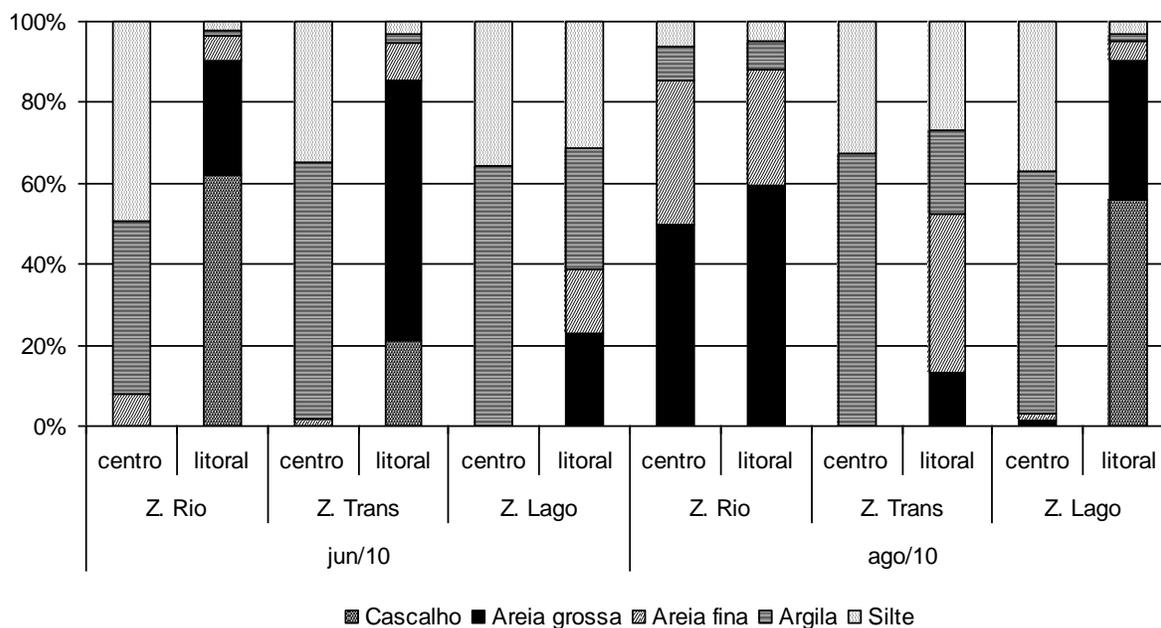


Figura 16: Proporções das diferentes frações inorgânicas do sedimento coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP durante a estação seca (julho de 2010 e agosto de 2010).

4.2.4 Heterogeneidade espacial e componentes principais

As análises estatísticas de similaridade (ANOSIM de dupla entrada) indicam haver zoneamento tanto no sentido longitudinal, dividindo a represa em zonas de rio, de transição e de lago ($p = 0,00133$), quanto no sentido transversal, caracterizando uma região profunda e outra litorânea ($p = 0,0023$). A análise de *cluster* indica uma maior diferenciação da zona de rio com relação às zonas de transição e de lago do que entre estas duas (figura 17).

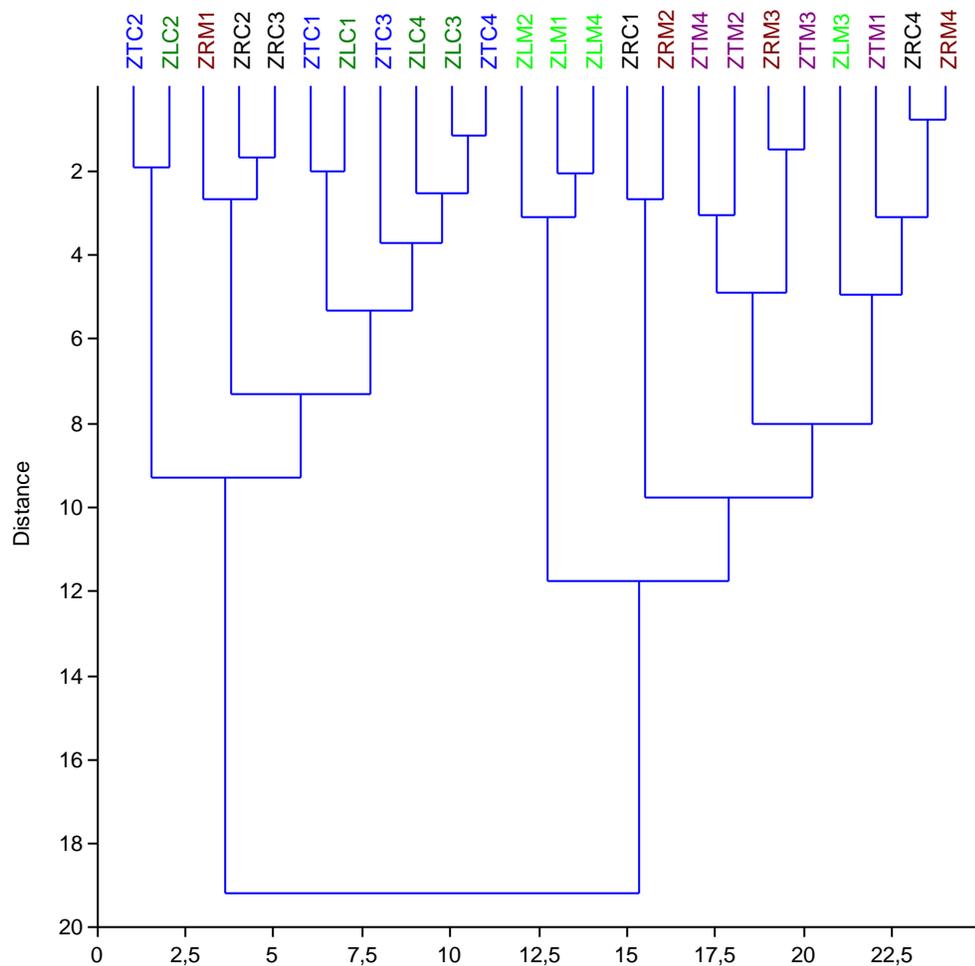


Figura 17: Análise de *cluster* a partir da matriz de dados abióticos padronizada registrados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Foi utilizado o método de Ward para agrupamento. Correlação cofenética = 0,7831. ZR, ZT e ZL indicam, respectivamente as zonas de rio, transição e lago. As letras C e M indicam, respectivamente, regiões central e litorânea e os números 1 e 2 indicam amostras coletadas em dezembro de 2009 e fevereiro de 2010, correspondendo à estação chuvosa e 3 e 4 correspondem às amostras de junho e agosto de 2010 (estação seca).

4.3 Análise biótica

Das 50 larvas criadas, apenas cinco emergiram, sendo três fêmeas e três machos. Dois dos quatro machos criados tiveram as exúvias de larva e pupa recuperadas e com relação ao terceiro, não foi possível recuperar a exúvia da larva, havendo apenas a da pupa e o adulto. Já com relação às fêmeas, apenas as exúvias das pupas foram recuperadas com os adultos.

A espécie aqui descrita como *Chironomus itupararanga* (ver apêndice) ainda não corresponde oficialmente a tal categoria uma vez que os autores do trabalho notaram haver fortes semelhanças, tanto da larva quanto do adulto com *C. calligraphus* (SPIES et al. 2010). Alguns caracteres morfológicos são distintos quando comparados com os desenhos de outros trabalhos, como o padrão de manchas nas pernas do adulto descrito por Correia (2004) e o padrão de shagreen na pupa descrito por Fittkau (1965). Porém, para uma conclusão mais embasada iremos analisar o neótipo que se encontra no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, SP.

As figuras 18 a 21 são de alguns organismos selecionados como representantes das subfamílias Chironominae, Orthocladiinae e Tanypodinae (Chironomidae) registrados na Represa de Itupararanga durante o estudo destacando estruturas importantes à diferenciação dos grupos. Já a figura 22 é de uma larva de *Chaoborus* sp; as figuras 23 a 25 destacam estruturas importantes na identificação de *Limnodrillus* spp e as figuras 26 e 27 destacam estruturas especiais de alguns Tubificinae (Naididae): papilas e cerdas capilares de *Peloscolex* (figura 26) e brânquias de *Branchiura sowerbii* (figura 27).



Figura 18: Cápsula cefálica de larva de *Asheum* sp (Chironomidae, Chironominae) coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 100x. Beghelli, F.G.S.



Figura 19: Cápsula cefálica de larva de *Corynoneura* sp (Chironomidae, Orthocladiinae) coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 100x. Beghelli, F.G.S.



Figura 20: Cápsula cefálica de larva de *Chironomus* sp (Chironomidae, Chironominae) destacando o mento (seta grande) e a placa ventromental (seta menor) coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 200x. Beghelli, F.G.S.

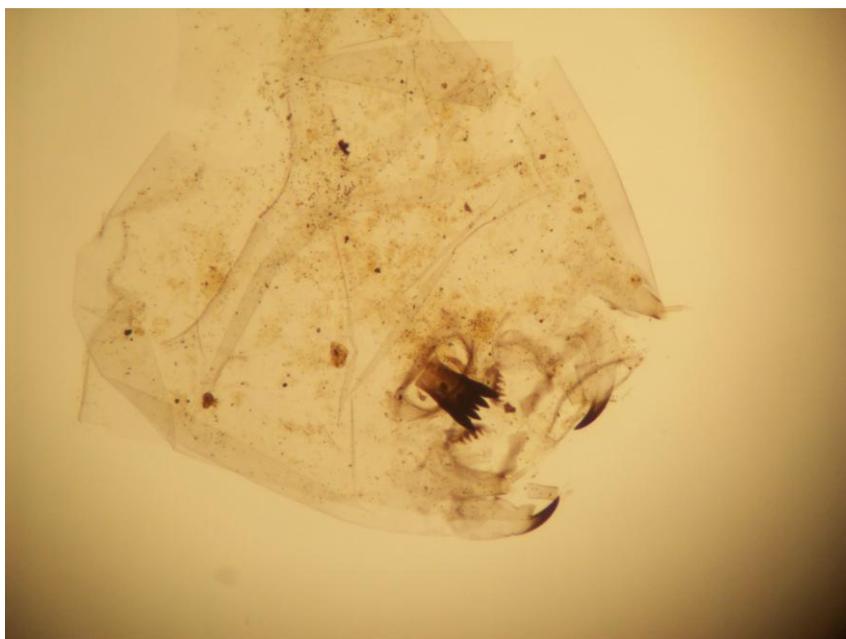


Figura 21: Cápsula cefálica de larva de *Procladius* sp (Chironomidae, Tanypodinae) coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 200x. Beghelli, F.G.S.



Figura 22: Larva de *Chaoborus* sp coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 40x. Beghelli, F.G.S.



Figura 23: Bainha peniana de *Limnodrillus hoffmeisteri* coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 400x. Beghelli, F.G.S.



Figura 24: Feixe de cerdas de *Limnodrillus hoffmeisteri* coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 400x. Beghelli, F.G.S.



Figura 25: *Limnodrillus hoffmeisteri* coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 40x. Beghelli, F.G.S.



Figura 26: Cerdas capilares e papilas em *Peloscolex* sp coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 200x. Beghelli, F.G.S.



Figura 27: *Branchiura sowerbyi* coletado na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Aumento de 50x, destacando a presença de brânquias na região posterior. Beghelli, F.G.S.

Foram coletados, no total, 2087 indivíduos sendo que a densidade variou de zero a 2963 ind.m⁻² com os maiores valores registrados na zona de rio (figura 28). Foram identificados 28 táxons (tabelas 11 e 12). O número de táxons registrados por período de coleta foi: 13, 12, 20 e 16, respectivamente para os meses de dezembro de 2009, fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e agosto de 2010 (estação seca). Somando-se os dois meses de cada estação, foram registrados 17 táxons durante a estação chuvosa e 25 táxons durante a seca.

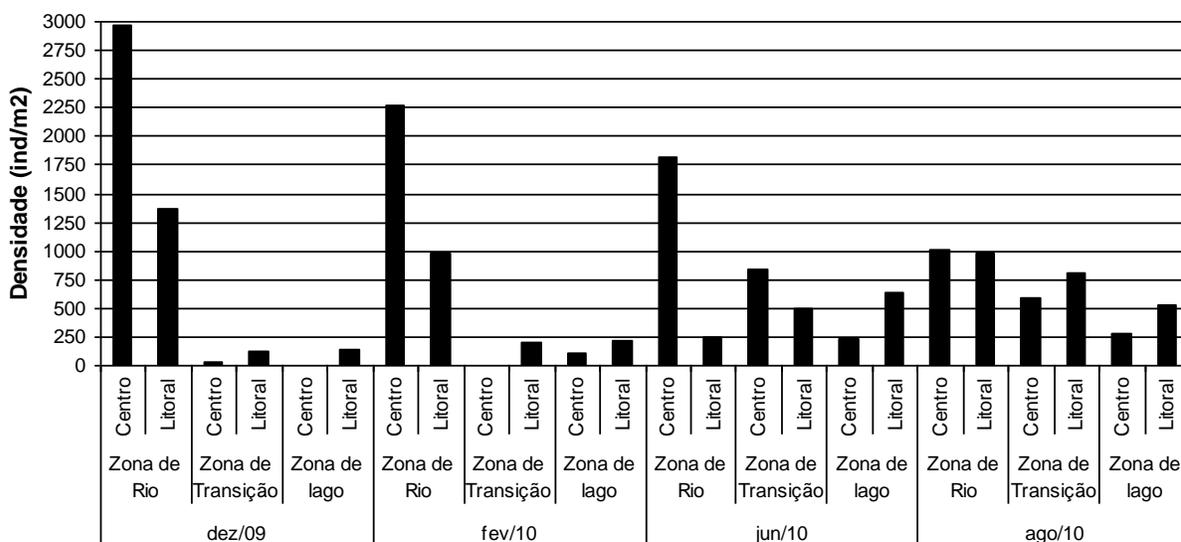


Figura 28: Valores calculados para densidade (ind.m⁻²) referentes às amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas na Represa de Itapararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, durante as estações chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e seca (junho e agosto de 2010) nas zonas de rio, transição e de lago.

Na amostra coletada na zona de lago, região profunda no mês de dezembro foi registrado apenas um indivíduo – *Saetheria* sp - e na amostra coletada na zona de transição na região profunda em fevereiro não foi registrado nenhum organismo.

De forma geral, houve predomínio de Tubificinae (Oligochaeta, Naididae) e Chironomidae (Diptera) havendo dominância de Tubificinae na estação chuvosa e de Chironomidae na seca (figuras 29 e 30).

A identificação de organismos bentônicos apresenta um problema duplo: a identificação grosseira, utilizando-se táxons abrangentes como família ou subfamília, leva a uma perda substancial de informações.

A pesquisa deve, portanto ter como meta a identificação dos organismos até o menor nível taxonômico possível. Porém, a identificação deve ser realizada com cautela, evitando-se o erro da identificação incorreta, frequente em trabalhos deste tipo (ROQUE et al., 2003).

Uma vez que as amostras geralmente são compostas por um número significativo de larvas de Chironomidae em ínstares inferiores ao 4º ou mesmo ao 3º, a identificação de alguns

grupos seria um tanto dúbio, uma vez que há gêneros muito próximos morfologicamente, especialmente quando se tem disponível apenas a larva.

Por este motivo, optou-se por considerar os gêneros *Tanytarsus* e *Caladomyia* como *Tanytarsini* spp. Outros táxons foram ainda identificados em nível mais abrangente do que o genérico (*Hirudinea* sp1, *Ceratopogonidae* sp1, *Tubificinae* sp1, *Pentaneurini* sp1 e *Plecoptera* sp1). Uma vez que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos contém ampla variedade de grupos taxonômicos, não é comum que um ou poucos pesquisadores sejam capazes de identificar, com segurança, todos eles. Assim sendo, grupos de ocorrência rara e para os quais não foi possível uma identificação segura, houve identificação em níveis mais abrangentes. Porém, a observação dos exemplares e sua comparação foram realizadas com o objetivo de se verificar se eles pertenciam à mesma morfoespécie.

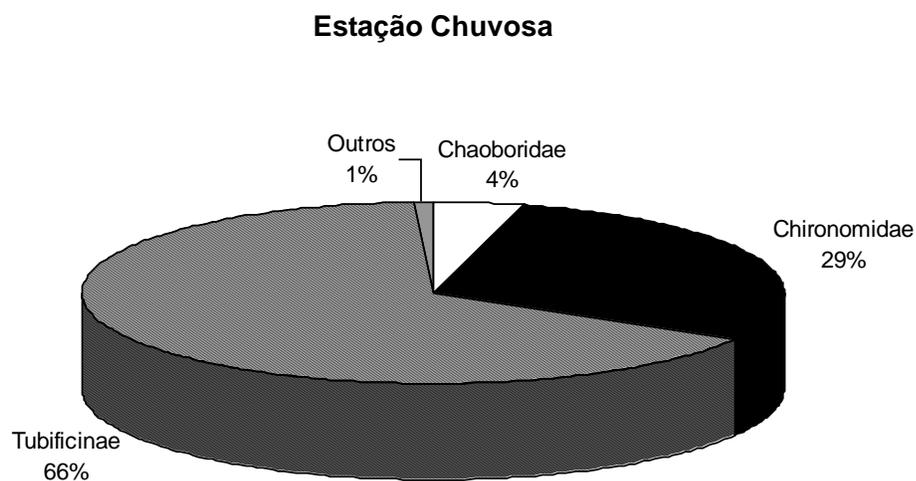


Figura 29: Abundância relativa (%) dos grupos de macroinvertebrados bentônicos coletados durante a estação chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, considerando-se nível taxonômico de família ou subfamília.

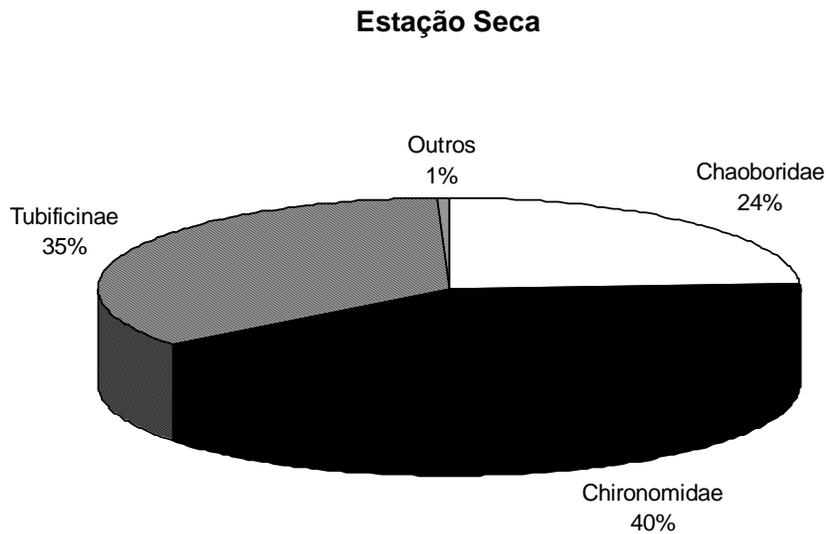


Figura 30: Abundância relativa (%) dos grupos de macroinvertebrados bentônicos coletados durante a estação seca (junho e agosto de 2010) na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, considerando-se nível taxonômico de família ou subfamília.

A zona de rio foi caracterizada, em todas as coletas pela presença de dois táxons dominantes: *Limnodrillus hoffmeisteri*, que compôs de 40,4 a 95,1% das amostras coletadas na zona de rio e *Chironomus* sp que compôs de 0,5 a 50,0% das amostras. Ambos estiveram presentes em todas as amostras desta zona.

Na zona de transição, foi observada uma maior variação na composição da comunidade. Na região central (profunda), houve predomínio de *Goeldichironomus* sp e *Procladius* sp (40,0% cada) durante o mês de dezembro de 2009 enquanto nenhum organismo foi registrado no mês de fevereiro.

Já durante a estação seca, o táxon *Chaoborus* sp foi dominante, em ambas as amostragens da região central, compondo 94,7 e 95,0% do total de organismos amostrados no ponto para os meses de junho e agosto de 2010 respectivamente. Já nas amostras litorâneas, houve variação quanto aos táxons dominantes, sendo os principais: *Chaoborus* sp; *Tanytarsini* spp; *Fissimentum* sp e *Goeldichironomus* sp.

Com relação à zona de lago, os táxons mais representativos foram: *Chaoborus* sp na região central (apenas na estação seca) compondo de 0,00 a 95% do total da amostra e Tanytarsini spp na região litoral compondo de 0,00 a 68,42% da amostra (ver tabelas 11 e 12).

Tabela 11: Abundância relativa (%) de cada amostra para a estação chuvosa de táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP nas zonas de rio, transição e lago (Z.R., Z.T, Z.L.) nas regiões central (C) e litorânea (L).

* um único espécime compôs a totalidade da amostra.

	dez/09						fev/10					
	Z.R.		Z.T.		Z.L.		Z.R.		Z.T.		Z.L.	
	C	L	C	L	C	L	C	L	C	L	C	L
<i>Chironomus</i> spp	21,3	0,5	-	6,3	-	-	50,0	24,2	-	-	14,3	3,3
<i>Fissimentum</i> spp	-	-	-	6,3	-	21,1	-	-	-	-	-	53,3
<i>Goeldichironomus</i> sp	-	-	40,0	31,3	-	-	-	-	-	37,0	-	6,7
<i>Paralauterborniella</i> sp	-	-	-	-	-	5,3	-	-	-	-	-	-
<i>Pelomus</i> spp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,0
Pentaneurini sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	-	-
<i>Asheum</i> sp	-	-	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polypedilum</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	3,0	-	-	-	-
<i>Procladius</i> sp	-	-	40,0	-	-	10,5	-	-	-	-	-	-
<i>Saetheria</i> sp.	-	-	-	-	*100,0	-	-	0,8	-	-	-	-
<i>Tanypus</i> sp	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	-
Tanytarsini spp	-	-	-	12,5	-	36,8	-	-	-	-	7,1	-
<i>Chaoborus</i> sp	-	3,8	-	-	-	5,3	4,4	1,5	-	40,7	78,6	6,7
<i>Branchiura sowerbyi</i>	5,0	-	-	-	-	-	1,5	4,6	-	-	-	-
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	72,3	95,1	-	31,3	-	10,5	41,2	65,9	-	18,5	-	-
Perdas	1,3	0,5	-	12,5	-	5,3	-	-	-	-	-	-

Tabela 12: Abundância relativa (%) ao total de cada amostra para a estação seca de táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP nas zonas de rio, transição e lago (Z.R., Z.T, Z.L.) nas regiões central (C) e litorânea (L).

	jun/10						ago/10					
	Z.R.		Z.T.		Z.L.		Z.R.		Z.T.		Z.L.	
	C	L	C	L	C	L	C	L	C	L	C	L
<i>Ablabesmyia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4
<i>Chironomus</i> spp	12,1	20,7	-	-	-	-	49,3	6,0	-	-	-	-
<i>Coelotanypus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Corynoneura</i> sp	-	-	-	-	3,9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cricotopus</i> sp	-	-	-	-	7,7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fissimentum</i> spp	-	-	-	37,5	-	5,5	-	-	-	2,8	-	1,4
<i>Goeldichironomus</i> sp	-	-	-	6,3	-	6,9	-	-	-	2,8	-	1,4
<i>Nilothauma</i> sp	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-
<i>Pelomus</i> spp	-	13,8	-	6,3	3,9	-	0,8	4,5	-	7,3	-	-
<i>Pentaneurini</i> sp1	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-
<i>Asheum</i> sp	-	-	-	-	3,9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polypedilum</i> sp	-	3,5	-	-	-	-	-	8,3	-	22,0	-	-
<i>Procladius</i> sp	-	-	-	6,4	3,9	-	-	2,3	5,0	14,7	7,89	-
<i>Stempellina</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8
<i>Saetheria</i> sp.	-	-	-	6,3	-	1,4	0,8	0,8	-	0,9	-	8,3
<i>Tanitarsini</i> spp	-	-	-	31,3	-	68,5	-	-	-	31,2	-	84,7
<i>Chaoborus</i> sp	1,5	-	94,79	6,3	73,1	15,1	6,6	3,8	95,0	4,6	92,11	-
<i>Ceratopogonidae</i> sp1	-	-	-	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-
<i>Trichoptera</i> sp1	-	-	-	-	3,9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Branchiura sowerbyi</i>	1,5	-	2,08	-	-	1,4	-	0,8	-	-	-	-
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	83,1	44,8	2,08	-	-	-	40,4	73,7	-	12,8	-	-
<i>Tubificinae</i> sp1	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peloscolex</i> sp	-	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bothrioneurum</i> sp	-	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hirudinea</i> sp1	-	6,9	1,04	-	-	-	0,7	-	-	0,9	-	-

A riqueza registrada por amostra variou de zero a 10 táxons registrados por amostra. Os menores valores foram observados nos pontos da região profunda com duas exceções na zona de rio.

Já a equabilidade variou de zero a 0,96 levando a variações do índice de diversidade entre 0,2 e 1,86 nats / ind (desconsiderando-se as amostras com um e zero indivíduos). Os dados são apresentados nas figuras 31 e 32 e tabelas 13 e 14.

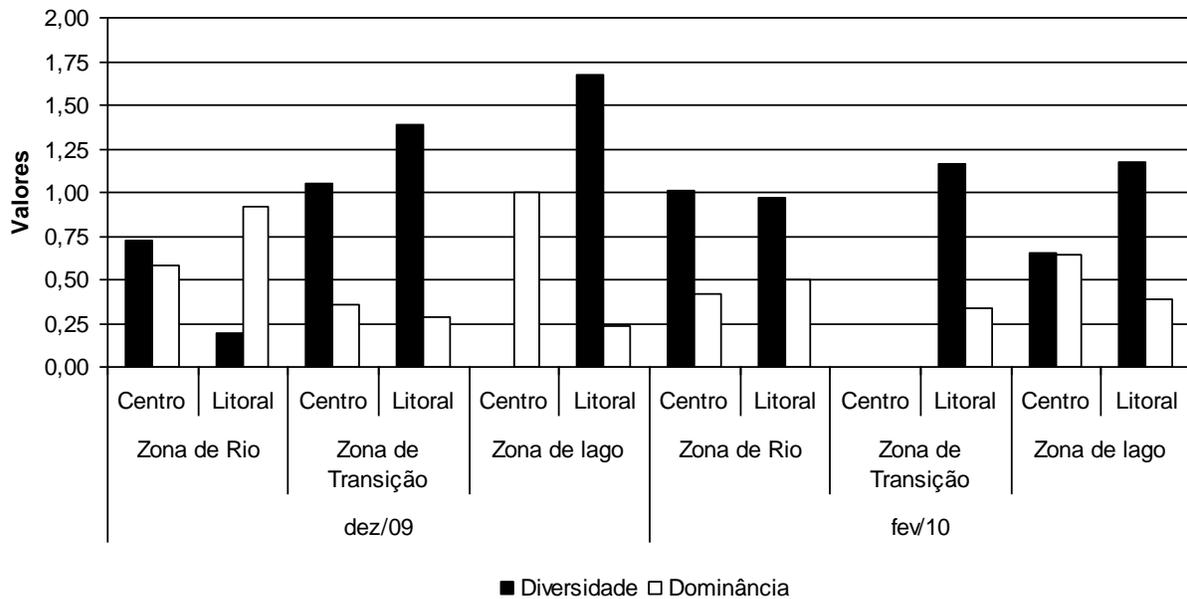


Figura 31: Valores calculados para o índice de diversidade de Shannon (nats/ind.) e índice de dominância de Simpson referentes às amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, durante a estação chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010).

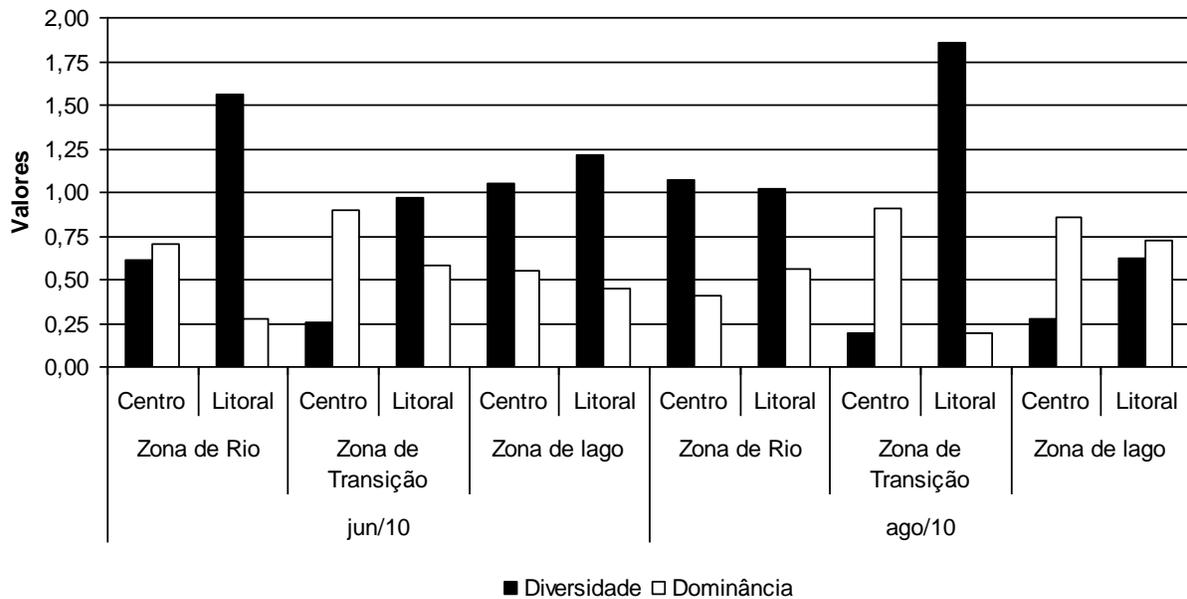


Figura 32: Valores calculados para o índice de diversidade de Shannon (nats/ind.) e índice de dominância de Simpson referentes às amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP, durante a estação seca (junho e agosto de 2010).

Tabela 12: Valores calculados de dominância de Simpson (D), diversidade de Shannon em nats / ind. (H'), equabilidade de Pielou (J) e riqueza de Simpson (d) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Mínimo = Mín; Máximo = Max; Amplitude; Média e Desvio Padrão = DP. Amostras coletadas nas zonas de rio, transição e de lago com duas amostras centrais e outras duas na região litoral para cada zona durante as estações chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e seca (junho e agosto de 2010). A amostra da zona de transição na região central referente ao mês de fevereiro não foi considerada para estes cálculos por ser nula.

		Chuva				Seca			
		D	H'	J	RS	D	H'	J	RS
Rio	Mín	0,42	0,20	0,18	2,56	0,27	0,61	0,38	4,57
	Máx	0,92	1,02	0,63	5,53	0,71	1,56	0,80	7,53
	Amplitude	0,49	0,82	0,45	2,97	0,43	0,95	0,42	2,96
	Média	0,60	0,73	0,47	4,07	0,49	1,07	0,55	6,49
	DP	0,22	0,37	0,20	1,27	0,19	0,39	0,18	1,40
Trans	Mín	0,29	1,06	0,84	1,57	0,19	0,20	0,19	1,47
	Máx	0,36	1,39	0,96	4,13	0,91	1,86	0,81	9,51
	Amplitude	0,07	0,34	0,12	2,56	0,71	1,66	0,62	8,03
	Média	0,33	1,20	0,89	3,00	0,64	0,82	0,44	5,48
	DP	0,04	0,17	0,06	1,31	0,34	0,78	0,27	3,65
Lago	Mín	0,23	0,00	0,00	0,00	0,45	0,28	0,35	1,37
	Máx	1,00	1,67	0,86	6,20	0,85	1,22	0,59	7,46
	Amplitude	0,77	1,67	0,86	6,20	0,41	0,94	0,24	6,10
	Média	0,57	0,87	0,55	3,16	0,64	0,79	0,47	5,15
	DP	0,34	0,72	0,38	2,69	0,18	0,43	0,11	2,65

Tabela 13: Valores calculados de dominância de Simpson (D), diversidade de Shannon em nats / ind. (H'), equabilidade de Pielou (J) e riqueza de Simpson (d) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. Mínimo = Mín; Máximo = Max; Amplitude; Média e Desvio Padrão = DP. Amostras coletadas nas zonas de rio, transição e de lago com duas amostras centrais e outras duas na região litoral para cada zona durante as estações chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e seca (junho e agosto de 2010). A amostra da zona de transição na região central referente ao mês de fevereiro não foi considerada para estes cálculos por ser nula. Em represa, foram considerados os registros das três zonas, tanto amostras centrais quanto litorais, por estação; em centro, todas as amostras coletadas na região central, por estação, foram consideradas assim como em litoral.

		Chuva				Seca			
		D	H'	J	RS	D	H'	J	RS
Represa	Mín	0,23	0,00	0,00	0,00	0,19	0,20	0,19	1,37
	Máx	1,00	1,67	0,96	6,20	0,91	1,86	0,81	9,51
	Amplitude	0,77	1,67	0,96	6,20	0,71	1,66	0,62	8,14
	Média	0,52	0,91	0,61	3,45	0,59	0,89	0,48	5,70
	DP	0,25	0,49	0,30	1,80	0,24	0,52	0,19	2,54
Centro	Mín	0,36	0,00	0,00	0,00	0,41	0,20	0,19	1,37
	Máx	1,00	1,06	0,96	4,57	0,91	1,08	0,54	7,53
	Amplitude	0,64	1,06	0,96	4,57	0,49	0,88	0,35	6,16
	Média	0,60	0,69	0,54	2,38	0,72	0,58	0,38	4,12
	DP	0,25	0,42	0,35	1,78	0,21	0,40	0,13	2,51
Litoral	Mín	0,23	0,20	0,18	2,56	0,19	0,63	0,35	5,46
	Máx	0,92	1,67	0,86	6,20	0,73	1,86	0,81	9,51
	Amplitude	0,68	1,48	0,69	3,65	0,53	1,23	0,46	4,05
	Média	0,44	1,09	0,67	4,34	0,46	1,21	0,58	7,28
	DP	0,25	0,50	0,27	1,36	0,20	0,44	0,19	1,37

Os táxons mais frequentes foram: *Limnodrillus hoffmeisteri*, *Chaoborus* sp, *Chironomus* spp e *Branchiura sowerbyi*. A composição taxonômica, frequência relativa de cada táxon registrado e respectiva guilda trófica funcional, estão listados nas tabelas 14 e 15.

Tabela 14: Composição taxonômica (Filo Annelida), frequência de ocorrência (%) e guilda trófica funcional (MANDAVILLE, 2002) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. durante as estações chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e seca (junho e agosto de 2010). SupOR = superordem; SubFam = subfamília; Fam. = família; Gên. = gênero. Colunas: Chuva corresponde às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante a estação chuvosa; Seca corresponde às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante a estação seca; Total às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante todo o período de estudo; GAF indica a guilda trófica funcional a que pertence o táxon a partir da classificação sugerida por Mandaville (2002). Col-cat = coletor-catador; prd = predador; frg = fragmentador; col=fil = coletor-filtrador; var = táxons em que a GAF varia dentro do nível taxômico utilizado; ? = táxons sobre os quais não foi registrada informação.

	Chuva (%)	Seca (%)	Total (%)	GAF
Filo Annelida				
Classe Clitellata				
SupOr Microdrili				
Fam. Naididae				
SubFam. Tubificinae				
<i>Bothrioneurum</i> sp	0	8	4	col-cat
Gên. <i>Branchiura</i>				
<i>Branchiura sowerbyi</i>	25	33	29	col-cat
Gên. <i>Limnodrilus</i>				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	58	50	54	col-cat
<i>Pelosclex</i> sp	8	8	8	col-cat
Tubificinae sp1	0	8	4	col-cat
Clado Hirudinea				
Hirudinea sp1	0	33	17	prd

Tabela 15: Composição taxonômica (filo Arthropoda), frequência de ocorrência (%) e guilda trófica funcional (MANDAVILLE, 2002) para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. durante as estações chuvosa (dezembro de 2009 e fevereiro de 2010) e seca (junho e agosto de 2010). SupOR = superordem; SubFam = subfamília; Fam. = família; Gên. = gênero. Colunas: Chuva corresponde às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante a estação chuvosa; Seca corresponde às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante a estação seca; Total às frequências relativas ao total das amostras coletadas durante todo o período de estudo; GAF indica a guilda trófica funcional a que pertence o táxon a partir da classificação sugerida por Mandaville (2002). Col-cat = coletor-catador; prd = predador; frg = fragmentador; col=fil = coletor-filtrador; var = táxons em que a GAF varia dentro do nível taxômico utilizado; ? = táxons sobre os quais não foi registrada informação.

	Chuva (%)	Seca (%)	Total (%)	GAF
Filo Arthropoda				
Superclasse Hexapoda				
Classe Insecta				
Ordem Diptera				
Fam. Ceratopogonidae				
Ceratopogonidae sp1	0	8	4	prd
Fam. Chaoboridae				
<i>Chaoborus</i> sp	58	83	71	prd
Fam. Chironomidae				
SubFam. Chironominae				
Tribo Chironomini				
<i>Asheum</i> sp	8	8	8	?
<i>Chironomus</i> spp	58	33	46	col-cat
<i>Fissimentum</i> spp	25	33	29	?
<i>Goeldichironomus</i> sp	33	33	33	col-cat
<i>Nilothauma</i> sp	0	8	4	col-cat
<i>Paralauterborniella</i> sp	8	0	4	col-cat
<i>Pelomus</i> spp	8	50	29	col-cat
<i>Polypedilum</i> sp	8	25	17	frg
<i>Saetheria</i> sp.	17	50	36	col-cat
Tribo Tanytarsini				
<i>Stempellina</i> sp	0	8	4	col-cat
Tanytarsini spp	25	33	29	col-fil
SubFam. Orthoclaadiinae				
Tribo Corynoneurini				
<i>Corynoneura</i> sp	0	8	4	col-cat
Tribo Orthoclaadiini				
<i>Cricotopus</i> sp	0	8	4	var
SubFam. Tanypodinae				
Tribo Coelotanipodini				
<i>Coelotanypus</i> sp	8	0	4	prd
Tribo Pentaneurini				
<i>Ablabesmyia</i> sp	0	8	4	prd

Tabela 15 (cont.)

Pentaneurini sp1	8	8	8	prd
Tribo Procladiini				
<i>Procladius</i> sp	17	50	33	prd
Tribo Tanypodini				
<i>Tanypus</i> sp	8	0	4	prd
Ordem Plecoptera				
Plecoptera sp1	0	8	4	var

Os organismos identificados estão distribuídos em dois filos: Annelida e Arthropoda. Os clados Hirudinea e Oligochaeta representam o primeiro ocorrendo apenas uma família e uma subfamília dentro da clado Oligochaeta (Naididae: Naidinae). Com relação aos artrópodes, foram registrados espécimes pertencentes às ordens Diptera e Plecoptera.

Já com relação às guildas tróficas funcionais, foram registradas predadores, coletores-catadores, coletores-filtradores e fragmentadores, com predomínio dos dois primeiros grupos. Durante a estação chuvosa houve predomínio da guilda de coletores-catadores enquanto que durante a estação seca, o predomínio foi de coletores-catadores na zona de rio, predadores na zona de transição e coletores-filtradores na zona de lago (figura 33).

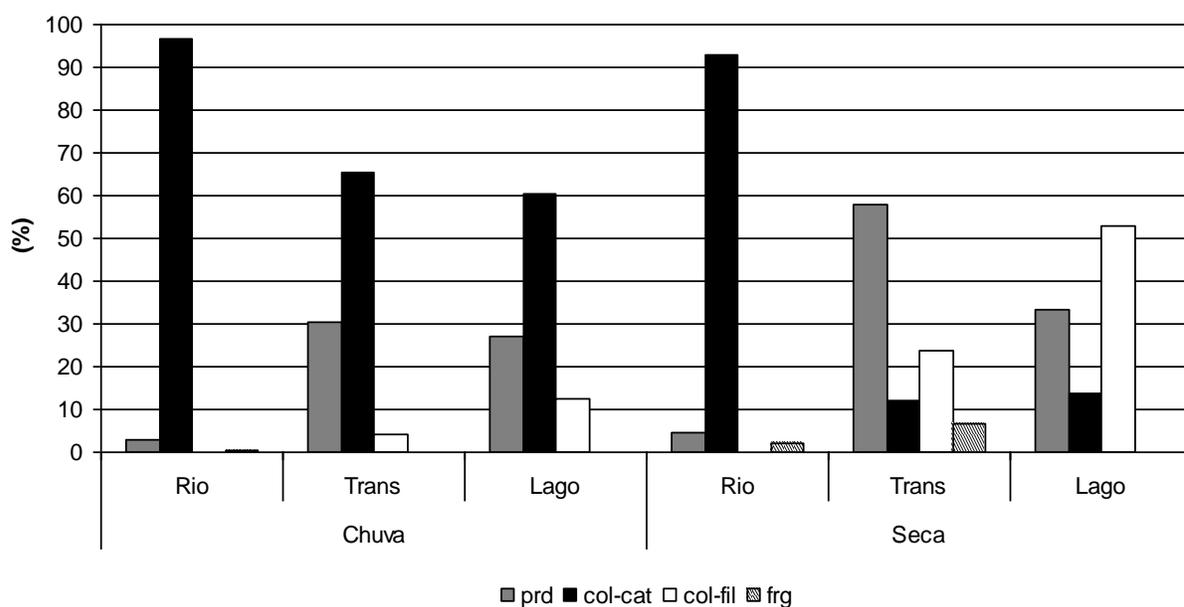
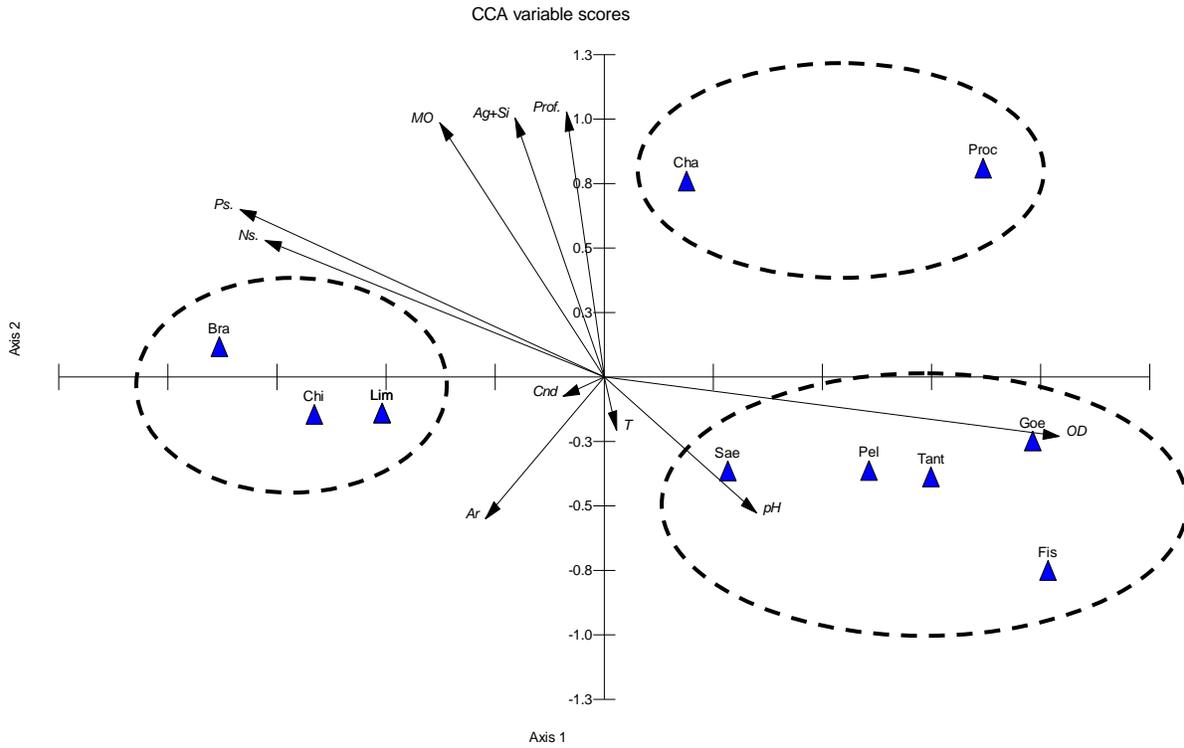


Figura 33: Proporção das diferentes guildas tróficas funcionais na comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletada na Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP nos meses de dezembro de 2009; fevereiro de 2010 (estação chuvosa); junho e outubro de 2010 (estação seca). Prd = predadores; col-cat = coletores-catadores, col – fil = coletores filtradores; frg = fragmentadores.

Os valores de p calculados através da ANOSIM de dupla entrada, indicam a presença de sazonalidade ($p = 0,0225$) e que as comunidades são diferentes para a divisão espacial considerada ($p = 0,0002$).

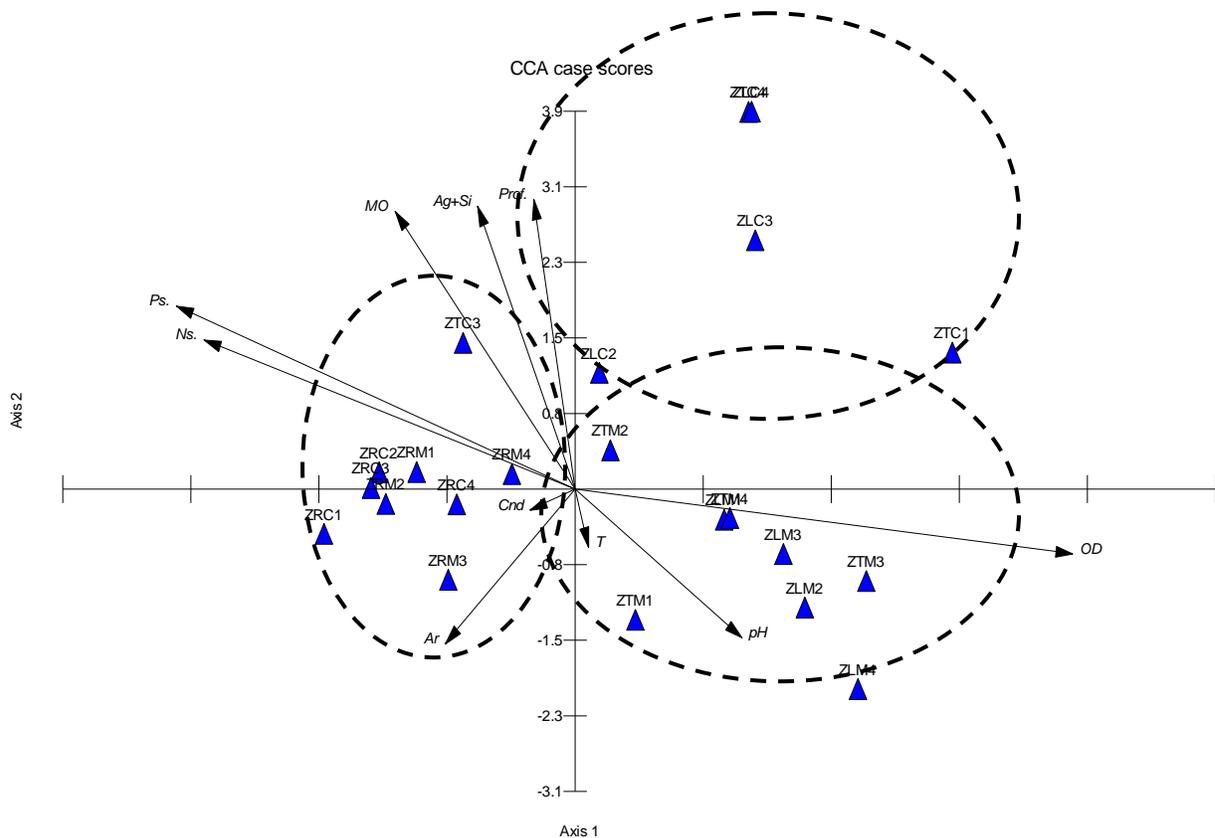
4.4 Análise de correspondência canônica (ACC)

A ACC realizada com o conjunto de variáveis bióticas e abióticas (figuras 34 e 35) indica a distribuição dos pontos em pelo menos 3 grupos: grupo 1, constituído pelas amostras da zona de rio, grupo 2 – ambiente lântico profundo – constituído pelas amostras centrais de transição e lago e grupo 3, ambiente lântico litoral, constituído pelas amostras litorais das zonas de transição e centro. Os eixos 1 e 2 explicam, cumulativamente, 73,04% da variação observada. O teste de permutações indica significativa correlação entre as variáveis ambientais e biológicas ($p = 0,0059$).



Vector scaling: 1.28

Figura 34: Análise de correspondência canônica considerando-se abundância e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP , evidenciando as relações entre os táxons (*Branchiura sowerbyi* = Bra; *Chironomus* spp – Chi; *Limnodrillus hoffmeisteri* = Lim; *Saetheria* sp = SAE; *Pelomus* sp = Pel; Tanytarsini spp = Tant; *Fissimentum* sp = Fis; *Goeldichironomus* sp = Goe; *Chaoborus* sp = Cha; *Procladius* sp = Proc) e as variáveis ambientais (Ps = concentração de fósforo no sedimento; Ns = concentração de nitrogênio no sedimento; MO = teor de matéria orgânica no sedimento; Ag+Si = frações finas do sedimento (argila e silte); Prof = profundidade; Ar = frações de areia do sedimento; Cnd = valores de condutividade elétrica da água; T = temperatura da água; pH = pH da água; OD = concentrações de oxigênio dissolvido na água).



Vector scaling: 3,65

Figura 35: Análise de correspondência canônica considerando-se abundância e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais da Represa de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP , evidenciando as relações entre os pontos amostrais (zona de rio, de transição e de lago representadas pelas abreviações ZR, ZT e ZL nas regiões litorânea – letra M – e central – letra C, para amostras coletadas nos meses de dezembro de 2009, fevereiro, junho ou agosto de 2010. Períodos representados respectivamente pelos números 1, 2, 3 e 4) e as variáveis ambientais (Ps = concentração de fósforo no sedimento; Ns = concentração de nitrogênio no sedimento; MO = teor de matéria orgânica no sedimento; Ag+Si = frações finas do sedimento (argila e silte); Prof = profundidade; Ar = frações de areia do sedimento; Cnd = valores de condutividade elétrica da água; T = temperatura da água; pH = pH da água; OD = concentrações de oxigênio dissolvido na água).

5 DISCUSSÃO

Os Reservatórios são ambientes com um alto grau de heterogeneidade espacial e variabilidade temporal. Esta heterogeneidade está relacionada ao fluxo longitudinal formado pelos maiores tributários em direção a barragem enquanto que a variabilidade temporal é relacionado, principalmente, ao ciclo hidrológico anual (Dos Santos, 2003).

O reservatório de Itupararanga, como esperado, é um ambiente heterogêneo com características que variam de meso a eutrófica. Com exceção do mês de junho quando foram observadas na zona de transição e de rio condições similares (IET médio = 59,48 e 59,34 respectivamente), na zona de rio foram registrados maiores índices de estado trófico no período estudado.

Na zona de transição foram observados valores intermediários aos da zona de rio e de lago para fósforo e clorofila *a* – exceto no mês de junho – corroborando com a divisão espacial longitudinal adotada neste estudo. Além disso, menores valores de temperatura da água foram verificados nas amostras próximas à entrada dos rios na represa.

Com relação à composição taxonômica, os táxons Tubificinae (Clitellata, Naididae) e Chironomidae (Diptera) foram predominantes em ambas as estações perfazendo 66 e 29%, respectivamente, do total de organismos amostrados na estação chuvosa e 35 e 40% durante a estação seca.

Outros estudos indicam estes dois grupos como os principais componentes do macrobentos em ambientes lênticos (incluindo reservatórios) havendo variação na predominância conforme as condições ambientais e fatores históricos.

Callisto et al. (2005), registraram predomínio numérico de Oligochaeta - variando de 22,8 a 100% do total das amostras em que esteve presente na Represa Xingó em quatro de um total de cinco pontos amostrais. E de Chironomidae, variando de 20,8 a 37,9% do total das amostras em que esteve presente, em um ponto amostral enquanto que durante o período de chuvas, estes autores registraram predomínio de Oligochaeta em três de seis pontos amostrais, variando de 35,5 a 100%, sendo que nos demais, o táxon dominante foi o molusco exótico *Melanoides tuberculata*.

Já Lucca et al. (2010), registraram predomínio de Chironomidae tanto no mês de abril quanto no mês de novembro na Lago do Caçó, um ambiente lântico e oligotrófico enquanto Pamplin; Almeida; Rocha (2006), registraram predomínio de Oligochaeta tanto na estação seca quanto na chuvosa, perfazendo 69,12 e 81,63% do total de amostras para cada estação respectivamente na Represa de Americana, que se encontra em processo avançado de eutrofização.

O predomínio de oligoquetas na comunidade bentônica pode ser um indicador de condições de maior eutrofização no reservatório, conforme já sugerido por outros autores (BRINKHURST; GELDER, 2001; MARTINS; STEPHAN; ALVES, 2008). Porém, a interpretação dos dados deve ser realizada com cautela, já que há diversos oligoquetas que não toleram condições de eutrofização ou enriquecimento orgânico.

O grupo taxonômico que mais contribuiu para a riqueza registrada na Represa de Itupararanga durante este estudo foi, em todas as amostras, a família de Diptera Chironomidae. Tal resultado pode ser considerado como um padrão para estudos de macroinvertebrados bentônicos em ambientes lânticos (CALLISTO et al., 2005; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006; LUCCA et al., 2010; JORCIN; NOGUEIRA, 2008; PAMPLIN; ALMEIDA; ROCHA., 2006; SHOSTELL, WILLIAMS, 2006).

Os oligoquetas, representaram a maioria da comunidade amostrada em todas as coletas realizadas na zona de rio. Mais especificamente, a espécie *L. hoffmeisteri* predominou nestas amostras, indicando que a cabeceira da represa é um ambiente mais alterado e que sofre mais impactos como descrito por Martins; Stephan; Alves (2008).

Há uma redução gradativa da predominância desta espécie à medida que há um afastamento do ponto da entrada dos principais tributários já que *L. hoffmeisteri* esteve presente em metade das amostras coletadas na zona de transição e em apenas uma amostra coletada na zona de lago.

Tal situação pode estar intimamente relacionada à maior proximidade deste ponto amostral com os rios afluentes que recebem maiores impactos antrópicos como afirma Salles et al. 2008.

Segundo Verdonshot (1989), *L. hoffmeisteri* (Clitellata, Naididae, Tubificinae) é considerada a espécie de Oligochaeta mais tolerante à poluição. O aumento nas densidades destes

organismos seguido por um declínio na diversidade de outros organismos bentônicos em águas continentais tem sido considerado como indicador de enriquecimento orgânico (DORNFELD et al., 2006; MARTINS; STEPHANS; ALVES, 2008). De forma similar, estudos têm apontado o gênero *Chironomus* como um dos táxons mais resistentes a impactos (ADRIANSENS et al., 2004; SIMIÃO-FERREIRA et al. 2009; TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1998).

Na zona de rio, foram registrados maiores valores médios de riqueza, dominância e densidade. O enriquecimento orgânico pode ser compreendido como aumento na disponibilidade de alimento dado que a maioria destes organismos é detritívora. Tal aumento contribui para que a comunidade suporte um maior número de indivíduos resultando em valores mais elevados de densidade.

Uma vez que o ambiente suporte mais indivíduos e desde que condições limitantes ainda não estejam ocorrendo, há uma maior probabilidade de que ela também sustente um maior número de espécies, elevando assim a riqueza. Porém, o excesso de nutrientes pode levar a condições desfavoráveis como redução da oxigenação. Além disso, na zona de rio há um maior fluxo d'água, característica que dificulta a fixação destes organismos. Assim sendo, tende a ocorrer o favorecimento daqueles que são mais resistentes a tais condições que ocorrerão em elevadas abundâncias decorrendo um aumento na dominância a partir de poucos táxons.

As análises de similaridade (ANOSIM) realizadas indicam que a divisão espacial adotada no estudo pode ser aceita. A ANOSIM realizada a partir da matriz de dados bióticos indica não só a heterogeneidade espacial, evidenciando que os macroinvertebrados bentônicos respondem ao gradiente de condições ambientais que varia tanto longitudinalmente quanto transversalmente, quanto a heterogeneidade temporal, havendo diferença significativa entre a estação seca e a estação chuvosa na composição da comunidade ($p = 0,0225$ para sazonalidade e $p = 0,0002$ para heterogeneidade espacial).

Em um ambiente lântico, o ecossistema aquático tende a ser fortemente influenciado pela proximidade com o ambiente terrestre adjacente, com o qual há troca de material. Assim sendo, além da entrada de sedimento, há uma maior variedade de recursos na região litorânea, que proporciona condições diversificadas de luminosidade, temperatura, mistura da coluna d'água, composição do sedimento, alimento, além refúgios contra predadores e maior oxigenação do fundo

devido à menor profundidade e maior turbidez (LAMPERT; SOMMER, 2007; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Neste sentido, foram observados maiores valores para riqueza e diversidade associados às amostras litorâneas e valores inferiores associados às amostras centrais, especialmente nos pontos mais profundos. A diferença entre estas duas regiões foi altamente significativa ($p < 0,0001$ para riqueza, dominância e diversidade).

Esta variação foi também observada em estudos como o de Cleto-Filho; Arcifa (2006) que registram maiores valores de diversidade e riqueza na região litoral ao estudarem a fauna de macroinvertebrados bentônicos do Lago Monte Alegre de características eutróficas. Os mesmos autores registraram ainda, aumento no predomínio de larvas de *Chaoborus* sp relacionado ao incremento na profundidade, redução da diversidade e riqueza. Já Shostell; Williams (2006), observaram que os padrões de abundância de Chironomidae eram relacionados a distância de sítios onde havia presença de árvores e ao do acúmulo de nutrientes (C e N) no sedimento, havendo correlação entre estas três variáveis no lago (represa) Conway, EUA.

A proximidade com o ambiente terrestre (e a qualidade do mesmo) é um fator preponderante na determinação da diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Em geral, esta situação deve-se a múltiplos fatores conforme mencionado anteriormente (SHOSTELL; WILLIAMS, 2006).

No presente estudo, foi observada uma maior diferenciação transversal nas zonas de transição e de lago com relação às amostras da zona de rio. Tal constatação é reforçada tanto pela análise de *cluster* realizada a partir de uma matriz de dados abióticos quanto pela análise de correspondência canônica (ACC) onde as regiões central e litorânea da zona de rio são agrupadas. Tal situação decorre da menor distância entre as margens nesta porção da represa onde tanto o centro quanto o litoral estão sob influência do ambiente terrestre e as diferenças de profundidade são menores.

Já com relação à heterogeneidade espacial em sentido longitudinal, dividindo a represa em zonas de rio, transição e lago, foi observada significativa diferença com relação ao componente abiótico, havendo condições intermediárias na zona de transição que ora se

aproximava da zona de lago, ora se aproximava da zona de rio, conforme alterações ambientais e na comunidade.

Os valores de dominância e diversidade registrados na zona de rio foram considerados significativamente diferentes daqueles registrados na zona de transição ($p = 0,044$ e $p = 0,022$, respectivamente para diversidade e dominância). Já os valores de riqueza não foram significativamente diferentes ($p > 0,05$), indicando que as diferenças entre estas zonas com relação à diversidade devem-se, de forma geral, às variações na dominância e não na riqueza. Ao se comparar a zona de rio e a de lago, observou-se diferença significativa apenas com relação à dominância ($p = 0,043$).

Não foram observadas diferenças significativas entre as zonas de transição e de lago com relação aos valores de diversidade e seus componentes dominância e riqueza.

Riqueza, dominância e diversidade são índices quantitativos. Assim sendo, o fato de não haver diferenças significativas entre tais valores, não invalidam a diferenciação das comunidades amostradas neste estudo em zona de rio, de transição e lago, pois, apesar de numericamente semelhantes com relação a tais índices, a análise dos dados considerando-se os táxons identificados demonstra claramente que se trata de comunidades distintas, reforçada pelo resultado da ANOSIM a partir do componente biótico.

Em conjunto, estes resultados indicam que, apesar de haver similaridade entre os pontos com relação à quantidade de informação e como esta é distribuída, qualitativamente estas comunidades divergem.

Jorcin; Nogueira (2008) e Jorcin, Nogueira, Belmont (2009) também registraram variação no sentido longitudinal. No estudo de 2008 com relação ao Reservatório de Salto Grande (Bacia do Rio Paranapanema), os autores registraram uma situação de redução da riqueza de espécies no sentido da entrada dos rios para a barragem, com decréscimo de cerca de 20 táxons e valores superiores de densidade na zona de rio. Situação similar foi observada no estudo de 2009, na Represa de Porto Primavera com decréscimo de riqueza e densidade de organismos no sentido da entrada para a barragem. No presente estudo, houve variação nos padrões de riqueza e diversidade entre as zonas amostradas.

Durante a estação chuvosa, houve maior riqueza registrada na zona de rio, com maiores valores de diversidade nas zonas de transição e lago, indicando um efeito de elevada dominância nas amostras da zona de rio. Já durante a estação seca, o padrão foi similar aos estudos citados, com maiores valores de riqueza e diversidade na zona de rio e sua redução no sentido da barragem. Porém, apenas a riqueza foi significativamente distinta entre as estações ($p = 0,011$). No caso da Represa de Itupararanga, o aumento da diversidade na zona de rio durante a estação chuvosa, deve-se não apenas ao aumento na riqueza como também ao aumento da equabilidade. Com relação às densidades, os valores mantiveram-se superiores na zona de rio.

No total, registrou-se 27 táxons dos quais 17 ocorreram na estação chuvosa e 25 na estação seca. Ocorreram exclusivamente na estação chuvosa: *Coelotanypus* sp, *Paralauterborniella* sp e *Tanypus* sp. Já os táxons *Ablabesmyia* sp, *Corynoneura* sp, *Cricotopus* sp, *Nilothauma* sp, *Stempellina* sp, Ceratopogonidae sp1, Plecoptera sp1, Tubificidae sp1, *Bothrioneurum* sp, Hirudínea sp1, ocorreram somente na estação seca resultando em um aumento na riqueza e diversidade médias registradas.

Houve uma redução da dominância na comunidade da zona de rio da estação chuvosa para a seca enquanto que nas zonas de lago e transição o comportamento foi inverso, ou seja, um aumento da dominância nestas zonas da represa, indicando que a diversidade aumentou nas zonas de transição e lago, exclusivamente como consequência de um aumento na riqueza das espécies registradas enquanto que o aumento da diversidade na zona de rio foi mais expressivo por haver aumento da riqueza associado a uma queda nos valores de dominância.

Comparando-se com outros estudos, os valores de riqueza registrados na Represa de Itupararanga podem ser considerados como intermediários. Lucca et al. (2009) ao analisarem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago oligotrófico registraram um total de 23 táxons utilizando nível de gênero. Já Fusari; Fonseca-Gessner (2006) registraram 20 e 34 táxons respectivamente em uma represa eutrófica e uma oligotrófica enquanto que Strixino; Trivinho-Strixino (1998) registraram riquezas variando de 8 a 35 táxons de Chironomidae ao analisar nove reservatórios. No presente estudo, dos 27 táxons registrados, 19 pertencem à família Chironomidae (Diptera).

Dentre os táxons registrados, três deles podem ser considerados como muito frequentes: *Chaoborus* sp (F.R. = 0,71); *L. hoffmeisteri* (F.R. = 0,58) e *Chironomus* sp (F.R. =

0,46). Todos de ampla distribuição geográfica e considerados organismos tolerantes à poluição (BODE et al., 2002). *Saetheria* sp (F.R. = 0,36), *Goeldichironomus* sp (F.R. = 0,33), *B. sowerbyi*, *Fissimentum* sp, *Pelomus* sp e Tanytarsini spp (F.R. = 0,29) foram organismos frequentes e os demais táxons apresentaram ocorrência rara ou muito rara (F.R. < 0,209).

Segundo Margalef (1989), uma guilda corresponde a um conjunto de populações que subsistem utilizando um mesmo conjunto de recursos. A definição assemelha-se aquela dada por Odum (1983) que define guilda como um grupo de espécies, com papéis e dimensões de nichos compatíveis dentro de uma comunidade.

Em suma, o conceito de guilda está intimamente relacionado à competição por recursos. Trata-se de uma classificação ecológica e funcional que frequentemente reflete proximidade taxonômica, porém, não obrigatoriamente (PITÉ; AVELAR, 1996).

Neste sentido, a partir dos trabalhos de Cummins (1973; 1974) e Merrit; Cummins (1984), os macroinvertebrados bentônicos foram classificados de acordo com o tipo de alimento ingerido e a forma de obtê-lo nas seguintes guildas tróficas funcionais: raspadores, com aparelho bucal apropriado para raspar e mastigar perifíton aderido às rochas, folhas, troncos caídos e macrófitas alimentando-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta; predadores, guilda que recebe menores influências do ambiente externo; fragmentadores, constituída por detritívoros que se alimentam de partículas grandes de matéria orgânica (maiores que 2 mm), fragmentando o material durante sua alimentação.

O alimento utilizado por esta última guilda constitui-se principalmente por pedaços de folhas, gravetos, galhos e outras partes de plantas, advindas principalmente da vegetação ripária. A última guilda trófica seria a de coletores, que se alimentam de partículas com tamanho inferior a 1 mm. Esta guilda, em geral é dividida em duas, conforme a forma de se obter o alimento: os coletores-catadores obtêm seu alimento de depósitos de sedimento no fundo enquanto que os coletores-filtradores, correspondem àqueles organismos que obtêm tais partículas a partir da filtração da água próxima ao sedimento retendo o material suspenso.

Foi verificada diferença significativa entre as estações seca e chuvosa com relação à proporção das guildas tróficas funcionais nas zonas de lago e transição ($p < 0,0001$). Em geral, observa-se elevada proporção de coletores-catadores nas amostras, porém, nos meses secos (junho

e agosto de 2010) houve alterações nesta proporção com redução desta guilda e aumento das demais, especialmente a de predadores, representada principalmente por larvas de *Chaoborus* sp e de Tanipodinae (Chironomidae).

Larvas de *Chaoborus* sp possuem a capacidade de migrar tanto verticalmente quanto horizontalmente na coluna d'água em todos os estádios larvais. Diversos estudos têm apontado tal capacidade (BEZERRA-NETO; PINTO-COELHO, 2002; KNUDSEN; LARSSON, 2009; LÓPEZ; ROA, 2005). Além disso, estes organismos são capazes de suportar por longos períodos, baixas concentrações de oxigênio não suportadas por peixes predadores.

Estudando a espécie *C. brasiliensis*, Bezerra-Neto; Pinto-Coelho (2002) registraram significativa correlação deste organismo com baixas concentrações de oxigênio e profundidade. Tal correlação é explicada como uma estratégia para se evitar a predação por peixes. Assim sendo, no presente estudo, parte do aumento na proporção de predadores explica-se por uma maior abundância de *Chaoborus* sp durante a estação seca que em geral, permanecem de dia no bentos e de noite na coluna d'água. Menores concentrações de oxigênio próximo ao sedimento foram registradas durante a estação seca. Além disso, estes organismos predam elementos da comunidade zooplanctônica podendo haver ainda uma correlação positiva, não analisada neste trabalho, entre variações na composição zooplanctônica e abundância de *Chaoborus* sp.

Já as larvas de Tanypodinae (Diptera, Chironomidae), são reconhecidas como predadores vorazes de outros macroinvertebrados bentônicos, principalmente de organismos pertencentes às guildas de coletores (MCKIE; PEARSON, 2006).

Silva et al. (2009) também observaram aumento na proporção de macroinvertebrados filtradores no período seco em relação ao chuvoso no Reservatório do Zoológico Municipal de Bauru. Tal reservatório recebe elevada carga de matéria orgânica proveniente da lavagem de jaulas. Os mesmos autores observaram o inverso ao analisar o Reservatório da Estação Ecológica Caetetus. Este reservatório também recebe elevadas cargas de matéria orgânica, porém, provenientes da vegetação ripária do entorno. Os autores atribuíram à entrada de matéria orgânica finamente particulada no sistema como responsável pelo predomínio da guilda de coletores (tanto catadores, quanto filtradores).

Já em ambiente lótico, Callisto; Esteves (1998) registraram uma distribuição mais equitativa das guildas sendo que a guilda de coletores representou proporções inferiores a 30 % do

total de organismos coletados. No estudo destes autores observa-se ainda, aumento na proporção de predadores na estação chuvosa quando em comparação com a estação seca. O mesmo foi observado em Silva et al. (2009).

Devido ao fluxo mais intenso, é esperado que em ambientes lóticos a participação das guildas que se alimentam de partículas menores (coletores) seja reduzida em comparação com ambientes lênticos onde há maior sedimentação.

Organismos coletores-filtradores alimentam-se de partículas pequenas em suspensão. O aumento na proporção destes organismos tende, portanto, a estar intimamente relacionado à extensão da zona fótica na coluna d'água que mede, indiretamente, a concentração de tais partículas. No presente estudo foi observada significativa diferença entre as amostras da estação seca e chuvosa nas zonas de transição e lago ($p = 0,036$). Assim sendo, a redução da zona fótica registrada na estação seca com relação à chuvosa justifica o aumento na proporção de organismos filtradores durante a estação seca já que é um indicativo maior disponibilidade de matéria orgânica fina em suspensão.

Segundo Mandaville (2002), organismos fragmentadores são sensíveis a perturbações na mata ciliar seja por supressão da mesma ou contaminação por substâncias tóxicas como agrotóxicos uma vez que estes organismos alimentam-se de folhas ou tecido de planta vascular viva ou ainda escavam caules.

Espera-se que alterações na mata ciliar, bem como o fluxo d'água afetem a composição de tais grupos. A proporção de fragmentadores permaneceu baixa, mesmo na estação seca. Portanto, a baixa proporção poderia ser atribuída a dois fatores: supressão da mata ciliar ou uso de pesticidas. Esta composição pode estar refletindo a utilização de agrotóxicos tanto nos arredores da represa quanto próxima aos seus afluentes, conforme documentado anteriormente (SALLES et al., 2008). Porém tal hipótese precisa ainda ser testada já que não foi verificada diretamente a concentração de tais substâncias no reservatório.

Observou-se neste estudo, que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos se diferenciou principalmente devido a influência de fatores ambientais, havendo tanto heterogeneidade espacial quanto sazonal. A análise de componentes principais permite a divisão das amostras em três grupos distintos: zona de rio, incluindo tanto as amostras centrais quanto

litorâneas, ambiente lêntico profundo, incluindo as amostras centrais das zonas de transição e lago e ambiente lêntico litorâneo, incluindo as amostras litorâneas das zonas de transição e lago.

O primeiro grupo caracteriza-se pelos táxons *Chironomus* sp, *L. hoffmeisteri* e *B. sowerbyi*. Estes organismos estiveram fortemente associados às elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento e maior porção de frações grosseiras no sedimento características das amostras da zona de rio.

Outro fator determinante foi a vazão. No presente estudo observou-se correlação significativa positiva entre o logaritmo da densidade de organismos e a vazão a montante tanto na região central quanto na litoral da zona de rio ($r = 0,89$ e $0,60$, respectivamente) e negativa com relação à riqueza ($r = -0,76$ e $-0,91$, respectivamente para as amostras centrais e litorâneas).

Apesar da análise dos dados indicar a relação entre a composição da comunidade e fatores como composição do sedimento, estado trófico e vazão, as interações bióticas podem também ser determinantes na distribuição destes organismos.

Segundo Mozeto et al. (2004) e Mozeto et al. (2003), os sedimentos de ambientes aquáticos constituem um importante compartimento, atuando não somente no armazenamento de nutrientes, como ainda tendo significância histórica no contexto da bacia de drenagem além de ser importante no reprocessamento de material alóctone e autóctone.

Os nutrientes analisados neste estudo (nitrogênio e fósforo) podem ter diversas origens, tanto biótica, a partir de macrófitas em decomposição, restos de vegetação ripária, animais mortos, esgoto doméstico, quanto a partir de materiais inorgânicos como por sedimentação de nutrientes lixiviados ou despejados na represa advindos de efluentes domésticos ou industriais, utilização de fertilizantes.

No presente trabalho, as concentrações de nitrogênio no sedimento variaram desde concentrações não detectáveis a $2,98 \text{ mg.g}^{-1}$, com valores superiores na região central, especialmente na zona de rio (média = $1,30 \text{ mg.g}^{-1}$ nesta zona). Os valores registrados na zona de rio podem ser considerados pequenos quando comparados a outros estudos.

Ao estudar uma cascata de oito reservatórios ao longo do Rio Paranapanema, Jorcin; Nogueira (2008) registraram ampla variação nas concentrações deste nutriente, variando de não detectável a 10,89 mg.g⁻¹.

Já as concentrações de fósforo, foram maiores na zona de rio, porém com menor variação entre os pontos amostrais. Os valores variaram de 0,18 a 8,48 mg.g⁻¹, sendo que as maiores concentrações também foram registradas na zona de rio. Estes valores podem ser considerados elevados. Comparando-se com o estudo de Jorcin; Nogueira (2008), este registrou a concentração máxima de 1,96 mg.g⁻¹ nas represas do Rio Paranapanema. Nowlin; Evarts; Vanni (2008) registraram concentrações máximas de cerca de 1,70 mg.g⁻¹ em um lago eutrófico de Ohio, Estados Unidos.

Já o segundo grupo (lêntico profundo), caracteriza-se pelos táxons *Chaoborus* sp e *Procladius* sp, influenciados principalmente por maiores profundidades, alto teor de matéria orgânica no sedimento e maior proporção das frações finas (silte e argila) no mesmo. Enquanto o terceiro grupo (lêntico litoral) caracterizou-se pelos táxons *Saetheria* sp, *Pelomus* sp, *Tanytarsini* spp, *Goeldichironomus* sp e *Fissimentum* sp, influenciados principalmente por elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e pH mais básico.

Com relação ao teor de matéria orgânica no sedimento, os valores podem ser considerados como intermediários. Em outros estudos, como por exemplo, Jorcin; Nogueira (2008), foram registrados valores de até 23,2% de matéria orgânica no sedimento de represas eutróficas. Os pontos centrais podem ser considerados em sua maioria como sedimentos orgânicos apresentando teor de matéria orgânica superior a 10% em 75% das amostras enquanto que os pontos marginais podem ser considerados como possuindo sedimento inorgânico com 92% das amostras contendo menos de 10% de matéria orgânica. As maiores proporções foram registradas nas amostras centrais de transição e lago (média = 16,25%).

Houve ampla variação na concentração de oxigênio dissolvido na água. Em geral, apesar da menor profundidade, as amostras da zona de rio caracterizaram-se por baixas concentrações de oxigênio, provavelmente devido à entrada de matéria orgânica a montante da represa. Já com relação às amostras centrais das zonas mais profundas – transição e lago – valores reduzidos de oxigênio estão relacionados às maiores profundidades destas regiões. Já o terceiro

grupo (lêntico litorâneo) apresentou características típicas de litoral, onde tendem a ocorrer maiores concentrações de oxigênio devido à baixa profundidade e maior turbulência das águas.

Diversos autores têm considerado os macroinvertebrados bentônicos como bons indicadores da qualidade d'água e sociedades de conservação e agências ambientais tem-se utilizado de tais análises (BODE et al.,2002; CALLISTO et al., 2005; GAMBOA; REYES; ARRIVALLAGA., 2008; MANDAVILLE, 2002).

A utilização de identificação dos organismos em nível taxonômico mais abrangente deve ser evitada o máximo possível, pois podem levar a conclusões errôneas. Assim por exemplo, no caso da Represa de Itupararanga, a identificação dos organismos em nível de família dificilmente teria alguma utilidade já que quase todas as amostras foram compostas, predominantemente, por três delas: Naididae, Chironomidae e Chaoboridae. Com exceção da família Chaoboridae na qual foi registrado apenas um táxon, a perda de informação seria substancial com relação aos outros dois grupos já que os Chironomidae estiveram distribuídos em 17 táxons e a distribuição destes foi diferenciada conforme condições ambientais. Os organismos identificados neste trabalho em nível taxonômico superior a gênero pertenciam a uma mesma morfoespécie e não representaram maior importância numérica. De forma similar, foram registrados cinco táxons dentro da classe Clitellata, frequentemente resumida como táxon Oligochaeta.

Os estudos mais recentes apontam nesta direção e está sendo cada vez mais frequente a identificação em nível genérico ou específico dos organismos bentônicos (JORCIN; NOGUEIRA, 2008; 2009; LUCCA et al., 2010; MARTINS; STEPHAN; ALVES 2008; SIMIÃO-FERREIRA et al., 2009). Desta forma, evita-se a perda de informação e contribui-se para um melhor conhecimento da biodiversidade.

Porém, ainda há estudos em que o nível taxonômico de família ou superior é o menor nível utilizado. Os índices que utilizam nível taxonômico de família ou mesmo superior, foram desenvolvidos em ambientes temperados e há a necessidade do conhecimento da diversidade específica dos organismos da bacia hidrográfica em questão além da sua biologia e ensaios ecotoxicológicos a fim de se obterem resultados confiáveis (MANDAVILLE, 2002).

O presente estudo revelou a influência de fatores ambientais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da Represa de Itupararanga. Fatores ligados a impactos decorrentes da atividade humana como elevadas concentrações de nutrientes, teor de matéria orgânica no sedimento, concentrações de oxigênio dissolvido na água e preservação da vegetação ripária, mostraram-se determinantes na composição e distribuição destes organismos. Porém, outros fatores como profundidade e tamanho dos grãos minerais do sedimento foram igualmente importantes devendo haver cautela na interpretação dos dados para fins de monitoramento.

Por fim, os dados obtidos até o momento indicam que a Represa de Itupararanga é um reservatório bem heterogêneo, com características que variam entre meso e eutróficas. A maior diferenciação da zona de rio das demais observada tanto pela estruturação da comunidade amostrada quanto por características abióticas, sugerem que esta zona da represa pode estar recebendo maiores impactos. Um levantamento pormenorizado nos rios afluentes da represa auxiliariam a definir mais seguramente se estas diferenças são devidas a heterogeneidade “natural” ou a atividade antrópica.

6 CONCLUSÕES

- A Represa de Itupararanga apresenta heterogeneidade espacial tanto no sentido longitudinal quanto no sentido transversal.
- A comunidade de macroinvertebrados bentônicos responde com diferenças na sua composição e abundância a esta heterogeneidade.
- Além da variação espacial, a comunidade estudada também mostrou variações sazonais significativas, indicando sensibilidade dos organismos estudados às características de cada estação.
- Com relação à heterogeneidade espacial no sentido transversal, observa-se uma comunidade com maiores valores de diversidade e riqueza de táxons próxima às margens.
- A zona de rio da Represa de Itupararanga apresenta condições típicas de um ambiente mais eutrofizado com relação às zonas de transição e de lago. Tais condições incluem tanto análises abióticas quanto bióticas.
- Os macroinvertebrados responderam tanto a fatores que podem indicar eutrofização como teor de matéria orgânica, concentrações de nutrientes no sedimento e concentrações de oxigênio dissolvido na água quanto a fatores ambientais naturais como profundidade e composição granulométrica do sedimento.
- Os macroinvertebrados bentônicos são bons indicadores de condições ambientais e métricas e índices como densidade, dominância, riqueza bem como táxons indicadores associados a estas são elementos confiáveis para análises de qualidade da água e do ambiente como um todo.

7 PERSPECTIVAS FUTURAS

Há algumas limitações neste estudo. Para uma melhor caracterização da Represa de Itupararanga, seria interessante uma abordagem que incluísse também a margem esquerda da represa, mais impactada pela presença de ocupação humana. Além disso, amostragens nos braços da represa como o do Paruru e Ressaca provavelmente trariam dados interessantes para um conhecimento mais completo acerca dos macroinvertebrados bentônicos da região.

Uma vez que há poucos estudos na bacia do Alto Sorocaba recomenda-se ainda, o levantamento destes organismos nos rios tanto a jusante quanto a montante da represa a fim de verificar-se tanto o efeito dos rios formadores sobre a represa quanto o efeito desta sobre os organismos que se encontram após a barragem.

Por fim, ao responder a fatores como concentração de oxigênio dissolvido, teor de matéria orgânica e concentrações de nutrientes no sedimento, sugere-se que análises de monitoramento utilizem tanto indicadores da qualidade das águas superficiais quanto macroinvertebrados bentônicos permitindo refinamento sobre as causas e localização dos impactos ampliando a acurácia e previsibilidade desta prática.

REFERÊNCIAS

ADRIANSENS, V. et al. Potential of bio-indication of chironomid communities for assessment of running water quality in Flanders (Belgium). **Belg. J. Zool.** V. 134. n. 1. 2004. p. 31-40.

ALMEIDA, E.F. et al. Effects of Small Dams on the Benthic Community of Streams in an Atlantic Forest Area of Southeastern Brazil. **Internat. Rev. Hydrobiol.** v. 94. n.2. p. 179–193. 2009.

AMORIM, M.; GAZÊTA, G. S.; SERRA-FREIRE, N. M. Estudo do Órgão de Haller de larvas de carrapato do gênero *Amblyomma* (Acari: Ixodidae) do Brasil. **Entomología y Vectores.**, v. 8, p. 121–132. 2001.

ANDERSEN, J.M. – An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Resources**, v. 10, p. 329-331, 1976.

ANGRADI, T.R. et al. Multimetric macroinvertebrate indices for mid-continent US great rivers. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.28, n.4, p.785–804. Agosto, 2009.

American Public Health Association (APHA). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 25h edition. Washington. 2005.

ARNAIZ, O.L. et al. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Austrália. **Ecol Res.**, v. 26, p. 123–131. 2011.

AYRES, M et al. **Bioestat:** Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Belém, PA, Brasil, 2007.

AYRES-PERES, L.; SCOWICZ, C.C.; SANTOS, S. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica** v.6. n.3. 2006.

BAGATINI, Y.M.; BENEDITO, E.; HIGUTI, J. Effect of the Environmental Factors on the Caloric Content of Benthic and Phytophilous Invertebrates in Neotropical reservoirs in the Paraná State, Brazil. **Internat. Rev. Hydrobiol.** v. 95. n. 3. p. 246–259. 2010.

BALIAN, E et al. An introduction to the Freshwater Animal Diversity Assessment (FADA) project. **Hydrobiologia** doi: 10.1007/s10750-007-9235-6. 2007.

BAPTISTA, D.F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v 12, n 3, p. 425-441. 2008.

BAPTISTA, D.F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia.**, v. 575, p. 83–94. 2007.

BECHARA, J. El papel de los peces en el control de la estructura de las comunidades bénticas de ecosistemas lóticos. In: Boltovskoy, A.; López, H. (Eds.) **Conferenciasde Limnología**, 1993. p.143-158.

BEGHELLI, F.G.S.; ARRUDA, W.P. Bentos. In: DOS SANTOS, A.C.A.; BEU, S. E.; CASALI, S. **Biodiversidade na APA de Itupararanga**. 9p. 2011.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.R. Ecology, from individuals to ecosystems. 4a edição. Oxford, UK: Blackwell Publishing Inc. 2006. 759p.

BELTRÃO, G.B.M.; MEDEIROS, E.S.F.; RAMOS, R.T.C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotrop.**, v. 9, n. 4. p. 37-43. 2009.

BEZERRA-NETO, J.F.; PINTO-COELHO, R.M. Migração vertical das larvas de *Chaoborus brasiliensis* (Theobald,1901) (Diptera, Chaoboridae) em um reservatório tropical: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 329-336, 2002.

BODE et al. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water NYS Department of Environmental Conservation. 2002. 122p.

BORDAS, M.P.; SEMMELMANN, F.R. Elementos de engenharia de sedimentos. In. TUCCI. **Hidrologia, Ciência e Aplicação**. Porto Alegre, UFRGS; São Paulo: USP/ABRH. 1993. P. 915-943.

BORKENT, A. A world catalog of fossil and extant Corethrellidae and Chaoboridae (Diptera), with a listing of references to keys, bionomic information, and descriptions of each known life stage. **Entomology Scandinavica**, v. 24, p.1-24. 1993.

BRINKHURST, R.O. **A guide for identification of British aquatic oligochaeta**. Scientific publication no 22. University of Toronto. Second edition. 1971. 57 p.

BRINKHURST, R.O.; GELDER, S.R. Annelida: Oligochaeta including Branchiobidellidae. In: THORP, J.H.; COVICH, A.P. **North American freshwater invertebrate**. Academic Press. Orlando, Florida. 2001. P. 431-463.

BRUSCA, R.C; BRUSCA, G.J. **Phylum Annelida**. The segmented worms. In.: _____. Sinauer Associates, Inc. Publisher. Sunderland, Massachusetts 2003. P. 387- 443.

BUCKUP, L. et al. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 24 n. 2. p. 294–301. Junho de 2007.

BUSS, D.F.; BORGES, E.L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates in Brazil: Comparison Between Sampling Techniques and Mesh Sizes. **Neotropical Entomology** v. 37. n.3. p.288-295. 2008.

CALIJURI; CUNHA; POVINELLI. A bacia hidrográfica como unidade de gestão. In: _____. **Sustentabilidade: um desafio na gestão dos recursos hídricos**. São Carlos, EESC/USP. 2010. P. 29-31.

CALLISTO, M; ESTEVES, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis.**, v.5, p. 223-234. 1998.

CALLISTO, M. et al. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 64. n. 4. p. 743-755,. 2004.

CALLISTO, M. et al. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the Lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Braz. J. Biol** ,v. 65n. 2.p. 229-240. 2005.

CAMARGO,O. A. et al. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas.** Campinas, SP. Instituto Agrônomo. Boletim técnico 06. 2009. 77p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. And Oceanogr.** 22, n. 2. p. 361-369. 1977.

CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato natural e artificial em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** v. 21. n. 2. p. 287-293. Junho de 2004.

CASTILHO-NOLL, M.S.M.; ARCIFA, M.S. Chaoborus diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. **Acta Limnol. Bras.** v. 19. n. 2. p. 163-174. 2007 .

CLETO-FILHO, S. E. N.; ARCIFA, M. S. Horizontal distribution and temporal variation of benthos of a tropical Brazilian lake. **Acta Limnol. Bras.** v.18, n.4, p. 407-421, 2006.

COLPO, K.D.; BRASIL, M.T.; CAMARGO, B.V. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural.** v.39 n.7. p.2087-2092. Outubro de 2009.

CORREIA, L.C.S. **Contribuição para o conhecimento do gênero *Chironomus* Meigen, 1803 na região Neotropical.** 2004. 155p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil. 2004.

COUCEIRO, et al. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**. v. 575. p. 271–284. 2007.

COURTNEY, G.W. et al. Biodiversity of Diptera. In: _____. FOOTTIT, F.G.; ADLER, P.H. **Insect biodiversity**. Oxford, UK: Blackwell Publishing. 2009. P. 185-222.

CRANSTON P.S. **The Chironomidae – The Biology and Ecology of Non-biting Midges**. Chapman & Hall, London, UK. 1995.

CUMMING, J.M.; WOOD, D.M. Adult Morphology and Terminology. In: BROWN, B. V. et al. (eds.) **Manual of Central American Diptera**. v. 1. National Research Council Press, Ottawa, Canada. p. 9-50. 2009.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual review of entomology**, v. 18. p. 183-206. 1973.

CUMMINS, K.W. Structure and function of stream ecosystems. **Biosciences**, v. 24, p. 631-641.

DANIELS, R.B.; GILLIAM, J.M. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Sci. Soc. Am. J.** n 60. p. 246-251. 1996.

DA ROCHA, K. **Biomassa e conteúdo de carbono de macroinvertebrados bentônicos na Represa de Itupararanga, Sorocaba, SP**. Sorocaba: UFSCar, 2011. 34p. Trabalho de Conclusão de Curso.

DORNFELD, C.B. et al. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v. 18. n.2. p.189-197. 2006.

DOS SANTOS, A.C.A. ; CALIJURI, M.C. . Variação espaço-temporal de parâmetros físicos e químicos e sua influência na concentração de Clorofila no Reservatório do Lobo (Itirapina, S.P.). In: **IX Congresso Brasileiro de Limnologia**, 2003, Juiz de Fora. Resumos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia, 2003.

EPLER, J.H. **Identification manual for the larval chironomidae (Diptera) of North and South Carolina.** North Carolina Department of Environment and Natural Resources. 2001.

ERSE˘US, C. *et al.* Phylogeny of oligochaetous Clitellata. **Hydrobiologia.** V. 535 / 536. p. 357–372. 2005.

ERSE˘US, C.; GUSTAVSSON, L. A proposal to regard the former family Naididae as a subfamily within the Tubificidae (Annelida, Clitellata). **Hydrobiologia.** V. 485. P 253– 256. 2002.

ERSE˘US, C., KA˘LLERJSO˘, M. 18S rDNA phylogeny of Clitellata (Annelida). **Zoologica Scripta.** V. 33 p. 187–196. 2004.

ESTEVEES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência, 1988. 575p.

FERREIRA, W.R.; PAIVA, L.T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Braz. J. Biol.** v. 71, n. 1. p. 15-25. 2011.

FERRINGTON JR, L.C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia,** v. 595, p. 447–455. 2008.

FITTKAU, E.J. Revision der von E. Goeldi aus dem Amazonasgebiet beschriebenen Chironomiden (Diptera). Chironomidenstudien X. **Beitr Neotrop Fauna,** v. 4, p. 209–226. 1965.

FRANÇA, R. S.; SURIANI, A.L.; ROCHA, O. Composição das espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios do baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. **Revista Brasileira de Zoologia.** v. 24. n. 1. p. 41-51. Março de 2007.

FUSARI, L.M.; FONSECA-GESSNER, A.A. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnol. Bras.** v.18, n.1, p.89-99. 2006.

GAMBOA, M.; REYES, R.; ARRIVALLAGA, J. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. **Boletín de malariología y salud ambiental** V. 48. n. 2. Ago./Dez. 2008 .

GHETTI, P.F.; BONAZZI, G. Macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. Collana del projeto Finalizzato. "Promozione dela qualità dell'ambiente". C.N.R. AQ/1/127. p. 1-191. 1981.

GOMES, M.L.; PEREIRA, E.C.; MORAIS, J.O. Degradação Socioambiental no Baixo Curso do Rio Catú, Aquiraz-Ceará: Comprometimento da mata ciliar e recursos hídricos. **IV Encontro Nacional da Anppas** 4, 5 e 6 de junho de 2008 Brasília – DF – Brasil.

GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. Insect systematics: phylogeny and classification. In: _____. **The insects: An outline of entomology**. Oxford, UK: Blackwell Publishing. 2006. p. 177-200.

HAMMER, Ø; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Eletronica**. V. 4. n. 1. 9p. 2001.

HOBACK, W.W.; STANLEY, D.W. Insects in hypoxia. **Journal of Insect Physiology**. v.47. p. 533-542. 2001.

HILSENHOFF, W.L. Diversity and classification of insects and collembola. In: THORP, J.P.; COVICH, A.P. **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**. Fort Collins, Colorado: Academic Press, 2001. p. 661-731.

JEPPENSEN E. et al. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: a study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. **Ecosystems**. V.6. p. 313-325. 2003.

JOLY, C.A. et al. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da Mata Ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Editora da USP/Fapesp, São Paulo. 2000. p.271-287.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M.G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.**, V 68 N. 4. p. 1013-1024. 2008.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M.G.; BELMONT, R. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera Reservoir (Paraná River, Brazil). **Braz. J. Biol.** V.69.N. 1.P. 19-29. 2009

KENNEDY, R.H. Reservoir design and operation: Limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p. 3-28. 1999.

KLAINÉ, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnol. Bras.** V. 17. n. 1. p. 81-90. 2005.

KNUDSEN, F.R.; LARSSON, P. Discriminating the diel vertical migration of fish and *Chaoborus flavicans* larvae in a lake using a dual-frequency echo sounder. **Aquat. Living Resour.** v. 22, n. 3, p. 273-280, julho-setembro de 2009.

KOVACH COMPUTER SERVICES. **Multi Variate Statistical Package 3.12**. 2001.

KRISTENSEN, N.P. Phylogeny of extant hexapods. In: *The Insects of Australia* (edited by CSIRO). Melbourne: Melbourne University Press. P.125-140.1991.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Tese. 238p.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. Communities. In: _____ **Limnology**. NY: Oxford University Press. 2007. p. 201 – 234.

LEITE, A.M.C.; SMITH, W.S. Monitoramento de cianobactérias em mananciais da Bacia do Rio Sorocaba (SP), com ênfase nas represas de Itupararanga e Ipaneminha. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

LÓPEZ, C.; ROA, E.Z. Day-night distribution and feeding patterns of four instar of *Chaoborus* larvae in a neotropical reservoir (Socuy Reservoir, Venezuela). **Internat. Rev. Hydrobiol.** V. 90. n.2. p. 171-184. 2002.

LUCCA, J.V. et al. Benthic macroinvertebrates of a tropical lake: Lake Caçó, MA, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 70. N. 3. p. 593-600. 2010.

MANDAVILLE, S.M. Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics and protocols. (Project H-1) **Soil; water conservation society of metro Halifax**. Junho / 2002. Disponível em <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>.

MARCHESE, M. R. Annelida. Oligochaeta. In: DOMINGUÉZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología**. 2009. P. 551-565. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona, Omega, 1989. 951p

MARQUES, M.M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. **Hydrobiologia**. V. 457. P. 69–76. 2001.

MARTIN, P. On the origin of the Hirudinea and the demise of the Oligochaeta. **Proceedings of the Royal Society of London**, Series B 268: 1089–1098 2001.

MARTIN, P. et al. Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. **Hydrobiologia** 2008. V. 595. p. 117–127. 2001.

MARTINS, R.T., STEPHAN, N.N.C.; ALVES, R.G. Tubificidae (Annelida:Oligochaeta) as indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnol. Brazil**. v. 20, n. 3 p. 221-226. 2008.

MCKIE, B.G.; PEARSON, R.G. Environmental variation and the predator-specific responses of tropical stream insects: effects of temperature and predation on survival and development of Australian Chironomidae (Diptera). **Oecologia**, v.149, p.328–339. 2006.

MENDES, H. F.; PINHO, L.C. Diptera: Chironomidae. In: FROEHLICH, C. G. **Levantamento e biologia de Insecta e Oligochaeta aquáticos de sistemas lóticos do Estado de São Paulo**. 2009. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/chironomidae/chiroindex.htm>. Acesso em 16 de fevereiro de 2011.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. Ecology and distribution of aquatic insects. In: Merritt, R.W & Cummins, K.W. (eds.) **Introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall, Hunt Publishing, p.74-86. 1996.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560, p. 311–321. 2006.

MOSCHINI-CARLOS, V. et al. Qualidade da água do Reservatório de Itupararanga (Bacia do Alto Sorocaba – SP). Gradiente espacial vertical. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG

MOZETO, A.A. et al. Integrated hierarchical sediment quality assessment framework. A case-study on the Rio Tietê Reservoir sediment (São Paulo, Brasil). **Journal of Soils and Sediments**, No prelo. 2006.

MOZETO, A.A. et al. Weakly-bound metals and total nutrients concentrations of bulk sediments from some water reservoirs in São Paulo, SE, Brazil. In: MUNAWAR, M. **Sediment Quality Assessment and Management: Insight and Progress**. Burlington, Ont., Canadá: AEHMS, 2003. p. 221-239 (Ecovision Monograph Series).

NOWLIN, W.H.; EVARTS, J.L.; VANNI, M.J. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 301–322. 2005.

NUSH, E. Comparison of different methods for chlorophylla and phaeopigments determination. **Arch. Hydrobiol.** v. 4. p. 14-36. 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, RJ: Ed. Guanabara Koogan S. A. 1988. 434p.

OGAWA, J.R. **Phylogeny of the “Chaoboriform” genera**. 2007. 272p. Tese (Doutorado em Zoologia). Oregon State University, 2007.

OLIVEIRA, C.A. et al. Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.14, n.12, p.1281–1287. 2010.

OLIVEIRA, R.B.S. et al. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environ Monit Assess** v. 175. p. 75–85. 2011.

PAMPLIN, P.A.Z.; ALMEIDA, T.C.M.; ROCHA, O. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** V. 18, n. 2. p. 121-132. 2006.

PAVÉ, P.J.; MARCHESI, M. Invertebrados bentônicos como indicadores de calidad Del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). **Ecología Austral**. V.15. p.183-197. Dezembro, 2005.

PEDRAZZI, F.J.M. et al. Qualidade da água do Reservatório de Itupararanga (Bacia do Alto Sorocaba – SP). Gradiente espacial horizontal. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG

PINHEIRO, L.S.; CABRAL, N.R.A.J. Níveis de ocupação nas áreas de preservação permanente no entorno da lagoa do Catú, Aquiraz-CE. **II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica**. João Pessoa - PB – 2007.

PINHO, L.C. Diptera. In: **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. 2008.

PITÉ, M.T.; AVELAR, T. **Ecologia das populações e das comunidades**: Uma abordagem evolutiva do estudo da biodiversidade. Lisboa, Portugal: Fundação Calouste Gulbenkian. 1996. 311p.

QUEIROZ, R.P.; IMAI, M.M. Mapeamento das atividades antrópicas na área de entorno do reservatório de Ituparanga – SP: uma abordagem baseada na diminuição gradativa do grau de complexidade da cena interpretada. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 1039-1045

RIBEIRO, L.O.; UIEDA, V.S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, Brasil. **Rev.Bras. Zool.**, v. 22, n. 3, p. 613-618. 2005.

ROQUE, F.O. et al. A review of chironomidae studies in lentic systems in the state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2. 2003a.

ROSA, E.M.; BUFFON, I.; KEHL, L.G.H. Avaliação da qualidade de áreas de preservação permanente ripárias em São Francisco de Paula – RS: uma abordagem metodológica. **Revista de Ciências Ambientais**. v.4. n.2. p. 17 a 30. 2010.

ROSENBERG, D.M. A National Aquatic Ecosystem Health Program for Canada: We should go against the flow. *Bull. Entomol. Soc. Can.* V 30. n 4. p.144-152. 1998.

ROY, A.H. et al. Importance of Riparian Forests in Urban Catchments Contingent on Sediment and Hydrologic Regimes. **Environmental Management**. V. 37. n. 4. p. 523–539. 2006

SAETHER, O.A. **Glossary of chironomid morphology terminology (Diptera, Chironomidae)**. Entomologica Scandinavica. Supplement no 14. Sweden: Borgströms Tryckeri AB. 1980. 51p.

SAETHER, O. A. Insecta: Diptera: Chaoboridae. In: SCHWOERBEL, J.; ZWICK, P. **Süßwasserfauna von Mitteleuropa.**, Heidelberg- Berlin, p. 1–38. 2002.

SALLES, M.H.D. et al. Avaliação simplificada de impactos ambientais na Bacia do Alto Sorocaba (SP). **REA – Revista de Estudos Ambientais**. V.10. n. 1. jan / jun. 2008. p. 6-20.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **IET – Índice de Estado Trófico.**, São Paulo. 3p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf>. Acessado em 02 de março de 2009.

SILVA, J.A.A. et al. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo.** São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC. 2011. 124p.

SILVEIRA, M.P. et al. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in Southeastern brazilian river. **Braz. J. Biol.** v. 66. p. 623-632. 2006.

SIMIÃO-FERREIRA, J. et al. Chironomidae Assemblage Structure in Relation to Organic Enrichment of an Aquatic Environment. **Ecology, behaviour and bionomics.** v. 38. n.4. p. 464-471. jul. / ago. 2009.

SMITH, W.S. A bacia do rio Sorocaba: Caracterização e Principais Impactos. **Revista Científica do IMAPES.** p. 51-57. Maio/ 2005.

SHOSTELL, J.M.; WILLIAMS, B.S. Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. **Hydrobiologia.**, v. 575, p. 389-399. 2007.

SILVA, F.L. et al. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 1, p. 73-78. 2009.

SPIES et al. Pan-American *Chironomus calligraphus* Goeldi, 1905 (Diptera, Chironomidae): Species or Complex? Evidence from External Morphology, Karyology and DNA Sequencing. **Aquatic Insects.**, , v. 24, n. 2, p. 91–113. 2002.

STRIXINO G.; TRIVINHO-STRIXINO,S. Povoamentos de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais. 1998. P. 141-145. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Eds.). **Ecologia de insetos aquáticos.** Séries Oecologia Brasiliensis. V.5. Rio de Janeiro, Brasil.

SURIANI, A.L. et al. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** v.19. n. 4 pp. 415-426. 2007.

SURIANI, A.L.; FRANÇA, R.S.; ROCHA, O. A malacofauna bentônica das represas do médio rio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanoides tuberculata* (Müller) e *Corbicula flumínea* (Müller). **Rev. Bras. Zool.** V. 24. n.1. p. 21-32. Março de 2007.

TANAKA, J.T.. **Os impactos do Turismo de segunda Residência na represa de Itupararanga.** Rosana, Universidade Estadual Paulista – UNESP. Trabalho de Conclusão de Curso. 2008. 50p.

TANIWAKI, R.H.; SMITH, W.S. Levantamento da fauna bentônica de artrópodes em diferentes ambientes da bacia de drenagem da Represa de Itupararanga, Votorantim (SP, Brasil). **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG

THOMPSON, F. C. 2008. **Nomenclator Status Statistics.** The Diptera site. The BioSystematic Database of World Diptera. Disponível em:<http://www.sel.barc.usda.gov/Diptera/names/Status/bdwdstat.htm>. Acessado em 10 de março de 2011.

THORNTON, K. W. et al. Reservoir water quality sampling design. **Journal of the American water resources association**, v. 18. n. 3. p. 471-480, junho de 1982.

THORP, J, P.; COVICH, A, P. **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates.** Fort Collins, Colorado: Academic Press, 2001. 1073p.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: guia de identificação.** São Carlos, SP: gráfica da Universidade Federal de São Carlos, 371p. 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera do Estado de São Paulo: guia de identificação de diagnose dos gêneros.** São Carlos, SP: gráfica da Universidade Federal de São Carlos, 229p. 1995. (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais).

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008 632p.

TUPINAMBÁS, T.H.; CALLISTO, M.; SANTOS, G.B. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 24. n. 4. p. 887–897. dezembro 2007

VERDONSCHOT, P.F.M. The role of oligochaetes in the management of waters. **Hydrobiologia**. V. 180. N. 1. 1989. p. 213-227.

VOTORANTIM (SP). Secretaria do Meio Ambiente (SEMA). **Represa de Itupararanga**. Disponível em: <<http://www.votorantim.sp.gov.br/pmv/arq/sema/bancodedados/represadeitupararanga.doc>>. Acesso em: 30 set. 2010.

WAGNER, R. et al. Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae). **Hydrobiologia**, v. 595, p.489–519. 2008.

WETZEL, M. J. et al. 2006. **Taxonomy, systematics, and ecology of the aquatic Oligochaeta and Branchiobdellidae (Annelida, Clitellata) of North America, with emphasis on the fauna occurring in Florida**: 10 September. Illinois Natural History Survey, Champaign.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. New York. Springer Science+Business Media, Inc. 2000.

WHITING, M.F. Phylogeny of holometabolous insects: The most successful group of terrestrial organisms. In: CRACRAFT, J.; DONOGHUE, M.J. (eds.). **Assembling the tree of life**. Oxford, UK: Oxford University Press. 2004. p. 345-361.

WINCKLER-SOSINSKI, L.T. et. al. Interactions between benthic macroinvertebrates and fishes in a low order stream in Campos de Cima da Serra, RS, Brazil. **Braz. J. Biol.** v.68. n.4. p. 695-701. 2008.

YEATES, D. K. et al. Phylogeny and systematics of Diptera: Two decades of progress and prospects. **Zootaxa**. v. 1668. p. 565–590. 2007.

ZANDEN, M.J.V.; VADEBONCOEUR, Y. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in akes. **Ecology**, v. 83. n.8. pp. 2152–2161. 2002.

Apêndice A – *Chironomus itupararanga* sp. n., a new species from southeastern Brazil

(Diptera: Chironomidae)

FREDERICO GUILHERME DE SOUZA BEGHELLI¹ & LUIZ CARLOS PINHO²

¹*Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, CEP 18052-780, Sorocaba - SP, Brazil.*

E-mail: fred_sb@hotmail.com

²*Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Depto. de Ecologia e Zoologia, , CEP 88040-901, Florianópolis - SC, Brazil. E-mail: lcpinho@ccb.ufsc.br*

Abstract

A new species of *Chironomus* Meigen from southeastern Brazil is described, based on male and female adults, larva and pupa.

Key words: Diptera, Chironomidae, *Chironomus*, taxonomy, new species, Brazil

Introduction

The genus *Chironomus* Meigen, 1803 is perhaps the most diverse genus in family Chironomidae, with several hundred species worldwide, except Antarctica (Cranston *et al.*, 1989). Some species are very abundant in heavily polluted standing or running waters, and are used as pollution indicators in water quality monitoring programs (Correia & Trivinho-Strixino, 2007).

Spies & Reiss (1996) list 19 valid *Chironomus* species to Neotropical and Mexican areas. Since that, seven more species were described from southeastern Brazil by Correia *et al.* (2005), Correia *et al.* (2006) and Correia & Trivinho-Strixino (2007). During an ecological survey at Itupararanga

Reservoir (São Paulo state, Southeastern Brazil), a species new to science was found, and it is here described as male and females imagines, larva and pupa.

Methods and terminology

Larvae were collected at Itupararanga Reservoir, Sorocaba – Midle Tietê Basin, SP, Brazil with a Van Veen grab and passed through a 212 µm mesh aperture size. The organisms were carefully separated from the sediment and put into plastic vials containing some water and sediment from the reservoir. These vials were covered with plastic film with small holes to enable oxygen entrance. Once the adults emerged they were squeezed with alcohol and the larva, pupa and adult stored in alcohol 80% for posterior identification. When the adults or pupae did not come up, the larva was recovered and mounted in Canada balsam. The collected material was mounted in Canada balsam following the procedures outlined by Sæther (1969). The general terminology follows Sæther (1980). Measurements are given as ranges; when more than four specimens are measured, range is followed by the mean. The holotype of the new species will be deposited in the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (São Paulo, Brazil - MZSP). Paratypes will be deposited in MZSP, Museum of Zoology (Bergen, Norway - ZMBN) , Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, (Manaus, Brazil - INPA) and collection of Laboratório de Entomologia Aquática, Universidade Federal de São Carlos (São Carlos, Brazil, LEA-UFSCar.).

***Chironomus itupararanga*- sp. n.**

(Figs. 1-19)

Type material. Holotype male with larval and pupal exuviae, BRAZIL: São Paulo State, Ibiúna, Itupararanga Reservoir, near river mouth, 23°37'03.8"S 47°13'41.4"W, 16.xii.2009, Beghelli,F.G.S. *leg.* (MZSP). Paratypes: 1 male with larval and pupal exuviae, same data as holotype (MZSP). 1

male with pupal exuviae, same data as holotype (ZMBN). 3 females with pupal exuviae, same data as holotype (2 in MZSP, 1 in ZMBN). 20 larvae, same data as holotype: (5 in INPA, 5 in LEA-UFSCar, 5 in ZMBN, 5 in MZSP).

Diagnostic characters. The male of the species can be distinguished from remaining Neotropical *Chironomus* species by the combination of pale falciform superior volsella, anal point clavate in dorsal aspect, non-pubescent and dark at base front tibia, abdomen yellowish brown, with brown large bands on tergites II-V, darker medially. Female by non-pubescent and dark at base front tibia. Larvae by combination of pale frontoclypeal apotome, mandible with inner teeth, fourth lateral mental tooth slightly lower than fifth and sixth lateral tooth rounded to subquadrate. Pupae by combination of shagren on abdominal segment VIII in a large single patch and conjunctives present on IV/V, V/VI and VI/VII,

Etymology. The specific epithet refers to Itupararanga Conservation Unit, where the specimens were collected.

Male (n = 3, except when otherwise stated)

Total length 6.12-6.39 mm. Wing length 2.81-3.00 mm. Total length / wing length 2.13-2.20.

Winglength / length of profemur 2.21-2.34.

Coloration. Thorax yellowish brown with brown mesonotal stripes and posteromedian region darkened. Sternum dark brown; scutellum yellowish; postnotum brownish. Abdomen (Figura 3) yellowish brown, with brown large bands on tergites II-V, darker medially. Legs (Figura 2) yellowish brown with proximal third of fore tibia dark brown, as the apex of each tarsomere in fore-, mid- and posterior legs.

Head. AR 3.69-4.58, ultimate flagellomere 1,23-1,25 mm long. Temporal setae 14-21. Clypeus with 31-34 setae. Tentorium 89-190 µm long. Palpomere lengths (in µm): 46-53; 48-58; 210-230; 207-248; 301-354. Third palpal segment with 5-6 sensilla clavata. Cephalic tubercle (Figura 1) 18-66 µm long.

Thorax. Dorsocentrals 22-29; prealars 5-6. Scutellum with 22-24 setae.

Wing . VR 1.02-1.06. Squama with 18-26 setae. Brachiolum with 4 setae. R with 36-38 setae; R1 with 32-35 setae; R 4+5 with 26-29 setae. Remaining veins bare.

Legs. Scale of foretibia 18-26 mm. Spur of midtibia 54-64 µm long. Spur of hind tibia 59-80 µm long. Width at apex of foretibia 91-96 µm, of midtibia 91-100 µm, of hind tibia 102-107 µm. Lengths (in µm) and proportions of legs as in Table 1.

Hypopygium (Figs. 4 and 5). Tergite IX with 15-18 median strong setae and 14-18 posterior thinner setae. Anal tergite band well developed. Laterosternite with 3-4 setae. Anal point not crested, with clavate apex, 116-134 µm long. Phallapodeme 127 - 190 µm long, transverse sternapodeme 104-132 µm long. Gonocoxite 293-314 µm long; superior volsella falciform, 99-132 µm long, with 5-9 basal setae. Inferior volsella 116-139 µm long, with 18-20 subapical setae. Gonostylus 187-283 µm long. HR 1.35-1.57; HV 2.65-3.41.

Female (n = 2-3, except when otherwise stated)

Total length 4,35 (1) mm. Wing length 2.37-3.01 mm. Total length/wing length 1.84 (1).
Winglength/length of profemur 1.90-2.15.

Coloration. As in males, except for abdomen with brown bands larger than in males, present in all segments.

Head. AR 3.51-3.94 (2). Temporal setae 16-27. Clypeus with 23-55 setae. Tentorium 152-223 (2) μm long. Palpomere lengths (in μm): 38-56; 38-43; 164-233; 185-245; 301-352. Third palpal segment with 4-5 sensilla clavata. Cephalic tubercle 48-71 μm long

Thorax. Dorsocentrals 27; prealars 4. Scutellum with 19 - 21 setae.

Wing. VR 1.09-1.10. Squama with 23-28 setae. Brachiolum with 6 (1) setae. R with 30-37 setae; R1 with 41-60 setae; R4+5 with 51-72 setae. Remaining veins bare.

Legs. Scale of foretibia 48-54 μm . Spur of midtibia 59-64 μm long. Spur of hind tibia 59-64 μm long. Width at apex of foretibia 91-107 μm , of midtibia 80-112 μm , of hind tibia 80-120 μm . Lengths (in μm) and proportions of legs as in Table 2.

Genitalia (Figs. 6-9). Sternite VIII with 32-44 setae on each side. Gonocoxite IX with 4-5 setae. Tergite IX with 42-46 setae. Segment X with 8-9 setae on each side. Postgenital plate 33-63 μm long. Cercus 132-207 μm long. Dorsomesal lobe well developed (Figura 9). Ventrolateral lobe as in figure 7; apodome lobe as in figure 8. Seminal capsules 78-114 μm long. Notum 197-238 μm long.

Larva (n = 5, except when otherwise stated)

Total length about 9.75-12.21 mm (2). Head capsule 669-786, 714 μm long. Postmentum 316-332, 330 μm long.

Head. Frontoclypeal apotome pale. Antenna as in Figura 13. Blade 40-51 μm long; AR 1.58 - 2.13, 1.85; Labral S1 as in figure 14. Pecten epipharyngis (Figura 12) 59-166, 102 μm wide with 12-15, 13 teeth. Premandible 241-348, 277 μm long. Mandible (Figura 15) 262-284, 273 μm long, with 3 inner teeth; inner margin with 2 denticles; seta subdentalis 18-23 (2) μm long; seta interna with about 5 branches; pecten mandibularis with 10-13, 11 setae, longest 68-182 (2) μm . Mentum (Figura 10) 171-241, 214 μm wide; median tooth 43-46 (2) μm wide; fourth lateral tooth slightly lower than fifth; sixth lateral tooth rounded to subquadrate. Ventromental plate 198-262, 225 μm wide, distance between plates 48-51 (2) μm . Gular darker stain 155-193 (3) μm long (Figura 11).

Abdomen. Lateral and ventral tubuli present. Posterior parapods each with 9-12 (2) claws.

Pupa. (n = 6)

Total length 5.88-8.51, 6,58 mm. Exuviae pale brown, cephalothorax and lateral margins of abdominal tergites brown.

Cephalothorax. Cephalic tubercles (Figura 18) 86-161, 111 μm long, 51-80, 66 μm wide. Frontal setae 38-134, 66 μm long. Thorax granulose in anteromedian dorsal region. Basal ring 161-230, 209 μm long, 80-134, 114 μm wide (Figura 16). Distance between Dc_1 and Dc_2 48-80, 62 μm ; Dc_2 and Dc_3 166-305 μm , 229; Dc_3 and Dc_4 27-64, 42 μm .

Abdomen (Figura 19). Tergite I bare; tergite II with a central fleck of shagreen; tergite III-VI with points of shagreen slightly stronger posteriorly; tergites VII and VII with shagreen in a single patch. Paratergites V and VI with small spines. Conjunctives IV/V, V/VI and VI/VII with fine shagreen. Tergite II with row of hooklets occupying 40-60% of the segment width. Pedes spurii A present on segment IV and pedes spurii present on II. Anal spur (Figura 17) 214-369, 301 μm long, with a single tooth.

Abdominal setation. Segment I without L setae; II-IV with 3 non-taeniate L setae; V-VIII with 4 taeniate L setae. Fringe of anal lobe with about 80 taeniae.

Distribution and notes on biology and ecology. The new species is known from Itupararanga Reservoir located at Sorocaba – Middle Tietê Basin, in São Paulo State, Southeastern Brazil. The site where these specimens were collected is a protected area surrounded by Atlantic Rain Forest.

The reservoir has waters ranging from meso to eutrophic conditions and suffers some antropogenic impacts like domestic and industrial waste reception, agricultural and cattle rising impacts and irregular marginal area occupation besides some other less impacting activities like recreation and fishing. The loss of riparian forest is also a serious problem, specially upstream the dam.

The new species was often registered in high densities dominating the chironomid fauna near the reservoir head. This region was characterized by high organic matter and nitrogen concentrations in the sediment, low dissolved oxygen concentrations near the sediment and high water flow once it is an area over the river influence.

C. itupararanga sp. n. was collected in both litoral and profundal zones during different seasons (dry season: September to March; wet season: April to August) and along all reservoir, from the head to the dam. In all samples, the densities were higher at the profundal zones near river mouths.

The densities ranged from 7 to 1133 ind.m⁻² in litoral zone and from 220 to 1133 ind.m⁻² in profundal riverine zone.

Remarks. Larvae of *C. itupararanga* sp. n. are quite similar to *C. xanthus* Rempel, 1939, sharing features like comparable gular pigmentation, fourth lateral mental tooth shorter than fifth and pale frontoclypeal apotome, but easily distinguished by the shape of last mental tooth, rounded to subquadrate in *C. itupararanga* sp. n. and acute in *C. xanthus*.

Acknowledgements

We are indebted to Dr. Humberto F. Mendes and Dr. Susana Trivinho-Strixino for comments on the manuscript. Thanks are also due to Dr. Maria V. U. Guimarães and Dr. André C. A. dos Santos for encouraging and supporting this study; and to Dr. Claudio G. Froehlich and Dr. Dalton S. Amorim for providing facilities at Ribeirão Preto to describe this species. The first author received funding from CAPES while completing this paper.

References

- Correia, L. C. S. & Trivinho-Strixino, S. (2007) New species of *Chironomus* Meigen (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from Brazil. *Zootaxa*, 1504, 53-68.
- Correia, L. C. S., Trivinho-Strixino, S. & Michailova, P. (2005) A new species of *Chironomus* Meigen, 1803 (Diptera, Chironomidae) from the southeast of Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40, 29-38.

Correia, L. C. S., Trivinho-Strixino, S. & Michailova, P. (2006) A new species of *Chironomus* Meigen (Diptera: Chironomidae: Chironominae) from polluted streams of southeastern Brazil. *Zootaxa*, 1130, 57-68.

Cranston, P.S., Dillon, M.E., Pinder, L.C.V. & Reiss, F. (1989) The adult males of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region - Keys and diagnoses. *In*: Wiederholm, T. (Ed.), Chironomidae of the Holarctic region - Keys and diagnoses. Part 3. Adult males. *Entomologica scandinavica, Supplement*, 34, 353–502.

Sæther, O.A. (1969) Some Nearctic Podonominae, Diamesinae and Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae). *Bulletin Fisheries Research Board Canada*, 170, 1–154.

Sæther, O.A. (1980) Glossary of chironomid morphology terminology (Diptera: Chironomidae). *Entomologica scandinavica, Supplement*, 14, 1-51.

Tables

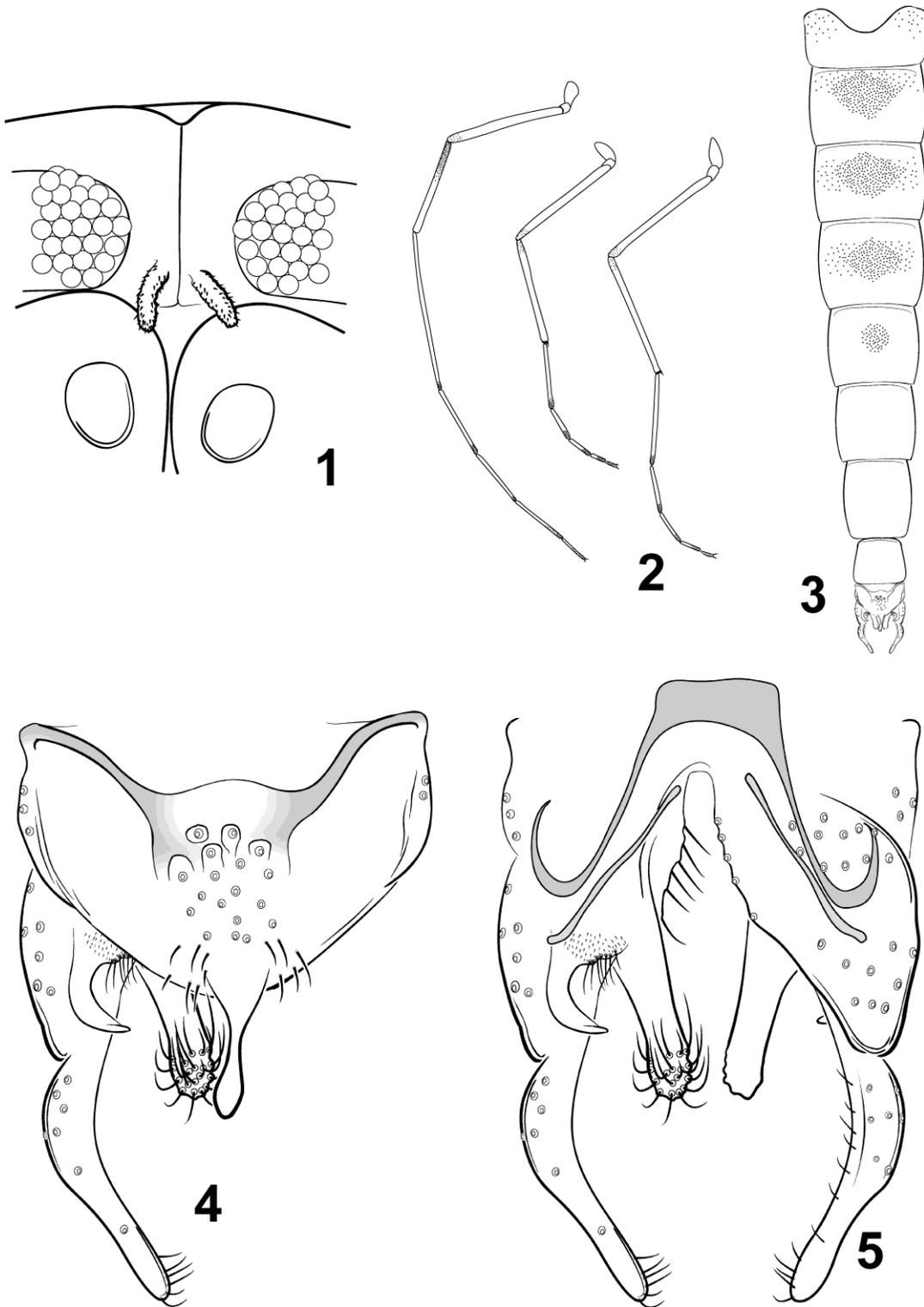
TABLE 1. Lengths (in μm) and proportions of legs of *Chironomus itupararanga* sp. n., male (n = 2-3).

	Fe	Ti	ta ₁	ta ₂	ta ₃	ta ₄
p ₁	1216-1337	1075-1169	1870-1954	870-898	719-721	701-720
p ₂	1290-1412	1188-1262	701-814	411-421	271-309	168-178
p ₃	1262-1543	1075-1449	982-1094	570-598	421-439	243-299
	ta ₅	LR	BV	SV	BR	
p ₁	346-374	1.64-1.82	3.41-3.44	1.17-1.29	2.1-2.2	
p ₂	94-159	0.59-0.66	6.05-6.25	3.24-3.55	1.3-6.0	
p ₃	140-159	0.74-0.91	4.44-5.58	2.38-2.78	1.7-3.8	

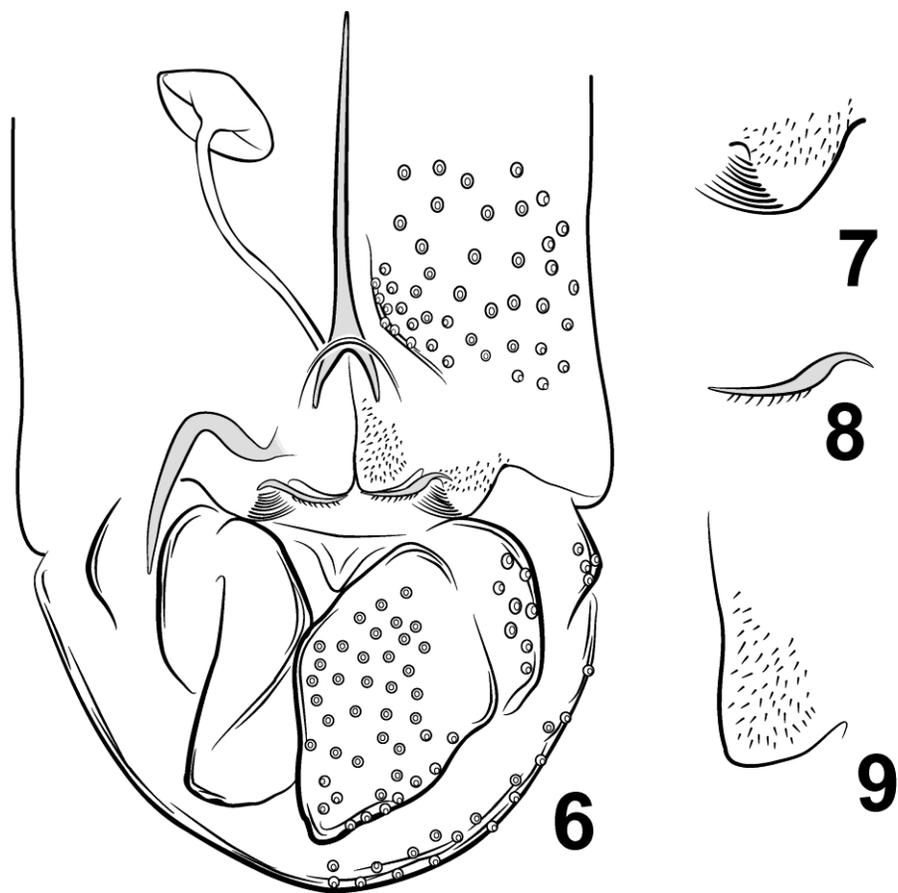
TABLE 2. Lengths (in μm) and proportions of legs of *Chironomus itupararanga* sp. n., female (n = 2-3).

	Fe	Ti	ta ₁	ta ₂	ta ₃	ta ₄
p ₁	1244-1403	963-1123	1879-2010	855-888	746-767	776-785
p ₂	1169-1412	973-1262	608-748	327-374	234-290	150-168
p ₃	1309-1543	1262-1543	935-1038	524-552	402-430	243-252
	ta ₅	LR	BV	SV	BR	
p ₁	327-346	1.70-1.79	3.65-3.73	1.26-1.32	1.8-1.9	
p ₂	93-95	0.59-0.62	6.53-7.29	3.52-3.62	1.8-2.9	
p ₃	122-168	0.67-0.74	5.43-6.05	2.75-2.99	2.8-3.2	

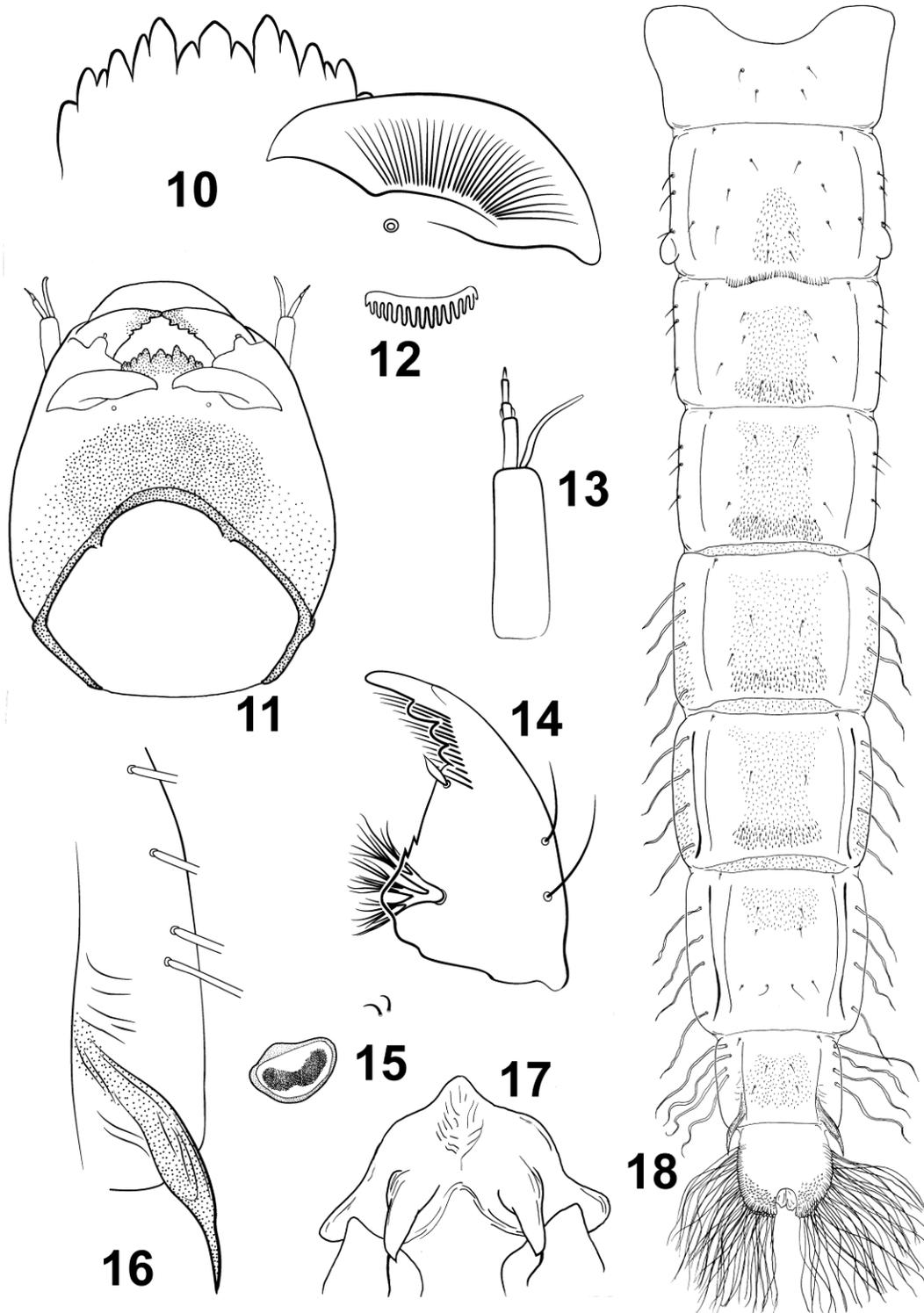
Figures



FIGURES 1-5. *Chironomus itupararanga* sp. n., male. **1.** Head. **2.** Fore-, mid-, and hind legs. **3.** Dorsal aspect of abdomen. **4.** Anal point and tergite IX and dorsal aspect of left gonocoxite and gonostylus. **5.** Hypopygium with anal point and tergite IX removed, left dorsal aspect, right ventral aspect.



FIGURES 6-9. *Chironomus itupararanga* sp. n., female. **6.** Genitalia. **7.** Ventrolateral lobe. **8.** Apodome lobe. **9.** Dorsomesal lobe.



FIGURES 10-19. *Chironomus itupararanga* sp. n., larva (10-15) and pupa (16-19). **10.** Mentum. **11.** Ventral aspect of head capsule. **12.** Pecten epipharyngis. **13.** Antenna. **14.** Labral SI. **15.** Mandible. **16.** Basal ring and precorneals. **17.** Anal spur. **18.** Frontal apotome. **19.** Dorsal aspect of abdomen.