

UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ

Cláudia Regina da Silva Leite

**COMPOSIÇÃO DOS MACRO-INVERTEBRADOS
BENTÔNICOS DO RIBEIRÃO DOS MOTTAS,
GUARATINGUETÁ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO
PAULO**

Taubaté – SP

2017

UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ

Cláudia Regina da Silva Leite

**COMPOSIÇÃO DOS MACRO-INVERTEBRADOS
BENTÔNICOS DO RIBEIRÃO DOS MOTTAS,
GUARATINGUETÁ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO
PAULO**

Dissertação de Mestrado - Curso de Mestrado
em Ciências Ambientais do Programa de Pós-
graduação em Ciências Ambientais da
Universidade de Taubaté

Área de Concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Valter José Cobo.

Taubaté – SP

2017

CLÁUDIA REGINA DA SILVA LEITE

**COMPOSIÇÃO DOS MACRO-INVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO RIBEIRÃO
DOS MOTTAS, GUARATINGUETÁ, NORDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO**

Dissertação de Mestrado - Curso de Mestrado
em Ciências Ambientais do Programa de Pós-
graduação em Ciências Ambientais da
Universidade de Taubaté Área de
Concentração: Ciências Ambientais.
Orientador: Prof. Dr. Valter José Cobo.

Data: _____

Resultado: _____

BANCA EXAMINADORA

Prof .Dr. Universidade de Taubaté

Assinatura _____

Prof. Dr. Universidade de Taubaté

Assinatura _____

Prof. Dr. Universidade de Taubaté

Assinatura _____

Aos meus pais Chispim (*in memoriam*) e Maria Cândida,
e ao meu marido Luciano

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Valter José Cobo pela orientação, sugestões e apoio. Por sua confiança e, principalmente, pela sua amizade.

Aos meus pais, Chrispim e Maria Cândida, pelo amor e incentivo aos estudos.

Ao meu marido Luciano pela paciência, amor, amizade e auxílio durante todo desenvolvimento da dissertação.

Ao Prof. Dr. Itamar Martins pelas orientações, sugestões, auxílio e apoio na construção das tabelas e gráficos.

Aos amigos Waldeloir Scarpa Júnior, Luzia Scarpa e Milton Barreira de Barros pela amizade, permissão da coleta, acolhimento em sua casa e auxílio durante as coletas.

Ao amigo Cleiton pela amizade e auxílio durante as coletas.

Aos colegas médico Walther Yoshiharu Ishikawa, ao geógrafo Aisur Ignácio Agudo Padrón e a bióloga Ceci DiPaula pela amizade e por toda ajuda na identificação dos macro-invertebrados bentônicos.

Ao Prof. Dr. Ulisses dos Santos Pinheiro pela identificação do exemplar, pelas sugestões e pelo incentivo.

Ao Mestrando Augusto Henrique Batista Rosa pela identificação dos exemplares da ordem Odonata.

À Mestre Marisa Cardoso pela amizade e paciência.

Ao técnico de laboratório, Eduardo, por sua amizade e auxílio.

A todos os colegas de laboratório que tive o prazer de conviver Gabriel, Aline.

Em especial, aos meus amigos Daniela, Helimara e Jair por estarem presentes e sempre auxiliando e incentivando na construção deste projeto.

Ao curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e ao Laboratório de Zoologia – UNITAU “Campus” Bom Conselho pela estrutura fornecida, tornando possível o desenvolvimento deste estudo.

A coordenador Prof. Dr. Marcelo Targa, coordenadora e Prof. Dra. Ana Aparecida pelos ensinamentos e orientações, e a secretária Thamires pela paciência e orientação durante o processo burocrático.

A Deus pela coragem e força nos momentos de dificuldades e pelas minhas conquistas.

“Se não podemos compreender o mínimo de uma flor ou de um inseto, como poderemos compreender o máximo do Universo!”

Marquês de Maricá

RESUMO

O objetivo deste estudo foi caracterizar a composição de macro-invertebrados bentônicos e sua dinâmica espacial e temporal, no Ribeirão dos Mottas, Vale do Paraíba, Estado de São Paulo, e avaliar a utilização dos organismos dessa comunidade como bioindicadores da qualidade ambiental. Foram realizadas coletas mensais de setembro de 2014 a agosto de 2015, utilizando os métodos de busca ativa e armadilha iscada, em três localidades ao longo do curso d'água a partir do Ribeirão dos Mottas, as estações 1, 2 e 3. Foram tomadas medidas mensais de parâmetros físico-químicos, pH, teor de oxigênio dissolvido e temperatura, para os quais foram feitas análises de correlação com o número de indivíduos. Aplicou-se os índices BMWP', Hábito de ocupação e de Grupo funcional de alimentação, além do índice de Diversidade de Shannon–Wiener. Foram obtidos 1750 indivíduos, distribuídos em 36 famílias, 16 ordens, 7 classes e 5 filos. A Classe Insecta foi o grupo de macro-invertebrados bentônicos mais abundante. A maior riqueza de espécies foi obtida pela captura por busca ativa, enquanto as armadilhas iscadas providenciaram um maior número de indivíduos, especialmente de estágios larvais e pupas. Não houve correlação entre os fatores ambientais e o número de indivíduos nas estações amostrais. O maior número de indivíduos foi registrado na estação 2 (N=841), seguido da estação 3 (N=582) e 1 (N=327). Das 36 famílias registradas 30 estavam presentes na estação 3, 16 na estação 1 e 11 na estação 2. As famílias mais abundantes foram Gomphidae na estação 1, Simuliidae na estação 2 e Palaemonidae na estação 3. Os valores de pH e oxigênio dissolvido foram mais altos na estação 2 e a temperatura mais alta na estação 1. O índice BMWP' sugere qualidade da água aceitável na estação 3 e duvidosa na estação 1 e poluída na estação 2. O índice de grupo funcional de alimentação apontou predadores como dominantes nas estações 1 e 3, e filtradores na estação 2. Quanto ao hábito de ocupação os macro-invertebrados, os fossadores foram predominantes nas estações 1 e 3, e os agarradores na estação 1. Foi feito o registro da esponja *Radiospongilla inesi*, o que representa segundo registro no Brasil e o registro da lesma semi-aquática *Omalonyx matheroni* como segundo registro para o Estado de São Paulo. Nas estações verificou-se a preferência de famílias de macrobentos por substratos específicos, e que a abordagem funcional refletiu as variações dentro da comunidade. Nossos resultados agregam informações sobre a classificação funcional dos macro-invertebrados e apontam que os predadores apresentam riqueza de espécies e os filtradores contribuem com abundância de famílias. O Ribeirão dos Mottas caracteriza-se como heterotrófico, MOPG e MOPF maior que o normal em suspensão na água, favorecendo a abundância dos filtradores, ambientes com detritos orgânicos variados contribuindo com a estabilidade do leito e

abundância anormal de predadores. O predomínio de organismos fossadores nas estações 1 e 2 se deve ao sedimento rico em matéria orgânica e os agarradores com ambientes lóticos. Os índices das guildas tróficas e o hábito de ocupação corroboram com a descrição física e interação com o ecossistema aquático do local.

Palavras-chaves: Macro-invertebrados bentônicos, distribuição espacial, ambiente dulcícola, biomonitoramento, índices biológicos

Dynamics of the community of benthic macro-invertebrates from Ribeirão dos Mottas, Guarantigueta, Vale do Paraíba, São Paulo State.

Abstract:

The main goal of this study is to characterize the composition of the community of benthic macro-invertebrates and their temporal and spacial dynamic, in Ribeirão dos Mottas, Vale do Paraíba, São Paulo State, and then evaluating a way to utilize the organisms from this community as bio-indicators of environmental quality. Monthly collections were made from September 2014 to August 2015, using methods of active search and baited trap, in three sites through the watercourse, starting in Ribeirão dos Mottas, in stations 1, 2 and 3. Monthly measurements were made of chemical and physical parameters, pH, temperature, and dissolved oxygen, with analyses made of correlation with a number of individuals. The BMWP Indexes were used, also used were occupation habits, functional feeding groups, besides the Shannon-Wiener's diversity index. 1750 individuals were obtained and then divided in 36 families, 16 orders, 7 classes and 5 phyla. The Class Insecta was a group of benthic macro-invertebrates found in a much higher number. Active search was the best way to obtaining diversity of species, while baited traps offered a much higher number of individuals, especially of the pupa and larval phases. There is no correlation between environmental factors and the number of individuals on sampling stations. The higher number of individuals was recorded on the station 2 (N=841), followed by station 3 (N=582) and then 1 (N=327). From the 36 families recorded 30 were present on station 3, then 16 on station 1 and finally 11 on station 2. The families in a higher number of individuals were Gomphidae, at station 1, Simuliidae at station 2, and Palaemonidae at station 3. The values on pH and dissolved oxygen were higher at station 2 and temperatures higher at station 1. The BWMP index indicated quality of water acceptable at station 3 and doubtful on station 1 and polluted station 2. The functional feeding groups index showed predators as dominant species on stations 1 and 3, and 'filterers' on station 2. About the occupation habit of macro-invertebrates, the 'burrowers' were predominant on stations 1 and 3 and 'clingers' on station 1. It was recorded the presence of the *Radiospongilla inesi* sponge, which represents the second record in Brazil and the record of the semi-aquatic snail *Omalonyx matheroni*, also as its second record for São Paulo State. On stations, we confirmed the preference of families of the macro fauna by specific substrates, and that a functional approach reflected the variations inside the community. The results combine information concerning functional classification about macro-invertebrates and indicated that predators' presents a wealth of species and 'filters' have an abundance of families. Heterotrophy characterized the

Ribeirão dos Mottas, with higher concentrations of Large Particulate Organic Matter (LPOM) and Fine Particulate Organic Matter (FPOM), suspended in higher than usual in suspension in water, favoring the abundance of 'filterers', environments with diversified organic detritus giving stability to the riverbed and above normal number of predators. The predominance of 'burrower' organisms on stations 1 and 2 must be because of sediment rich in organic matter and 'clingers' with lotic environments. The indexes of trophic guilds and occupation habits corroborated with the physical description and interaction with the aquatic ecosystem of the site.

Key-words: Benthic macro-invertebrates, spacial distribution, bio-monitoring, fresh water environment, biological Index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Imagem do município de Guaratinguetá.....	26
Figura 2 - Vista anterior a Barragem do Ribeirão dos Mottas.....	27
Figura 3 – Ribeirão dos Mottas.....	27
Figura 4 – Distribuição das estações de coleta.....	28
Figura 5 – Estação 1 – área de córrego impactada pelas atividades pastoris.....	29
Figura 6 - Estação 2 – Barragem dos Mottas.....	29
Figura 7 - Estação 3 – Local apresenta ambiente lântico e lagos naturais.....	30
Figura 8 – Coleta de macro-invertebrados bentônicos – Busca ativa.....	31
Figura 9 - Coleta de macro-invertebrados bentônicos – Armadilha iscada.....	31
Figura 10 – Aparelhos da análise química e física da água.....	32
Figura 11 – Comparação dos métodos de coleta dos macrobentos.....	38
Figura 12 - Número de famílias, ordens, classes e filos.....	38
Figura 13 – Número de indivíduos de macro-invertebrados nas estações amostrais.....	39
Figura 14 – Distribuição dos macro-invertebrados nas estações amostrais.....	39
Figura 15 – Distribuição dos indivíduos de macro-invertebrados bentônicos.....	40
Figura 16 – Distribuição espacial dos organismos bentônicos busca ativa.....	42

Figura 17 – Distribuição espacial dos organismos bentônicos armadilha iscada.....	42
Figura 18 Valores de pH nas estações amostrais.....	43
Figura 19 – Valores do oxigênio dissolvido nas estações amostrais	43
Figura 20 – Valores da temperatura nas estações amostrais.....	44
Figura 21 - Variação do pH durante o período amostral 1.....	44
Figura 22 - Variação do pH durante o período amostral 2.....	45
Figura 23 - Variação do pH durante o período amostral 3.....	45
Figura 24 - Variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral 1.....	46
Figura 25 - Variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral 2.....	46
Figura 26 - Variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral 3.....	47
Figura 27 - Variação da temperatura durante o período amostral 1.....	47
Figura 28 - Variação da temperatura durante o período amostral 2.....	48
Figura 29 – Variação da temperatura durante o período amostral 3.....	48
Figura 30 - Classificação funcional de alimentação.....	52
Figura 31 - Classificação funcional hábito de ocupação.....	54
Figura 32 - Mapa geográfico da distribuição e do tipo de localidade de <i>Radiospongilla inesp. nov.</i>	55
Figura 33 – Mapa geográfico de Guaratinguetá.....	56

Figura 34 - Local do 2º registro de <i>Radiospongilla inesi</i>	56
Figura 35 – Detalhe do local da coleta do exemplar da espécie <i>Radiospongilla inesi</i>	57
Figura 36 - Coleta por busca ativa <i>Radiospongilla inesi</i>	57
Figura 37 - Esponja de água doce nas rochas.....	58
Figura 38 - Associação Syridae com <i>Radiospongilla inesi</i>	58
Figura 39 - Associação de Hidropsychidae com <i>Radiospongilla inesi</i>	59
Figura 40 - Associação Chironomidae com <i>Radiospongilla nesi</i>	59
Figura 41 - Associação Simuliidae com <i>Radiospongilla inesi</i>	60
Figura 42 - Distribuição das espécies do gênero <i>Omalonix</i> d' Orbigny.....	61
Figura 43 - <i>Omalonyx matheroni</i>	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Taxonomia dos Macro-invertebrados bentônicos	37
Tabela 2. Ocorrência dos táxons de macro-invertebrados bentônicos.....	40
Tabela 3. Pontuação da metodologia BMWP' para macro-invertebrados bentônicos.....	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Índice BMWP' adaptado para famílias de macro-invertebrados.....	33
Quadro 2. Classes de qualidade de água utilizando macrobentos.....	34
Quadro 3. Soma dos valores do índice BWMP'	50
Quadro 4. Caracterização dos grupos funcionais de alimentação	50
Quadro 5. Razões entre os grupos funcionais de alimentação (GFA).....	53

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1. Macro-invertebrados Bentônicos	16
1.2. Caracterização do Ambiente Dulcícola	17
1.4. Grupos Funcionais de Alimentação de macro-invertebrados	23
1.5. Parâmetros físico-químicos da água	24
2.0. OBJETIVOS	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1. Local de estudo	26
3.2. Descrição dos Ambientes das Estações de Coleta	28
3.3. Procedimentos Amostrais	30
3.4. Procedimentos Laboratoriais	32
3.5. ÍNDICE BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY	32
4. RESULTADOS	37
4.1. Taxonomia	37
4.7. Análise físico-químico da água	43
4.8. Índices Biológicos BMWP'	49
4.9. Índice de Grupo funcional de alimentação	52
4.10. Hábito de ocupação espacial	54
4.11. Registro de <i>Radiospongilla inesi</i> (NICACIO, et al., 2011)	55
4.12. Registro de <i>Omalonyx matheroni</i>	60
5. DISCUSSÃO	63
5.1. Composição da comunidade de macro-invertebrados	63
5.2. Análise físico-químico da água	65
5.3. Índices Ecológicos	67
5.4. Índice BMWP'	68
5.5. Hábito de ocupação dos macro-invertebrados	69
5.6. Grupos Funcionais de Alimentação	71
6. CONCLUSÕES	80
7. REFERÊNCIAS	82

1. INTRODUÇÃO

1.1. Macro-invertebrados Bentônicos

O estudo de comunidades biológicas não representa apenas uma simples lista de espécies observadas, mas sim uma investigação mais complexa, a qual considera, além da composição, a estrutura e a dinâmica dessas comunidades, que em função da variação temporal e espacial de seus componentes requer amostragens relativamente grandes e sucessivas, ao invés de simples inventários oriundos de expedições esporádicas (GORE et al., 1981).

Segundo Hepp & Restello (2007), dentre os mais variados organismos que habitam o ambiente aquático, os macro-invertebrados bentônicos (do grego *bénthos*, profundidade), são representados por inúmeros grupos taxonômicos. São organismos facilmente visíveis ao olho nu, e que o substrato de fundo do ecossistema aquático, podendo viver enterrados na areia ou lama, presos a superfície das rochas, e ainda sobre o sedimento inorgânico ou orgânico do fundo ou escondido nos espaços existentes entre rochas.

Nesse sentido, a comunidade de macro-invertebrados bentônicos representa um dos mais importantes componentes bióticos de rios e lagos, desempenhando um papel fundamental na dinâmica de ciclagem de nutrientes, transformação de matéria e fluxo de energia (CALISTO & ESTEVES, 1995; HAUER & RESH, 1996), sendo que, de acordo com o Ministério da Saúde (2006), a atividade da comunidade bentônica influi nos processos de solubilização dos materiais depositados no fundo de ambientes aquáticos.

Em termos gerais o clado macro-invertebrado se refere a fauna de invertebrados retida em uma malha 0,25 mm, sendo que uma comunidade aquática de macro-invertebrados é constituída por diversos táxons, tais como Platyhelminthes, Nematoda, Mollusca, Annelida Arthropoda, entre outros (CARVALHO & UIEDA, 2004). Dentre esses grupos, os insetos destacam-se pela riqueza e abundância, sendo que a sua distribuição, nesse ambiente é determinada em função de suas características morfométricas, além dos parâmetros bióticos e abióticos, como a disponibilidade de recursos alimentares, variação da temperatura, pH, entre outros, além dos hábitos dessas espécies (MERRIT & CUMMINS, 1996).

O principal grupo de macro-bentos aquáticos, em águas continentais, são os insetos, os quais representam importantes indicadores ambientais, além de serem mais diversificados que peixes e os insetos terrestres. Em ambientes aquáticos continentais os macro-invertebrados reúnem caracteristicamente organismos larvais da classe Insecta, incluindo espécies das ordens Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Megaloptera, Hemiptera,

Coleoptera e Lepidoptera, além de grupos de Mollusca, Annelida e Crustacea, e ainda, com menor frequência, algumas espécies de Nematoda e Porifera (ROQUE et al., 2006).

De acordo com Thorne & Williams (1997), os macro-invertebrados são reconhecidos pela abundância de organismos bentônicos em sistemas aquáticos, representando um importante componente de regulação das relações dinâmicas que se estabelecem nesses ambientes.

As comunidades bentônicas são compostas, por grupos de espécies relativamente sedentárias, cujo ciclo de vida pode variar de semanas a alguns meses. Essas características permitem a aquisição rápida de respostas temporais a pressões do ambiente, uma vez que os invertebrados bentônicos também apresentam tamanhos corpóreos relativamente grandes, são em geral de fácil amostragem, o que contribui para a sua utilização como indicador ambiental (CAMARGO, 2010).

A dinâmica das comunidades de macro-invertebrados aquáticos é regulada por fatores influenciados por diversos parâmetros ambientais bióticos e abióticos, os quais variam em escala espacial, local ou regional, e em escala temporal, que determinam o funcionamento da comunidade, sendo que qualquer alteração em um destes elementos pode interferir na composição e distribuição destes organismos aquáticos (VINSON & HAWKINS, 1998; WEIGEL et al., 2003).

Além disso, os macro-bentos representam uma importante fonte de alimento para crustáceos e peixes, desempenhando assim destacada importância no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (BUENO et al., 2003).

1.2. Caracterização do Ambiente Dulcícola

De acordo com Vannote, et al. (1980), a “Teoria do Rio Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept - RCC*)”, considera que os rios são sistemas que apresentam uma série de gradientes físicos, que formam um contínuo ao longo de seus cursos, aos quais a biota está associada.

Alternativamente, a teoria da “Descontinuidade Serial”, considera alterações no contínuo fluvial, provocada por fatores naturais ou antropogênicos, como represamentos, alagamentos, charcos, quedas d’água, além de fontes de poluição, como efluentes, que têm o potencial de romper o gradiente proposto pela Teoria do Contínuo Fluvial em relação às condições ambientais, produzindo alterações longitudinais, determinando novas feições na fisionomia de trechos específicos dos rios, originando novos gradientes (WARD & STANFORD, 1983).

Nesses ambientes, o biorrevolvimento do sedimento e a fragmentação da serapilheira, proveniente da vegetação ripária, são exemplos desses processos de Descontinuidade Serial, causadas pelos componentes das comunidades macro-bentônicas, resultando na liberação de nutrientes para a água e na aeração dos sedimentos (DEVÁI, 1990).

Nesse contexto, entende-se que a qualidade do meio-ambiente é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas, tanto em ambientes lênticos ou lóticos. Assim, a biota de um sistema aquático é fortemente influenciada pelo ambiente abiótico do corpo d'água, respondendo às características e variações da geomorfologia, velocidade da corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção, entre outros (TATE & HEINY, 1995).

Os ambientes lóticos são fortemente dependentes dos ecossistemas adjacentes, dos quais importam grande parte da energia que circula em sua teia trófica. Os macro-invertebrados atuam como intermediários entre os produtores e os componentes no topo das cadeias tróficas, principalmente os vertebrados (CUMMINS, 1992). De acordo com Salles & Ferreira-Júnior (2014), os ambientes lóticos são sistemas abertos, e têm como principal característica o fluxo unidirecional de água. Em virtude desse fluxo, e de todas as suas implicações, as principais características dos ambientes lóticos em contraste com os lênticos são: 1) eliminação de gradientes verticais (exceto luz), 2) maior concentração de oxigênio, 3) maior heterogeneidade de ambientes, 4) distribuição mais uniforme de nutrientes dissolvidos ou em suspensão, e 5) em geral são ambientes mais antigos.

Dessa maneira, um fator de grande importância na distribuição dos organismos, nesses ambientes, é a velocidade de correnteza, a qual varia em escala espaço-temporal. A correnteza pode agir sobre as características do substrato, modificando sua natureza, interferindo assim na estrutura das comunidades de invertebrados (WHITTON 1975).

As características do ambiente influenciam de modo significativo os processos de estruturação e composição das comunidades biológicas, tanto em ambientes lóticos ou quanto lênticos. Hipóteses como a da heterogeneidade ambiental, propõem que o aumento no número de ambientes disponíveis, proporciona um aumento da riqueza de espécies, devido à maior disponibilidade de recursos, possibilitando assim a coexistência de um maior número de espécies em um mesmo ambiente (TOWNSEND, 2006). O conhecimento sobre a variedade de ambientes é uma importante ferramenta na avaliação das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos devido à forte relação entre a disponibilidade de ambientes e a riqueza de espécies aquáticas (GALDEAN, 2000).

Inúmeros fatores podem afetar também o estabelecimento e a manutenção das comunidades de invertebrados aquáticos nos corpos hídricos. Questões espaciais como variações dos fatores físicos e químicos da água e do sedimento, parâmetros dinâmicos do rio, como por exemplo velocidade de correnteza e vazão, alteram decisivamente a distribuição desses organismos (RAMIREZ & PRINGLE, 2001). Variações temporais também são importantes na determinação da ocorrência e distribuição de invertebrados aquáticos, sendo que em; períodos de maior pluviosidade tendem a atrair organismos, em resposta a alterações nos níveis de água e aumento no aporte de nutrientes (KIKUCHI & UIEDA, 1998).

1.5. Estudo dos macro-bentos como bioindicadores da qualidade da água

Programas de biomonitoramento envolvem tipicamente abordagens em escalas espaço-temporais e de níveis de organização variados, que podem extrapolar o ambiente aquático, e incluir também o seu entorno, de modo a incorporar o conceito de bacia hidrográfica (ALLAN & JOHNSON, 1997).

O biomonitoramento de corpos hídricos, com o emprego de macro-invertebrados bentônicos, também vem se convertendo em uma ferramenta cada vez mais utilizada e aceita para a avaliação da qualidade da água. Embora seja utilizada desde o início do século XX na Europa e na América do Norte (SILVEIRA et al., 2004). No Brasil os estudos sobre o impacto da atividade humana sobre os sistemas de água, envolvendo a análise da comunidade de macro-invertebrados, são recentes e parecem ser mais concentrados no sul e sudeste do país (SURIANO et al, 2013).

De acordo com Queiroz, et al, (2008), no Brasil, o biomonitoramento começa a se consolidar como uma ferramenta útil e de baixo custo, para a avaliação da qualidade das águas continentais, e apesar de seu emprego no Brasil ainda ser incipiente, alguns estudos já são desenvolvidos nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. A falta de conhecimento taxonômico sobre a fauna nativa, principalmente dos macro-invertebrados bentônicos, dificulta o crescimento de pesquisas de avaliação de impacto ambiental, complicadas pela inexistência de registros pretéritos, o que, conseqüentemente, impõem dificuldades para realização de análise comparativas, em escala temporal, que possam medir a integridade das comunidades, bem como comparar locais impactados e não impactados.

Segundo Cairns & Pratt (1993), um bioindicador pode ser definido como todo e qualquer parâmetro biológico, qualitativo ou quantitativo, medido ao nível de indivíduo, população ou comunidade, que é efetivamente suscetível às condições ambientais particulares que correspondam, seja um estado estabelecido, uma variação natural, ou uma perturbação do

meio. Assim, os bioindicadores são, em geral, espécies selecionadas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição orgânica ou outros tipos de poluentes (WASHINGTON, 1984).

Dessa maneira Callisto & Gonçalves (2002), descrevem os bioindicadores como sendo espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um sistema aquático e sua bacia de drenagem.

É importante ressaltar que o uso de uma espécie, ou um grupo delas, como bioindicador pressupõe o estabelecimento de relações causais entre a variação de uma ou mais características do ambiente e a ocorrência da referida espécie, abundância ou outro atributo mensurável do grupo. Essas relações são facilmente extrapoláveis e é necessário avaliar o uso de bioindicadores em diversas regiões e situações de forma a facilitar tanto adequações como interpretação (WIEDENBRUG, 1997).

De acordo com Silveira et al. (2004), o uso de bioindicadores encontra regulamentação na legislação dos Recursos Hídricos, em especial na Lei 9433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em que se considera que “a saúde e o bem estar humanos, bem como a manutenção do equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas”, justificando a necessidade da avaliação das comunidades biológicas para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos.

Ainda em relação à utilização de bioindicadores de ambientes aquáticos, espera-se que em uma comunidade estável seja registrada a predominância de grupos de insetos sensíveis à poluição, como espécies das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, sugerindo um ambiente com boa qualidade de água e com condições favoráveis ao estabelecimento desses táxons. Já os grupos mais tolerantes à poluição, tais como Oligochaeta e Mollusca, além de vários grupos de Diptera, devem estar representados por poucas espécies (FIDALGO, 2007).

Assim, o grupo de organismos mais sensíveis ou intolerantes à poluição, reúne principalmente os representantes das ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera; caracterizados como organismos que demandam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água. Já os organismos tolerantes são representados por uma ampla variedade de insetos aquáticos e de outros invertebrados, que incluem moluscos bivalves, algumas famílias de Diptera e, principalmente, espécies das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera, muito embora algumas espécies desses grupos sejam habitantes típicos de ambientes não poluídos. Entre esses organismos, destaca-se um grupo de organismos bastante

resistentes, formado principalmente por larvas de Chironomidae, alguns outros Diptera, e todos os anelídeos oligoquetos aquáticos. Tanto os Chironomidae quanto os Oligochaeta exibem hábito fossorial, não demandando nenhuma exigência quanto à diversidade de ambientes e micro-ambientes (GOULART & CALLISTO, 2003).

Bubinas & Jaminiené (2001), apontam as larvas de Diptera Chironomidae e os Annelida Oligochaeta como os invertebrados bentônicos mais tolerantes a poluição, a abundância desses organismos indicam elevados teores de matéria orgânica despejadas por efluentes. Matsumura-Tundisi (1999), afirmam também que, dentre os bioindicadores, há grupos de espécies com maior nível de especificidade, sendo relacionados diretamente a um determinado agente poluidor, ou a uma forma natural potencialmente poluente.

A integridade biótica de ambientes naturais pode ser medida e interpretada por variações da abundância, riqueza e diversidade de grupos de organismos indicadores que dependem de certos recursos do sistema. Tipicamente, alguns componentes especialistas, com pequenas tolerâncias ecológicas, se tornam mais escassos e outros generalistas aparecem, de forma que alterações sutis nas proporções relativas desses indicadores refletem na composição e estrutura da comunidade escolhida como indicadora (BROWN-JÚNIOR, 1997).

As informações disponíveis sobre os macro-invertebrados como indicadores de poluição são úteis como ferramenta suplementar para uma avaliação rápida das condições da qualidade da água, em consórcio com outros parâmetros como os físico-químicos (FLYNN et al., 2010). Além disso, fornecem subsídios para política de conservação, práticas de manejo e estratégias de recuperação de ecossistemas aquáticos impactados (PRANTERA & BUSSONS, 2009).

Segundo Resh & Jackson (1993), o emprego de macro-invertebrados em programas de monitoramento de qualidade de água, nos Estados Unidos, passou por duas importantes transições, a primeira na década de 1970, quando passou a ser enfatizada uma abordagem quantitativa para o cálculo de índices de diversidade. A segunda transição foi uma volta às abordagens qualitativas na implantação dos *Rapid Assessment Approaches*, ou Protocolos de Avaliação Rápida (PAR), da qualidade de água.

Nos PAR, uma ou mais medidas bioindicadoras podem ser utilizadas, as quais podem estar associadas com diferentes níveis hierárquicos de organização (espécies, populações ou comunidades), e podem ainda serem divididas em cinco categorias: 1) número de espécie (riqueza), 2) enumerações (abundância dos grupos taxonômicos), 3) diversidade e similaridade entre comunidades, 4) medidas tróficas e 5) índices bióticos (BUSS et al., 2003).

Em 1976, na Grã-Bretanha, foi criado um grupo de trabalho para discutir e sintetizar o conhecimento acerca dos índices utilizados até então para o biomonitoramento da biota aquática, o que originou um sistema conhecido como BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*). Nos anos subsequentes, este índice foi testado e revisado, e atualmente emprega, como elemento de avaliação, os macro-invertebrados bentônicos identificados ao nível taxonômico de família (MONTEIRO et al, 2008).

O índice BMWP considera o somatório de valores de tolerância, ou seja, a sensibilidade a poluentes orgânicos, atribuídos a cada grupo de macro invertebrado de acordo com sua capacidade de sobreviver em diferentes situações de qualidade de água. É um índice qualitativo que considera a presença/ausência de famílias (FERNANDES, 2007), variando de 1 a 10 quanto ao grau de sensibilidade para as famílias de insetos além de outros 14 macro-invertebrados, sendo atribuídos valores mais altos para aqueles organismos com maior sensibilidade à poluição orgânica. O BMWP' fornece como resultado, valores que podem indicar a qualidade da água, classificando-as dentro de um gradiente que vai de excelente à péssima (TONIOLO et al., 2001).

1.3. Grupo funcional do hábito de ocupação dos macro-invertebrados

Segundo Callisto et al. (2001), a avaliação da diversidade do ambiente permite caracterizar a vegetação ripária e as macrófitas aquáticas, como os substratos que contêm a maior riqueza de grupos tróficos funcionais e respectivamente maior diversidade no ambiente. Dessa maneira, a utilização de grupos tróficos funcionais, aliada a avaliação ambiental, deve constituir uma eficiente ferramenta para o estudo da diversidade da macrofauna bentônica de sistemas lóticos.

De acordo Salles & Ferreira-Júnior (2014), os organismos aquáticos, incluindo os insetos, podem ser agrupados em três categorias, de acordo com o local que passam a maior parte do seu tempo no ambiente aquático: 1) bentônicos: organismos associados ao fundo ou a qualquer substrato relacionado; 2) pelágicos: aqueles que vivem suspensos na coluna d'água, sendo que alguns serão levados pela corrente, denominados plâncton, e outros com capacidade de nadar, independente da força hidrodinâmica, denominados nécton; e 3) nêuston: os que vivem acima (epineuston) ou logo abaixo (hiponeuston) da superfície da água, associados a tensão superficial.

Os insetos bentônicos apresentam características quanto ao hábito de ocupação e podem ser classificados de acordo com o tipo de substratos que exploram, como Reptantes (deposição); Agarradores (erosão); Escaladores (vegetais); Fossadores (arenoso ou argiloso); Nadadores

(ambiente aquático); Mergulhadores (ambiente aquático e superfície da água); Patinadores (superfície da água) e Saltadores (superfície da água) (SALLES & FERREIRA-JÚNIOR, 2014).

1.4. Grupos Funcionais de Alimentação de macro-invertebrados

As adaptações alimentares, ou adaptações tróficas ocorrem em algumas espécies aquáticas que apresentam preferências alimentares específicas, constituindo uma guilda alimentar ou trófica, enquanto outras são mais generalistas (McCAFFERTY, 1998).

O conceito de guilda alimentar foi proposto originalmente por ROOT (1967), definido como um grupo de espécies, independente da afiliação taxonômica, que exploram o mesmo conjunto de recursos alimentares de uma maneira similar. Quando insetos aquáticos são divididos em guildas tróficas, essas categorias são conhecidas como grupos funcionais alimentares (*Functional Feeding Groups – FFG*), e são identificadas não apenas pelo tipo de recurso consumido, mas também nos mecanismos morfológicos e comportamentais de aquisição desses recursos (CUMMINS et al., 2008).

Segundo Cummins & Klug (1979), o método do Grupo Funcional de Alimentação (GFA), emprega invertebrados para a análise biológica de riachos, e foi desenvolvido na América do Norte, onde tem sido usado há mais de 30 anos (MERRITT et al., 2008). Esse método também é utilizado na Europa, África, Brasil e em outras partes do mundo, e na maioria dos casos, a identificação de espécimes amostradas, ao nível taxonômico de família, já permite a determinação dos GFA (MERRITT, et al., 2014).

Ainda de acordo com Merritt et al. (2008), são sete os principais grupos funcionais de alimentação: 1) Fragmentador-detritívoro, 2) Fragmentador-herbívoro, 3) Coletor-filtrador, 4) Coletor-catador, 5) Raspador, 6) Sugador-herbívoro e 7) Predador. Essa categorização é baseada no modo de aquisição de alimentos, a partir da morfologia e comportamento dos indivíduos. Cada um desses GFAs desempenha um papel diferente no ecossistema, relacionado principalmente ao recurso alimentar.

A grande importância dos insetos na estrutura trófica dos ambientes aquáticos, em contraste com a escassez de informações disponíveis na literatura sobre os seus hábitos alimentares, indica a necessidade de estudos sobre este tema. É fundamental uma categorização funcional de táxons tropicais e estudos que avaliassem efetivamente o papel das comunidades de macro-invertebrados na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia de ecossistemas aquáticos (CALLISTO & ESTEVES, 1998).

1.5. Parâmetros físico-químicos da água

Segundo Karr (1999), ao longo tempo, a qualidade da água foi classificada em função de fatores físicos e químicos, sem considerar na análise da fauna local. A avaliação das características abióticas indica uma variação momentânea do ambiente, enquanto que biota aquática pode fornecer um histórico das variações das condições do meio.

A influência de variáveis abióticas na ocorrência e distribuição de invertebrados aquáticos apresentam-se ao longo das bacias hidrográficas, em que se destacam potencial Hidrogeniônico (pH), teor de oxigênio dissolvido, temperatura, pluviosidade, entre outros parâmetros como a velocidade de correnteza, vazão, concentração de nutrientes, além de características do substrato (RAMIREZ & PRINGLE, 2001).

O pH de um sistema natural constitui uma das principais variáveis que descrevem o estado da água, como: a condição de equilíbrio ácido-base, dos processos biológicos e cinéticos e da especiação de elementos traços. O pH é usado ainda como ferramenta em algumas determinações químicas de interesse ambiental, como alcalinidade e concentração de CO₂, podendo ser um indicativo de alterações do estado fisiológico de um determinado ambiente (PARANHOS, 1996).

O oxigênio é um dos gases mais importantes dentro de um corpo hídrico, e sua concentração depende dos processos de trocas entre atmosfera e a água, que são facilitados por baixas temperaturas, pelo fluxo do rio e a atividade fotossintética (ALAN, 1995). Para Araújo (2000), deve-se considerar o teor de Oxigênio Dissolvido (OD) como o principal parâmetro para a avaliação do impacto ambiental de efluentes lançados nas águas receptoras, pois quando os níveis deste gás caem abaixo de 4 mg.L⁻¹, há grande possibilidade de ocorrer mortalidade da biota aquática. A Resolução do CONAMA nº 357/05 define como valores normais para este parâmetro aqueles acima de 6 mg.L⁻¹.

De acordo com Ministério da Saúde (2006), a temperatura expressa a energia cinética das moléculas de um corpo, sendo seu gradiente o fenômeno responsável pela transferência de calor em um meio. A variação da temperatura exerce influência marcante na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas dos organismos e na solubilidade de substâncias. Os ambientes aquáticos brasileiros apresentam em geral temperaturas na faixa de 20 °C a 30 °C (BRANCO, 1991).

2. OBJETIVOS

O objetivo geral desta investigação é descrever a composição dos macro-invertebrados bentônicos do ribeirão dos Mottas, Guaratinguetá, nordeste do Estado de São Paulo, de modo a caracterizar a comunidade de macro-invertebrados bentônicos quanto abundância, riqueza, dominância e diversidade.

Como objetivos específicos se pretende criar um referencial para o monitoramento da fauna de macro-bentos dulcícolas do Ribeirão dos Mottas, como modelo para a bacia hidrográfica em que se insere, considerando o caráter inédito da proposta, e ainda reconhecer organismos com potencial de biomonitoramento para diferentes áreas de mananciais lânticos e lóticos do Ribeirão dos Mottas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local de estudo

O município de Guaratinguetá (Fig. 1) está localizado no Vale do Paraíba paulista, na região nordeste do Estado de São Paulo ($22^{\circ}48'6,48''S$ - $45^{\circ}11'18,24''W$). A Barragem do Ribeirão dos Mottas (Fig. 2) foi construída em 1964, como um sistema de proteção contra enchentes para a cidade de Guaratinguetá, e em 1999 foi adequada e recuperada (SIMÕES et al., 2007).

O presente trabalho foi desenvolvido no Ribeirão dos Mottas, um afluente da Bacia do Rio Paraíba do Sul, no interior da propriedade Sítio Santa Teresinha, ($22^{\circ}53'14,55''S$ - $45^{\circ}13'2,22''W$). A bacia dos Mottas (Fig. 3) compreende um ribeirão que desemboca na margem direita do rio Paraíba do Sul, nascendo na Serra Quebra Cangalha, que faz parte do sistema de elevações que compõem a Serra do Mar, no Estado de São Paulo. A bacia compreende uma área de aproximadamente 102,4 Km², abrangendo os municípios de Aparecida e Guaratinguetá. No final do seu percurso, o ribeirão atravessa áreas em expansão urbana, além de áreas centrais da cidade de Guaratinguetá, desaguando, finalmente, no rio Paraíba do Sul (ROSSETTI, 2011).

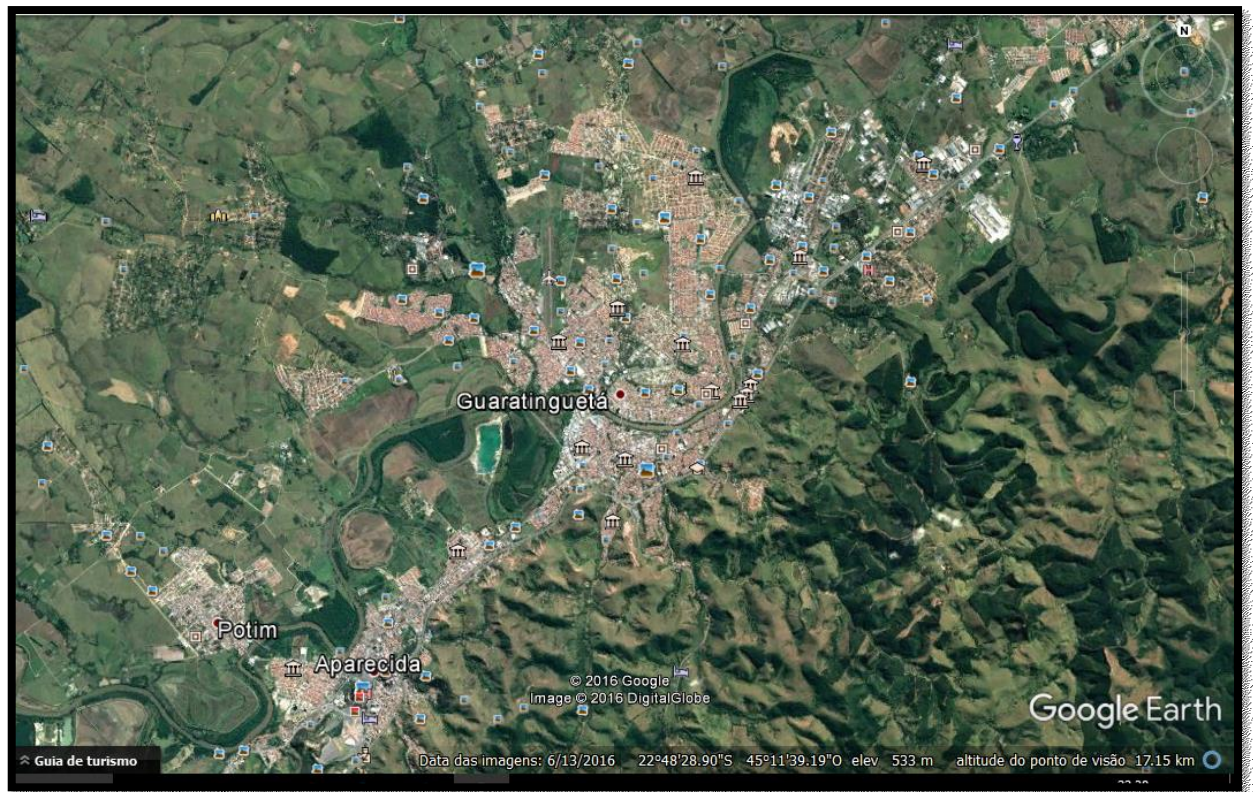


Figura 1. Imagem do município de Guaratinguetá (Fonte: Google Earth, 2016).



Figura 2. Vista anterior jusante a Barragem do Ribeirão dos Mottas.



Figura 3. Vista do Ribeirão dos Mottas município de Guaratinguetá.

3.2. Descrição dos Ambientes das Estações de Coleta

As coletas foram realizadas em três localidades ao longo do curso d'água, a partir do Ribeirão dos Mottas, denominadas a seguir de estações 1, 2 e 3 (Fig.4).



Figura 4. Distribuição das estações de coleta (Fonte: Google Earth, 2016).

A estação 1 (Fig. 5), é representada por um córrego com aproximadamente cinco metros de largura, que atravessa várias propriedades no bairro dos Mottas, e desaguando em uma área urbana da cidade de Guaratinguetá. Apresenta nas suas margens o crescimento de bambus, além de vegetação arbórea e arbustiva, e é impactada por assoreamento oriundo de atividades pastoris além do tráfego de caminhões de transporte de leite e carros. O substrato é composto predominantemente por areia e rocha.

A estação 2 (Fig. 6), se caracteriza pela presença da barragem, construída há mais de 50 anos, com três aberturas, uma principal, que forma a cachoeira, e mais dois escoadouros para a vazão da água vinda do Ribeirão dos Mottas. Ainda se encontram as ruínas das canaletas construídas com pedras, pelos escravos, mas as quais foram sendo quebradas durante a construção da barragem dos Mottas. Esta estação amostral caracteriza-se por ser um ambiente lótico, formada por áreas de remansos e aglomerados de rochas. As duas margens são vegetadas por toda a sua extensão.



Figura 5. Imagem da estação amostral 1. Detalhe da área de córrego impactada pelas atividades pastoris.



Figura 6. Imagem da estação amostral 2. Barragem dos Mottas, ambiente lótico e presença de rochas.

Já a estação 3 (Fig. 7), destaca-se por representar um ambiente lântico, formado por um riacho com aproximadamente dois metros de largura, exibindo a formação de piscinas de diferentes tamanhos. A presença de vegetação marginal é verificada por toda a extensão do

riacho em que se encontram algas hepáticas e musgos. Os riachos armazenam grandes quantidades de folhas e galhos. Pode-se observar a atividade microbiana de decomposição da matéria orgânica nas áreas em que a quantidade de folhas e galhos formam barreiras no fluxo da água e a formação de lodo com coloração escura.



Figura 7. Imagem da estação amostral 3. Detalhe de ambiente lântico, com pequenos lagos naturais.

3.3. Procedimentos Amostrais

As coletas foram realizadas mensalmente, de setembro de 2014 a agosto de 2015. O programa amostral compreendeu três unidades amostrais, abrangendo áreas com características distintas buscando a maior caracterização possível do ambiente estudado.

As amostragens foram realizadas na zona perifítica média, nos riachos do Ribeirão dos Mottas, o tamanho da área amostral em cada estação de coleta foi de 20x5m, delimitadas com estacas instaladas aleatoriamente.

Os macro-invertebrados foram capturados por meio de dois métodos:

- 1) Busca Ativa - por peneiramento, com malha de 0,5cm (Figs. 8A e B). A coleta amostrou cada uma das estações, durante 30 minutos. Os organismos foram retirados da malha e colocados em recipientes plásticos, com água, e após coletados foram acondicionados em sacos plástico com álcool e devidamente identificados com local e data da coleta.



Figura 8. Coleta de macro-invertebrados bentônicos por meio de busca ativa (A e B).

2) Armadilhas Iscadas - foram construídas a partir de recipiente plástico perfurado, e com um bocal, modificado de Schauff, 1986 (Figs. 9A, B e C), e iscadas com carne branca de frango, vermelha bovina, ou ainda camarão ou ração em pasta para cães. Em cada uma das coletas as armadilhas permaneceram durante 24 horas no local, posteriormente o material capturado no interior, ou aderido ao exterior do recipiente, foi coletado.



Figura 9. Detalhe da armadilha iscada e coleta de macro-invertebrados bentônicos com a armadilha iscada (A, B e C).

Durante o período de estudo foram tomadas amostras de água para análises de suas propriedades físico-químicas, sendo o pH (MACKRETH et al., 1978), medido com um pHmêtro (Fig. 10 A). Para a tomada das medidas dos teores de oxigênio dissolvido (WINKLER, 1888, modificado) e temperatura (°C), foi utilizado o Medidor de Oxigênio Dissolvido (Fig. 10 B) - 199,9% OD - 19,99mg/l, sendo o recurso de Compensação de Temperatura DataHold Memória RS-232 - HOD-8403, empregado no Medidor de Oxigênio Dissolvido (mg/L), as medições foram realizadas e analisadas no local da coleta, totalizando 18 medidas mensais.

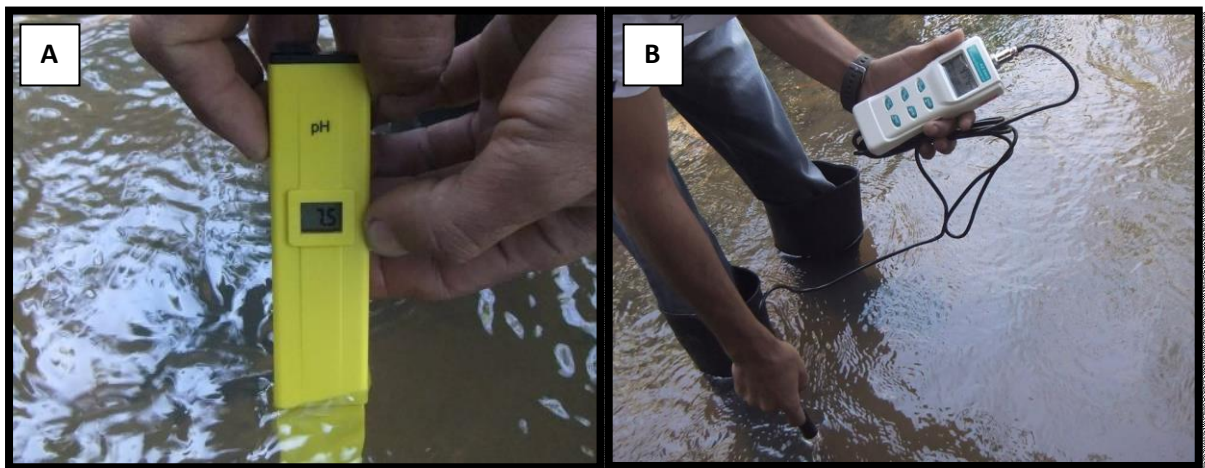


Figura 10. Aparelhos da análise química da água, pHmêtro e o Medidor de oxigênio dissolvido.

3.4. Procedimentos Laboratoriais

Os exemplares de macro-invertebrados capturados, foram devidamente identificados com local e data de coleta, acondicionados em solução de álcool 70% ainda no local da coleta, e transportados para o Laboratório de Zoologia da Universidade de Taubaté, onde permaneceram armazenados até a ocasião das análises.

No laboratório foram realizados os procedimentos de biometria para o comprimento padrão de cada grupo de macro-invertebrado, com paquímetro precisão 0,1mm e esteremicroscópio óptico quando necessário.

Os exemplares foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio de literatura específica (*e.g.*: HAMADA, N. et al. 2014; BOUCHARD JR., 2004; COSTA et al., 2006; MERRITT & CUMMINS, 1996; PÉREZ, 1988); (MERRITT & CUMMINS, 1984; FERNÁNDEZ & DOMINGUEZ, 2001), além de algumas obras exclusivas para as ordens Odonata (COSTA et al., 2004), Trichoptera (CALOR, 2007) e Diptera-Chironomidae (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995). Quando necessário também foram consultados especialistas dos diferentes grupos de macro-invertebrados dulcícolas e no site “Planeta Invertebrados”.

3.5. ÍNDICE BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY

O índice BMWP’ considera inicialmente os macrobentos, mas pode ser usado perfeitamente com os macro-invertebrados bentônicos. Este índice ordena as famílias de macro-invertebrados aquáticos em nove grupos, seguindo um gradiente crescente de tolerância dos organismos à poluição orgânica. A cada família se fez corresponder uma pontuação, que varia de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações maiores,

chegando, em ordem decrescente, até 1, em que estão aquelas mais tolerantes (LOYOLA, 2000) (Quadro 1).


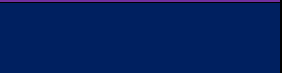




Para identificar a qualidade da água utilizou-se o índice BMWP', proposto por ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, (1988), que faz a correspondência dos valores biológicos obtidos pela metodologia criada por Armitage et al., (1983), com seis graus de contaminação e poluição da água, atribuindo um significado qualitativo a cada um deles (Quadro 1).

Quadro 1. Índice BMWP' adaptado para famílias de macro-invertebrados (modificado de ALBA TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae Megapodagrionidae Athericidae, Blephariceridae Astacidae	10
Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae Ephemerellidae, Prosopistomatidae	8
Nemouridae, Gripopterygidae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae Pyrilidae, Psephenidae Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae	7
Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae Platycnemididae, Coenagrionidae Leptohyphidae Oligoneuridae, Polymitarcyidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae	6
Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae Aeglidae Baetidae, Caenidae Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae	5
Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae Sialidae, Corydalidae Piscicolidae Hydracarina Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnecoridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3

Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae	1

Quadro 2. Classes de qualidade de água utilizando macro-invertebrados bentônicos (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988).

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO	COR
I	ÓTIMA	>150	Água muito limpa (águas pristinas)	
II	BOA	121 – 150	Água limpa, não poluída ou sistema perceptivelmente não alterado	
III	ACEITÁVEL	101 - 120	Água muito pouco poluída, ou sistema já com alteração perceptível	
IV	DUVIDOSA	61 – 100	São efeitos moderados de poluição evidentes	
V	POLUÍDA	36 – 60	Água contaminada ou poluída (sistema alterado)	
VI	MUITO POLUÍDA	16 - 35	Águas muito poluídas (sistema alterado)	

3.6. Índices ecológicos da análise espacial

Para a análise da diversidade em cada estação amostral, foi aplicado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (1949), obtido por meio da seguinte função:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Em que:

H' = Índice de diversidade;

s = Número de espécies;

p_i = Proporção da espécie “ i ” na amostra.

A dominância foi avaliada por meio do índice de Simpson (λ) que reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso, pertencerem a mesma espécie (BROWER & ZARR, 1984). Esse índice compara o número de indivíduos de cada grupo com o número total de indivíduos (HILL 1973), variando entre 0 a 1, quanto mais alto for, maior é a probabilidade de indivíduos serem da mesma espécie (FERREIRO 2007), nesta investigação optamos pela utilização da forma 1-Simpson ($1-\lambda$), já que esta variante é mais apropriada para amostras

pequenas, tornando-se mais evidente a contribuição das espécies de menor abundância, do que na fórmula original. Ou seja, quanto maior o valor, maior será a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso, não pertencerem à mesma espécie, isto é, um valor alto indica maior biodiversidade.

Simpson (C):

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

O valor estimado de C varia de 0 (zero) a 1 (um), sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada maior.

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

em que:

C = índice de dominância de Simpson;

n_i = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

N = número total de indivíduos amostrados;

3.7. Grupo funcional de alimentação

Os macro-invertebrados bentônicos obtidos nas estações amostrais foram agrupados de acordo com o tipo de guilda trófica (MERRITT, et al., 2014).

As famílias foram classificadas de acordo com sua categoria funcional (CUMMINS, 1973; 1974), a partir de informações de sua biologia. Informações baseadas em outras classificações funcionais, que apresentam categorias mais específicas, foram simplificadas nos grupos funcionais alimentares: Coletor-catador, Coletor-Filtrador, Fragmentador, Raspador e Predador, como proposto por Cummins (1973; 1974). Quando as informações divergiam, foram consideradas as categorias citadas por mais de um autor. No caso de não ser encontrado o comportamento alimentar na literatura, a categoria alimentar foi inferida com base nas informações morfológicas e comportamentais observadas em campo.

3.8. Hábito de ocupação

Os insetos aquáticos classificados de acordo com o hábito de ocupação, como Escalador, Fossador, Agarrador, Reptante, Mergulhador, Nadador, Patinador e Saltador (SALLES & FERREIRA JÚNIOR, 2014).

Os insetos aquáticos coletados de cada estação amostral foram separados e agrupados de acordo com sua classificação de hábito de ocupação para verificar a interação da morfologia, alimentação e adaptação com os ecossistemas aquáticos.

4. RESULTADOS

4.1. Taxonomia

Foi obtido um total de 1.750 indivíduos, distribuídos em 36 famílias de 16 ordens, em sete classes e cinco filios, somados os indivíduos amostrados tanto por meio de busca ativa como com o auxílio das armadilhas iscadas. Arthropoda foi o grupo de macro-invertebrados bentônicos mais abundante, representado especialmente pelos insetos, seguido dos representantes dos filios Annelida, Mollusca, Platyelminthes e Porifera (Tabela 1).

Tabela 1. Lista taxonômica e número de indivíduos de macro-invertebrados bentônicos coletados pelos métodos de busca ativa e armadilha iscada no Ribeirão dos Mottas.

Filo	Classe	Ordem	Família	Busca Ativa	Armadilha iscada
Porifera	Demospongiae	Haplosclerida	Spongillidae	2	1
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesidae	8	102
Annelida	Clitellata	Terebellida	Naididae	2	0
Annelida	Clitellata	Hirudinida	Glossiphoniidae	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	227	9
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Trichodactylidae	6	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Corduliidae	109	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	15	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	10	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	12	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	138	1
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libelulidae	10	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Megapodagrionidae	6	0
Arthropoda	Insecta	Odonata	Philogomphioidea	2	0
Arthropoda	Insecta	Blattodea	Blattellidae	5	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	6	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	110	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Nepidae	1	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	1	0
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	55	0
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	0	1
Arthropoda	Insecta	Neuroptera	Sysiridae	7	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	1	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	10	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hidrophylidae	15	0
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	7	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	6	2
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	1	1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Stratiomyidae	2	0
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	3	617
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	2	0
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	119	103
Arthropoda	Arachnida	Araneae	Tetragnathidae	3	1
Arthropoda	Arachnida	Araneae	Agelenidae	1	0
Arthropoda	Arachnida	Araneae	Ctenidae	1	0
Mollusca	Gastropoda	Caenogastropoda	Ampullariidae	2	0

O maior número de indivíduos foi registrado na estação 2, onde foram obtidos com 841 animais, seguida pela estação 3, com 582 e finalmente a estação 1 com apenas 327 indivíduos amostrados.

O método de captura por busca ativa apresentou eficiência tanto em termos de número de espécies quanto em abundância de macro-invertebrados (Fig. 11).

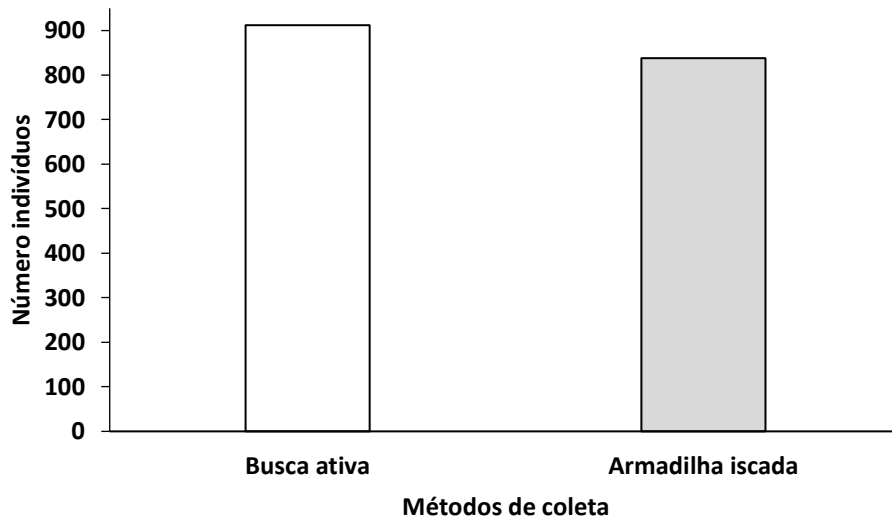


Figura 11. Eficiência dos métodos de coleta em termos de número de indivíduos dos macro-invertebrados bentônicos amostrados.

Também com relação à riqueza taxonômica, a captura por busca ativa foi mais eficiente, amostrando uma maior quantidade de táxons, em todos os níveis hierárquicos amostrados (Fig.12).

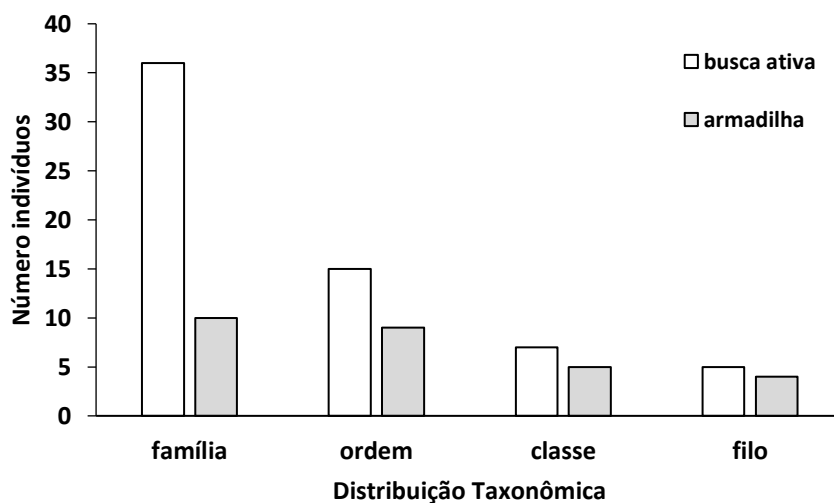


Figura 12. Número de famílias, ordens, classes e filis, obtidos nas coletas com busca ativa e armadilha iscada.

Para os sítios de coleta, na estação 2 a coleta com armadilha iscada foi eficiente, capturando um maior número de indivíduos (Fig. 13).

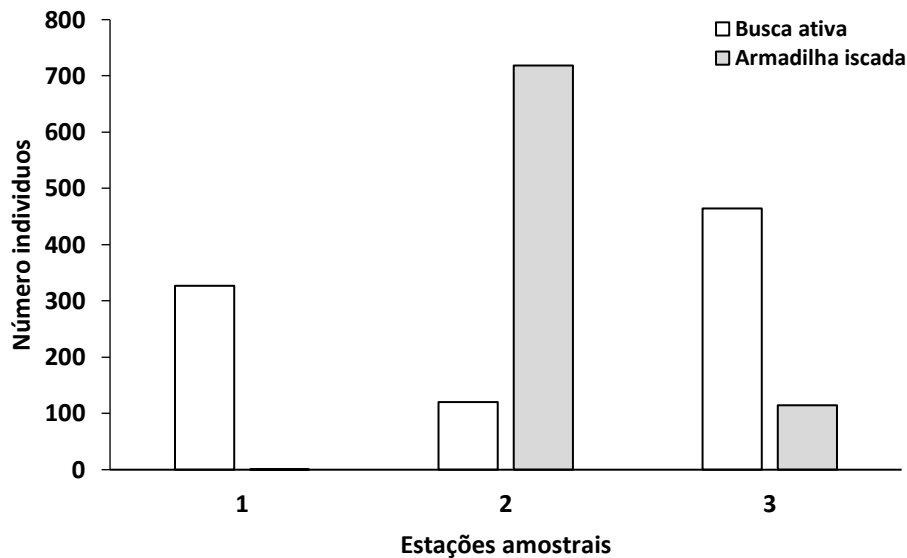


Figura 13. Número de indivíduos de macro-invertebrados nas estações amostrais de acordo com o método de captura.

Quanto a distribuição espaço-temporal dos macro-invertebrados bentônicos nas estações amostrais, obtidos por busca ativa, a maior abundância foi registrada em fevereiro/2015, na estação 3, com 61 indivíduos, enquanto na estação 2 nenhum organismo foi amostrado em novembro/2014 e fevereiro, março, junho, julho e agosto/2015 (Fig. 14).

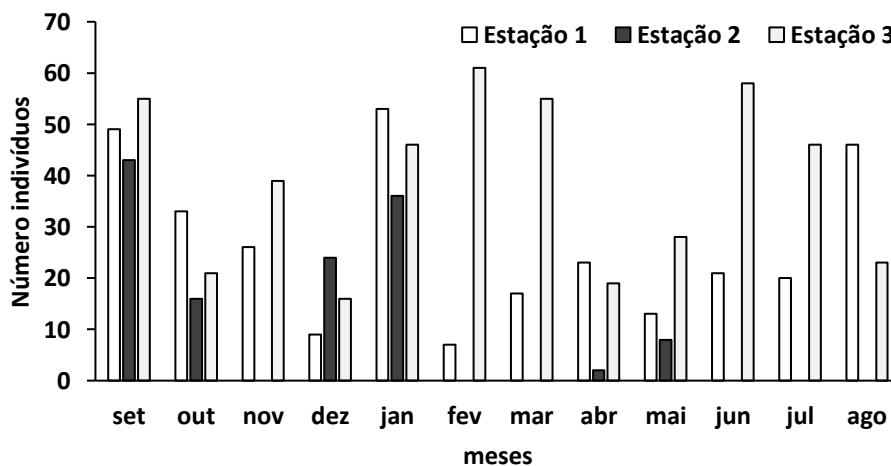


Figura 14. Distribuição espaço-temporal dos organismos bentônicos obtidos em busca ativa.

Com a armadilha iscada o maior número de indivíduos foi obtido na estação 2, em setembro, quando foram capturados 152 animais seguido da estação 3, em junho, quando foram coletados 23 indivíduos. A ausência de capturas ao longo do período foi bastante evidente, em especial nas estações 1 e 3. (Fig.15).

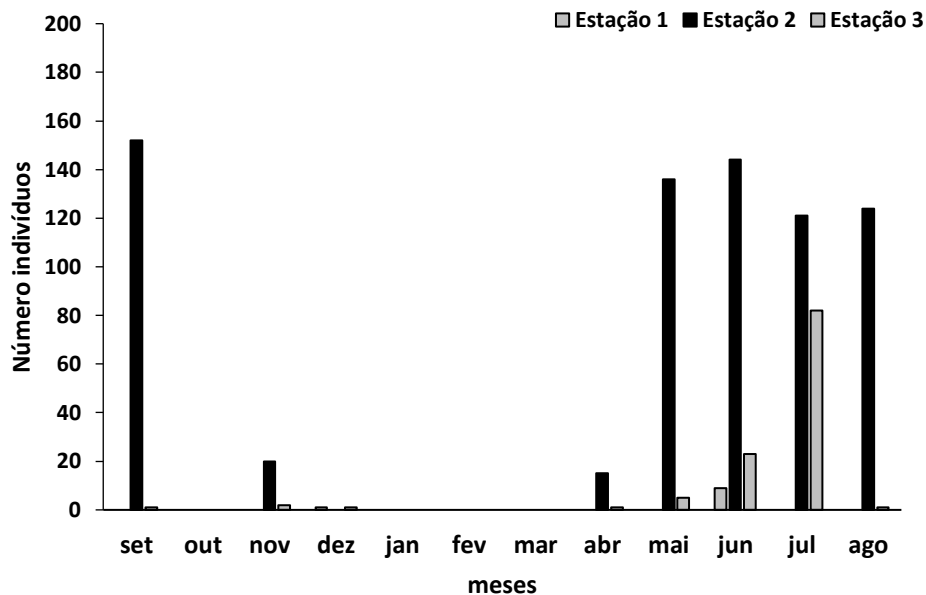


Figura 15. Distribuição espaço-temporal dos organismos bentônicos obtido por armadilha iscada.

Das 36 famílias identificadas neste estudo, 30 delas foram registradas na a estação 3, 16 na estação 1 e 11 na estação 2. Dentre as famílias registradas as mais abundantes foram Gomphidae na estação 1, Simuliidae na estação 2 e Palaemonidae na estação 3 (Tab. 2).

Tabela 2. Número de indivíduos das famílias de macro-invertebrados bentônicos nas estações de coleta do Ribeirão dos Mottas.

Família	Estações de Coletas			N
	E1	E2	E3	
Spongillidae		3		3
Dugesiidae			110	110
Naididae			2	2
Glossiphoniidae			1	1
Palaemonidae	36		200	236
Trichodactylidae		2	4	6
Corduliidae	9	1	99	109
Aeshnidae			15	15
Calopterygidae	2		8	10

Coenagrionidae	2	2	8	12
Gomphidae	116		22	138
Libelulidae	2		8	10
Megapodagrionidae		2	4	6
Philogomphioidea			2	2
Blattellidae			5	5
Gerridae			6	6
Naucoridae	99		11	110
Nepidae	1			1
Notonectidae	1			1
Veliidae	38		17	55
Corydalidae			1	1
Sysiridae		7		7
Elmidae			1	1
GyrInidae	5		5	10
Hidrophylidae	1		14	15
Dytiscidae			7	7
Tipulidae			8	8
Chironomidae	1	1		2
Stratiomyidae			2	2
Simuliidae	12	605	2	620
Perlidae			2	2
Hydropsychidae	1	208	13	222
Tetragnathidae	1		3	4
Agelenidae			1	1
Ctenidae			1	1
Ampullariidae		2		2
Succineidae		6		6

Para o índice de riqueza verificou-se que a estação 3 obteve maior número de macrobentos (30). Com relação a dominância de Simpson a estação 2 apresentou 3,52, devido ao grande número de macrobentos coletados da família Simuliidae. Quanto a diversidade de Shanon–Wiener as estações 1 ($H'1,4$) e 3 ($H'1,43$), destacaram-se em relação a estação 2 ($H'0,56$).

Nas coletas de busca ativa a família Palaemonidae destacou-se em termos de número de indivíduos, tendo sido coletados 227 exemplares ao longo desta investigação, enquanto para que as famílias Glossiphoniidae, Nepidae, Notonestidae, Chironomidae, Agelenidae e Ctenidae, um único indivíduo de cada uma dessas famílias foi obtido (Fig. 16).

Já com as armadilhas iscadas, o maior número de indivíduos foi registrado para a família Simuliidae, com 617 animais, enquanto para as famílias Spongillidae, Gomphidae, Corydalidae, Chironomidae e Tetragnathidae apenas um indivíduo, de cada uma delas, foi capturado (Fig. 17).

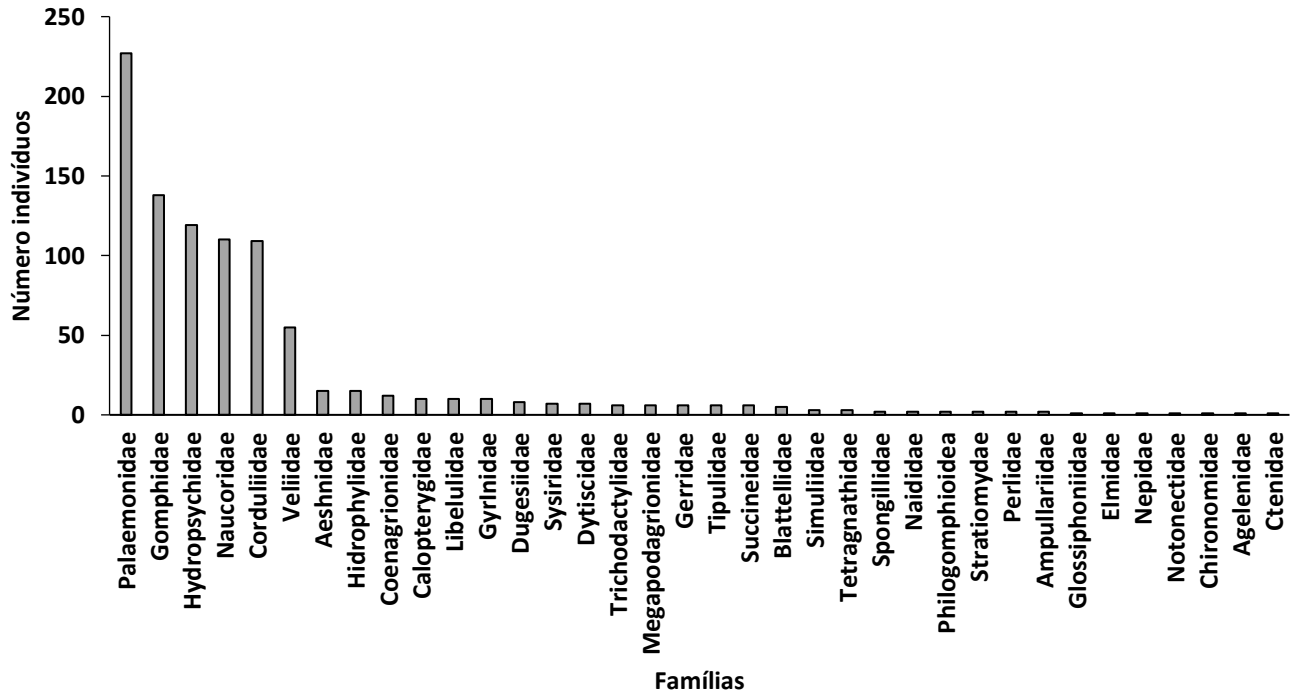


Figura 16. Distribuição do número de indivíduos nas famílias de macro-invertebrados coletados pelo método de busca ativa.

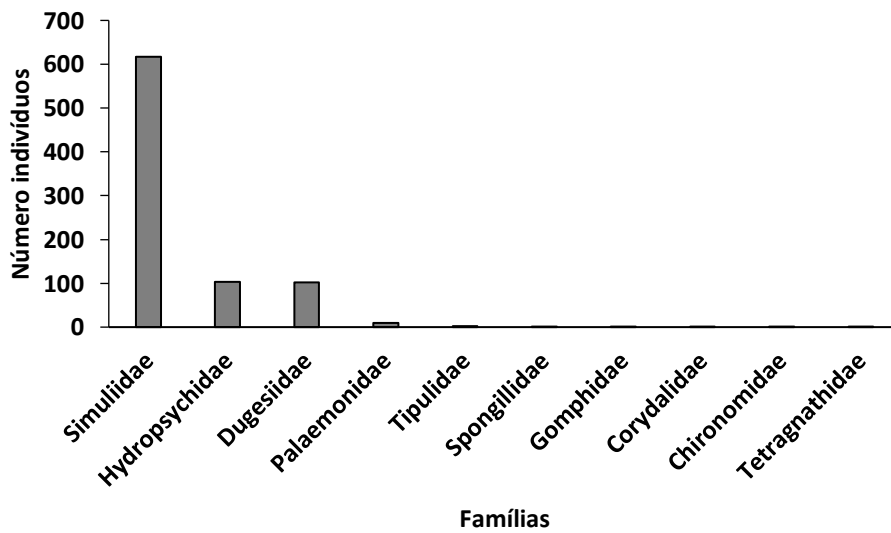


Figura 17. Distribuição do número de indivíduos das famílias de macro-invertebrados coletados por armadilha iscada.

4.7. Análise físico-químico da água

O pH variou de 6,3, em agosto/2015, na estação 3, a 7,7, em novembro/2014 na estação 2 (Fig. 18).

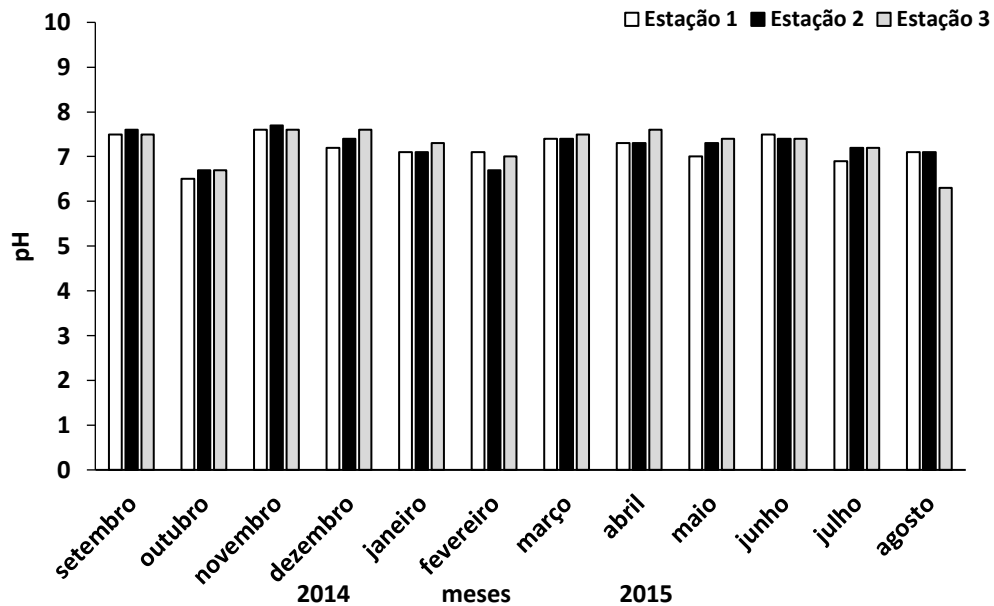


Figura 18. Valores de pH nas estações amostrais.

Já o teor de oxigênio dissolvido variou de 2,81mg/l, registrado na estação 3, em janeiro/2015, a 8,67mg/l na estação 2, junho/2015 (Fig. 19).

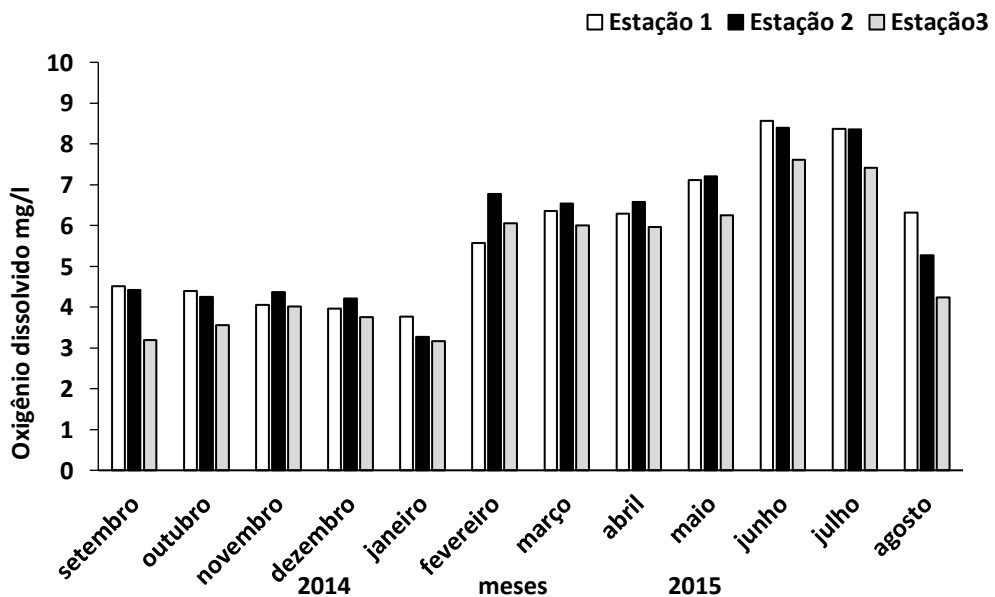


Figura 19. Variação do teor de oxigênio dissolvido nas estações amostrais.

O valor mais alto para a temperatura foi de 26,6°C, registrado em janeiro na estação A, no outro extremo, a menor temperatura foi registrada em agosto, na estação 3 (Fig. 20).

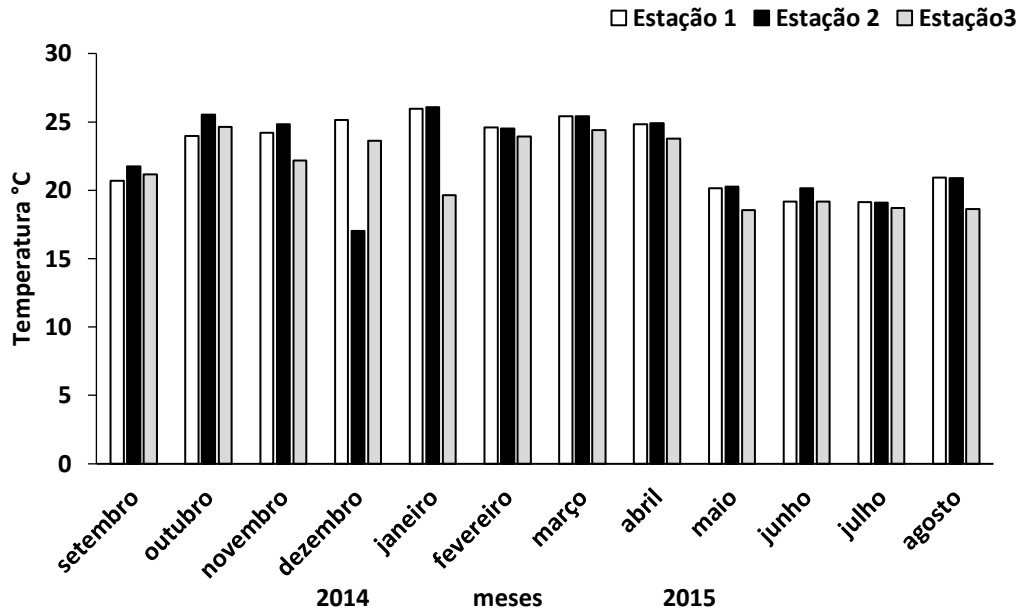


Figura 20. Variação da temperatura nas estações amostrais.

Não foi possível detectar relações de causa e efeito entre o número de indivíduos e a variação dos parâmetros ambientais pH, oxigênio dissolvido e temperatura em nenhuma das estações amostrais durante os meses amostrados no Ribeirão dos Mottas.

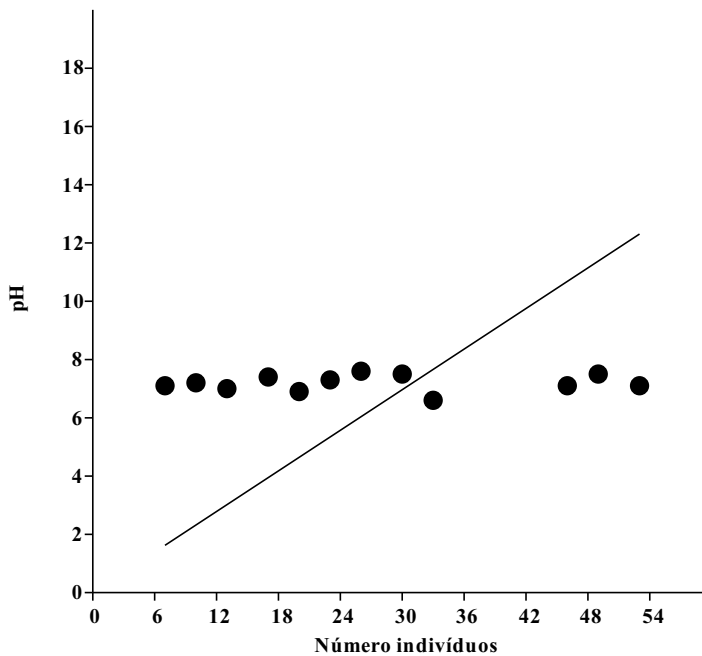


Figura 21. Número de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do pH durante o período amostral da estação 1 $p=0,82$.

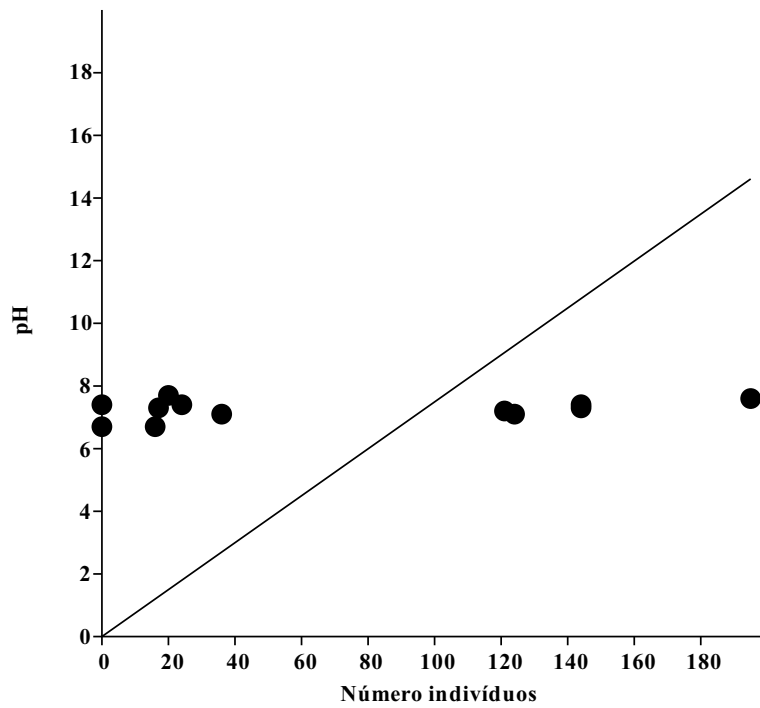


Figura 22. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do pH durante o período amostral da estação 2 – $p=0,29$.

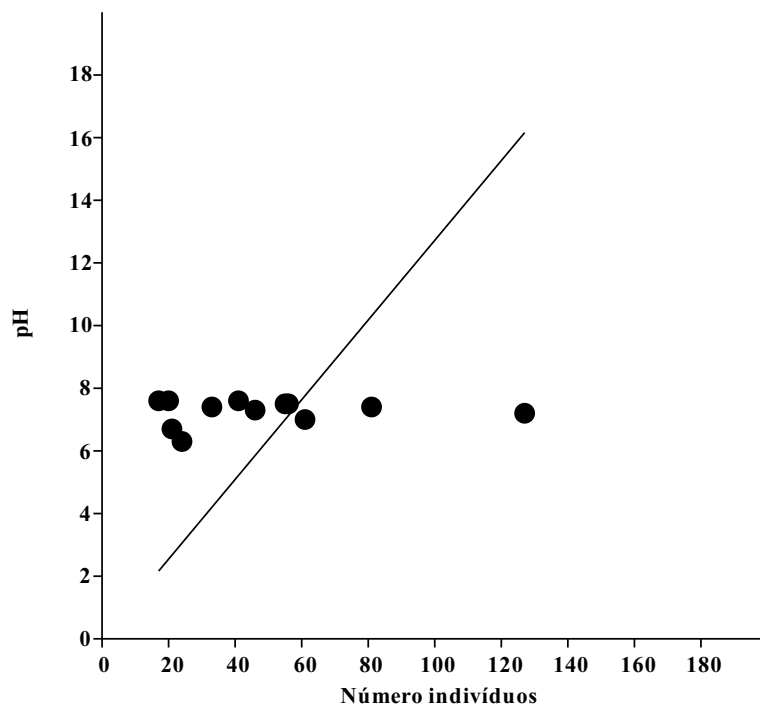


Figura 23. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do pH durante o período amostral da estação 3 – $p=72$.

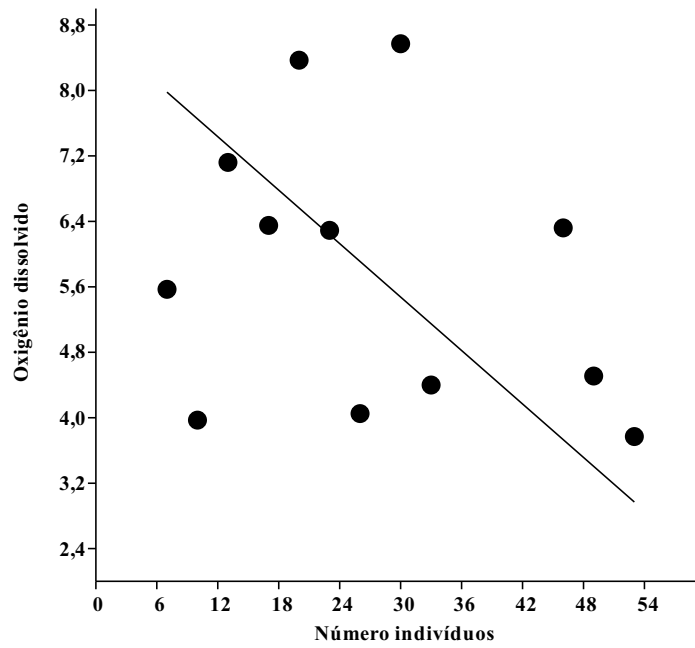


Figura 24. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral da estação 1- $p=0,40$.

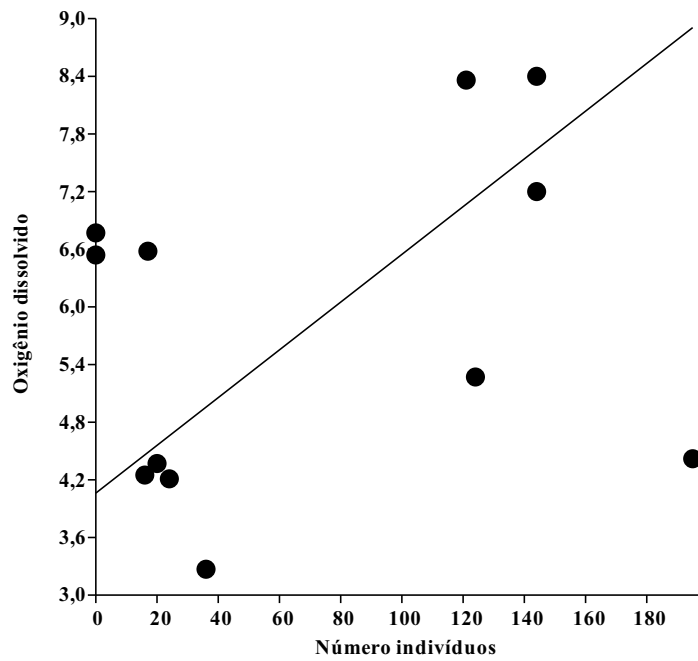


Figura 25. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral da estação 2 – $p=0,36$.

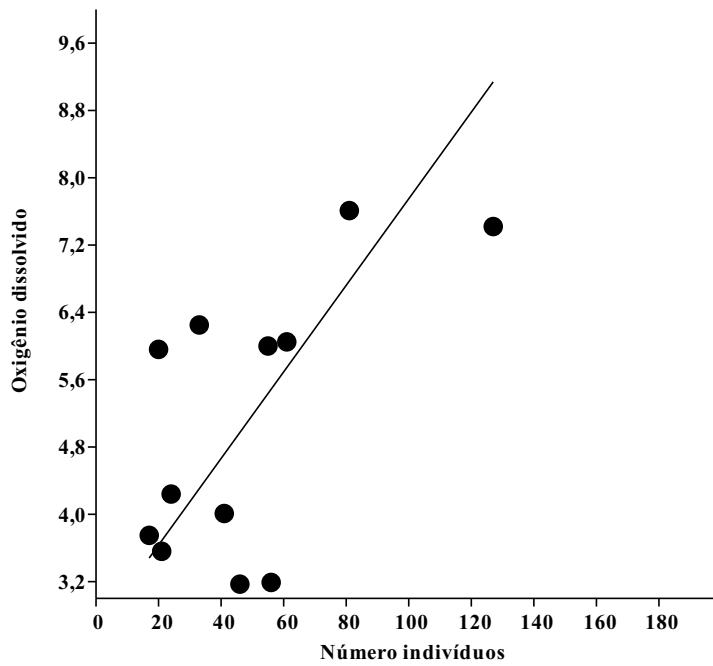


Figura 26. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação do oxigênio dissolvido durante o período amostral da estação 3 – $p=0,034$.

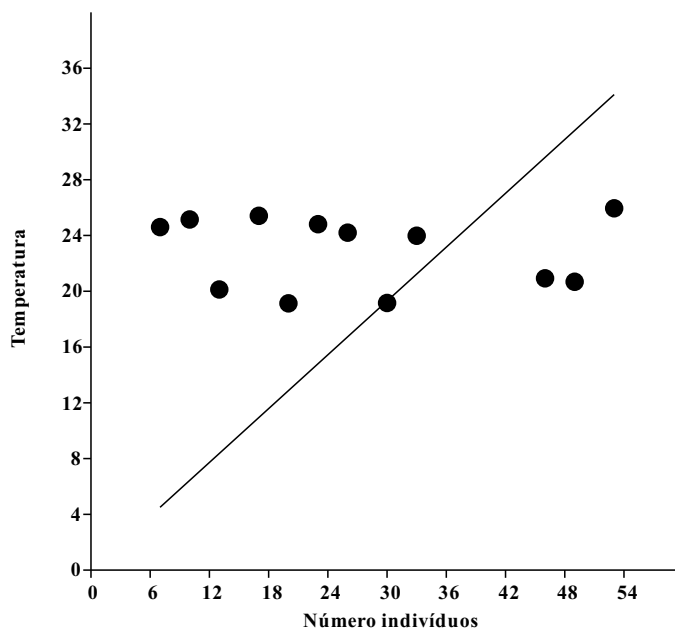


Figura 27. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação da temperatura durante o período amostral da estação 1 – $p=0,71$.

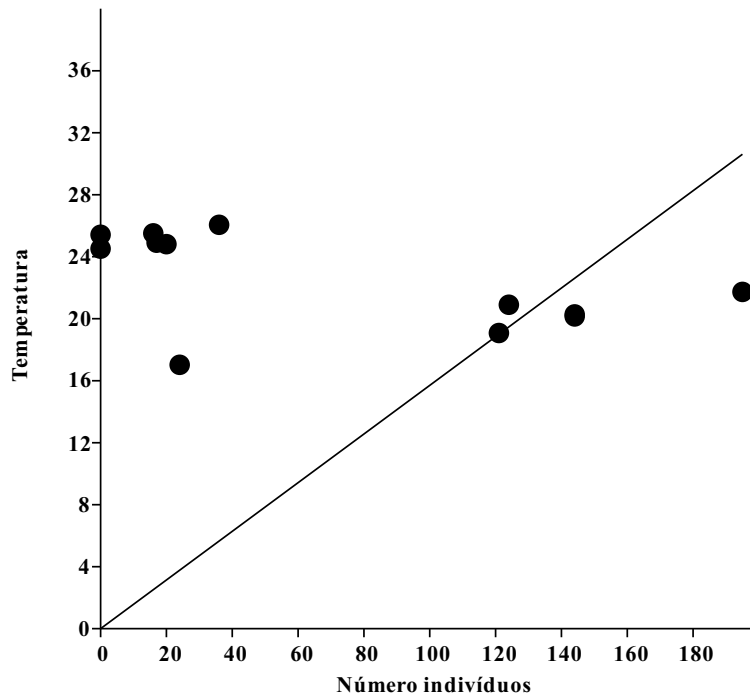


Figura 28. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação da temperatura durante o período amostral da estação 2 – $p=0,054$.

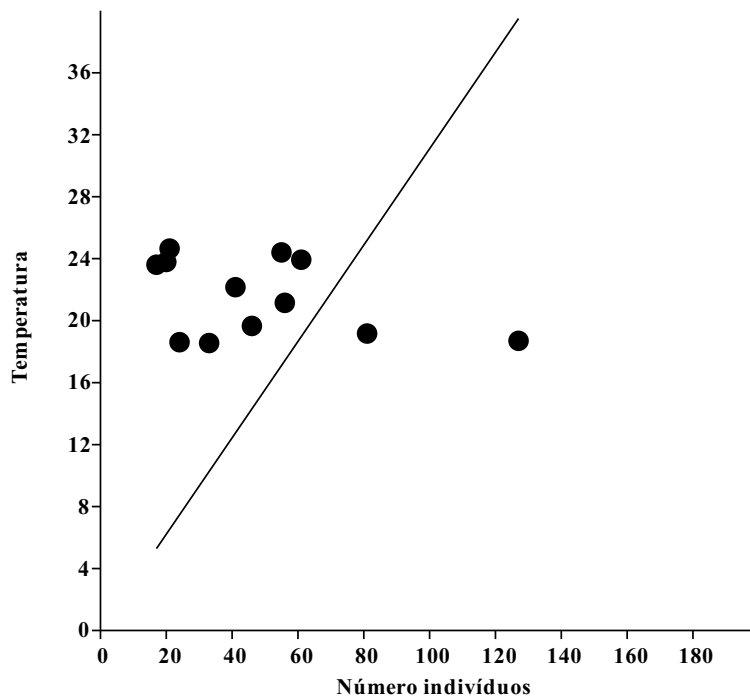


Figura 29. Frequência de indivíduos de macro-invertebrados em relação à variação da temperatura durante o período amostral da estação 3 – $p=0,18$.

4.8. Índices Biológicos BMWP'

Megapodagrionidae (10) foi a família de macro-invertebrados bentônicos com maior pontuação para esse índice, enquanto os Shyrfidae (1) se encontram no outro extremo do gradiente (Tab. 3).

Tabela 3. Pontuação da metodologia BMWP' para os grupos de macro-invertebrados bentônicos encontrados no Ribeirão dos Mottas (baseado em Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Famílias	Pontuação
Megapodagrionidae Perlidae	10
Aeshnidae Calopterygidae Corduliidae Gomphidae Libellulidae	8
Coenagrionidae Palaemonidae Trichodactylidae	6
Hydropsychidae Simuliidae Tipulidae Dugesidae	5
Corydalidae	4
Dytiscidae Gerridae Gyrinidae Hirudidae Hydrophilidae Naucoridae Nepidae Notonectidae Veliidae Chironomidae	3
Oligochaeta (toda a classe) Syrphidae	2
	1

As famílias Agelenidae, Ampullariidae, Blattellidae, Caenogastropoda, Ctenidae, Dipsyidae, Phyllogomphidae, Spongillidae, Succineidae, Sysiridae e Tetragnathidae não apresentam pontuação para o método BMPW' (Quadro 3).

Quadro 3. Soma dos valores do índice BWMP' atribuídos aos organismos coletados por estações amostrais no período de setembro de 2014 a agosto de 2015 e a interpretação da qualidade da água (modificado em Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Estação	Classe	Qualidade	Famílias	Valor	Cor
3	III	Aceitável	Aeshigidae Agelenidae Blattellidae Calopterygidae Chironomidae Coenagrionidae Corduliidae Corydalidae Dipsydae Dugesiidae Dytiscidae Elmidae Gerridae Glossiphoniidae Gomphidae Gyrinidae Hydrophilidae Hydropsychidae Libellulidae Megapodagrionidae Naididae Naucoridae Palaemonidae Phyllogomhidae Stratiomyidae Tetragnathidae Tipulidae Veliidae	114	
1	IV	Duvidosa	Chironomidae Coenagrionidae Corduliidae Gomphidae Gyrinidae Hidropschidae Hydrophilidae Libellulidae Naucoridae Nepidae Nonectidae Palaemonidae Tetragnathidae Trichodactylidae Veliidae	62	
2	IV	Poluída	Ampullariidae Chironomidae Coenagrionidae Corduliidae Ctenidae Hidropsychidae Libellulidae Megapodagrionidae Perlidae Simuliidae Spongillidae Succineidae Sysiridae Trichodactylidae	60	

Os predadores foram registrados como o grupo funcional de alimentação com o maior número de famílias, sendo 24 delas, enquanto que os coletores catadores reuniram apenas 2 famílias.

Quadro 4.. Caracterização dos grupos funcionais de alimentação para invertebrados de água doce de acordo com o modo de aquisição de alimento (Merritt et al. 2008). MOPG = Matéria Orgânica Particulada Grossa; MOPF = Matéria Orgânica Particulada Fina.

Grupos Funcionais de Alimentação (GFA)	Recursos Alimentares	Mecanismos de alimentação	Tamanho da partícula alimentar	Táxons (Famílias)
Fragmentador-detrívoro	Tecido de plantas vasculares e madeira em decomposição	Mastigam os produtos da fiteira condicionada, perfuram madeira	>1mm	Blattellidae, Hydrophilidae, Hidropsychidae, Stratiomyidae
Coletor-Filtrador	MOPF: Matéria orgânica particulada fina em decomposição	Coletam MOPF em suspensão na coluna d'água	<1mm	Simuliidae, Spongillidae, Syridae, Tipulidae,
Coletor-catador	MOPF: Matéria orgânica particulada fina em decomposição	Coletam MOPF nos substratos	<1mm	Chironomidae, Naididae

Raspador	Algas aderidas no substratos e materiais associados	Raspam a superfície de pedras, madeiras e caules de plantas vasculares aquáticas	<1mm	Ampullaridae, Elmidae, Succineidae
Predador engolidor	Presas vivas	Capturam e engolem animais inteiros ou se alimentam de partes da presa capturada	>1mm	Aeshnidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Dytiscidae, Gerridae, Glossiphoniidae, Megapodagrionidae, Naucoridae, Notonectidae, Perlidae, Stratiomyidae, Tetragnathidae, Trichodatyliidae, Agelenidae, Corduliidae, Ctenidae, Dugesiidae, Gyrinidae, Libelulidae, Nepidae, Palaemonidae, Veliidae

4.9. Índice de Grupo funcional de alimentação

Na estação 1 foi verificado o predomínio do grupo funcional Predador, que reuniu 312 indivíduos, muito superior aos outros grupos amostrados, como os coletores-catadores, com apenas 1 indivíduo. Na estação 2 foram obtidos 612 macro-invertebrados coletores-filtradores e oito raspadores. Em relação a estação 3 evidenciou um grupo maior com 575 predadores e menor de 1 raspador. Na avaliação global para as 3 estações amostrais foi possível reconhecer 902 predadores, 637 coletores-filtradores, 244 coletores-detritívoros, 3 coletores-catadores e 9 raspadores (Fig.30).

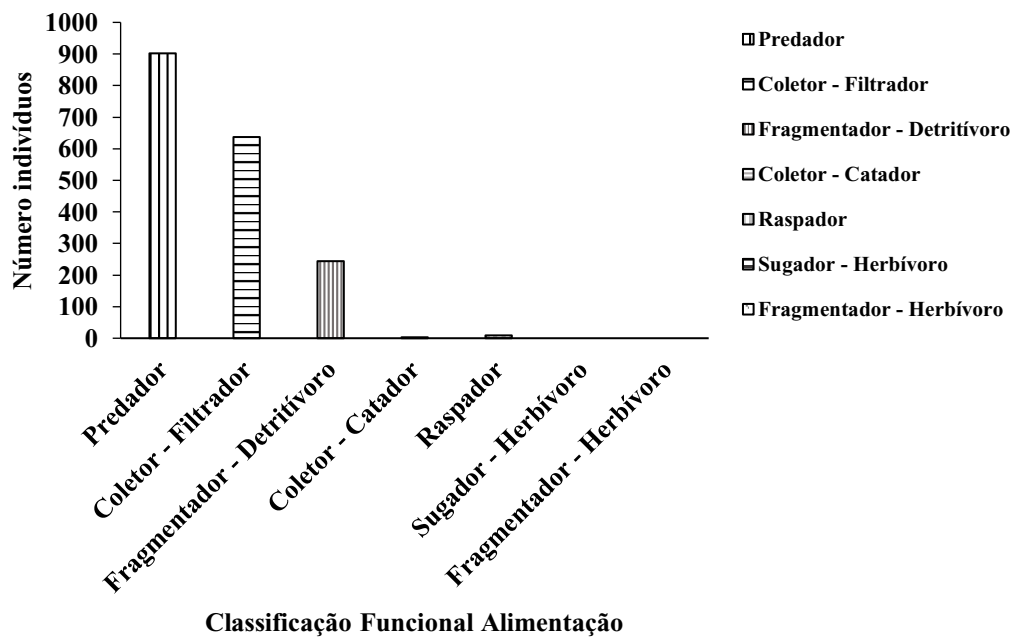


Figura 30. Classificação funcional ou modo de alimentação.

Para a análise entre fragmentadores e a vegetação ripária foi de 0,35 refere-se sobre a associação normal entre fragmentadores e a vegetação para índice de riachos, evidencia que os ambientes das três estações são sistemas designados como autotróficos. O índice para a carga em suspensão foi de 212,3, este resultado explica a alta taxa de matéria orgânica na água. Quanto o índice para a estabilidade do substrato o valor de 2,6 demonstra a presença de grande quantidade de pedras, troncos e raízes. Em relação aos predadores atingiu o valor de 1,0 considerado balanço anormal entre predador e presa.

Quadro 5. Razões entre os grupos funcionais de alimentação (GFA) como indicadores de atributos de riachos. As razões são baseadas em contagem ou biomassa de táxons nos estádios larvais ou na fase adulta.

Parâmetros do Ecossistema	Símbolos	Razão entre Grupos Funcionais de Alimentação	Nível de Critério das Razões
Índice de matéria orgânica particulada grossa / matéria orgânica particulada fina	MOPG/MOPF	FRAGMENTADORES/COLETORES	Associação normal entre fragmentadores e a vegetação ripária >0,25 0,35
MOPF em suspensão / MOPF estocada no sedimento bentônico	MOPF/MOPFB	COLETORES-FILTRADORES/ COLETORES-CATADORES	Carga de MOPF em suspensão maior que o normal >0,50 212,3 637/3=212,3
Estabilidade dos substratos no leito	Estabilidade do leito	RASPADORES + COLETORES FILTRADORES/ FRAGMENTADORES + COLETORES-CATADORES	Substrato estável com presença de pedras, troncos, raízes, etc, >0,50 2,6
Controle ascendente por predadores	Controle ascendente	PREDADORES/TODOS OS OUTROS GFA	Balanço normal entre predador-presa 0,10-0,20 1,0

4.10. Hábito de ocupação espacial

Na estação 1, entre os diferentes grupos de hábitos de ocupação espacial, o mais importante foram os fossadores, representados por 125 insetos aquáticos, enquanto para os escaladores e reptantes foram registrados apenas dois indivíduos para cada um desses grupos. Já para a estação 2, os insetos agarradores foram praticamente exclusivos, com 819 indivíduos obtidos, e apenas mais dois indivíduos escaladores, além de um fossador e um reptante. Na estação 3 foram a categoria mais representativa foi a de insetos fossadores, que reuniu 123 indivíduos, e no outro extremo estão os insetos nadadores com apenas 11 indivíduos (Fig. 31).

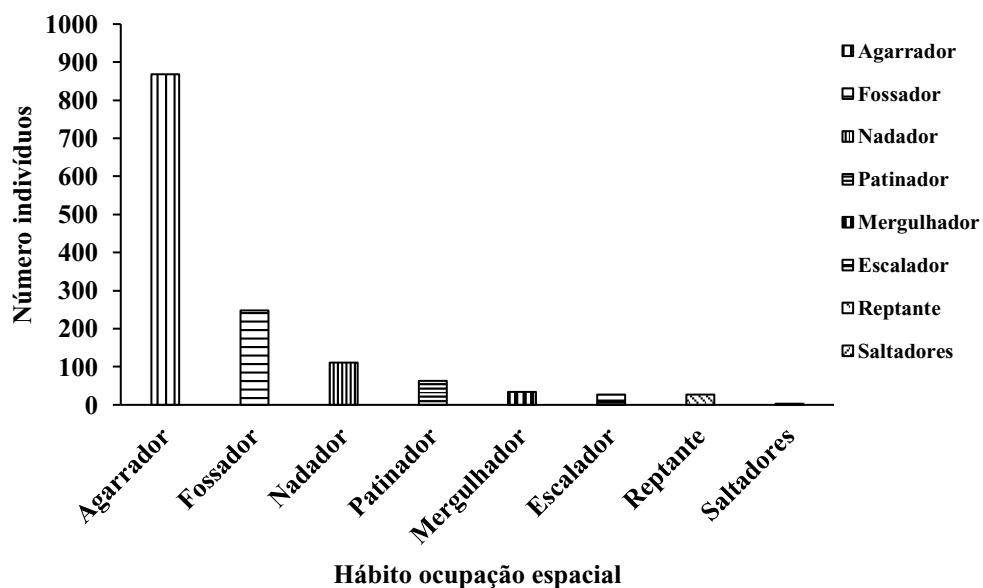


Figura 31. Classificação funcional insetos aquáticos quanto ao seu hábito de ocupação ou modo de existência na estação 3.

4.11. Registro de *Radiospongilla inesi* (NICACIO & PINHEIRO, 2011)

A esponja *Radiospongilla inesi* teve seu 1º registro no Brasil na cidade de Recife (Fig. 32;33), Estado Pernambuco, em 2011 (NICACIO, et al., 2011). Entre setembro e novembro de 2014 foram coletados três exemplares dessa espécie no Ribeirão dos Mottas, na estação 2 (Fig. 34), em um ambiente lótico, (Fig. 35). O material coletado foi enviado para identificação, que confirmou a determinação como *Radiospongilla inesi*, representando, portanto, o 2º registro no Brasil e o 1º para o sudeste brasileiro, ampliando dessa maneira a distribuição geográfica dessa espécie. Os exemplares amostrados nesta investigação encontram-se depositados na coleção da Universidade Federal do Pernambuco – UFPE, sob o número de tombo UFPEPOR 2153.



Figura 32. Mapa geográfico da distribuição e do tipo de localidade de *Radiospongilla inesi* sp. nov. Recife, Estado de Pernambuco (em detalhes), Brasil (8°1'9.40"S, 34°56'39.93"W) (NICACIO, et al., 2011).

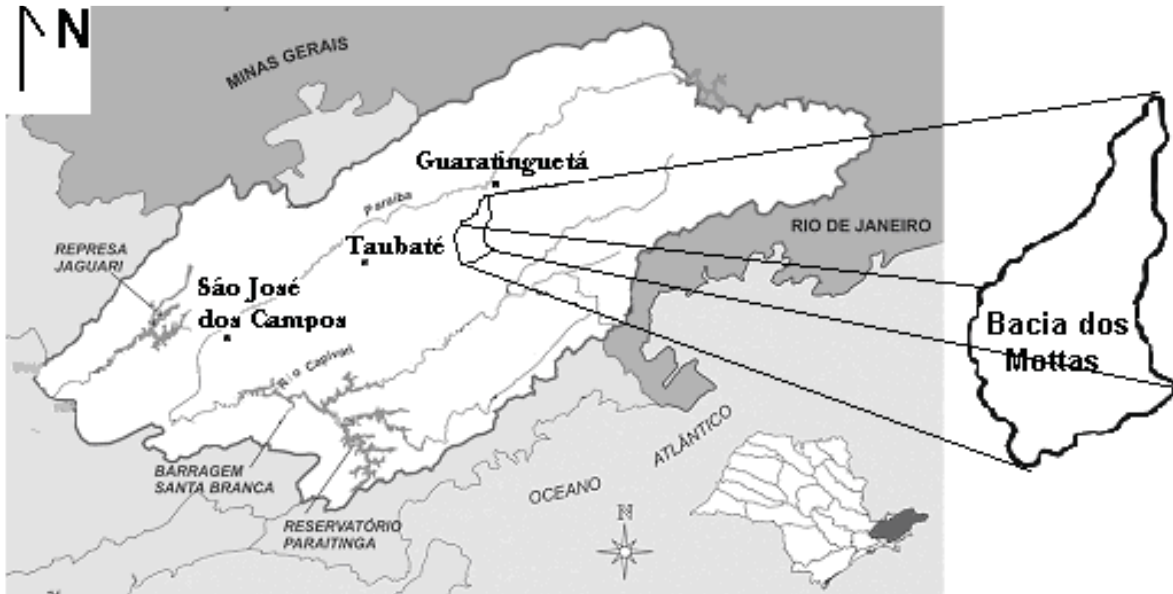


Figura 33. Mapa geográfico de Guaratinguetá, Estado de São Paulo ($22^{\circ}53'14.55''S-45^{\circ}13'2.22''W$) (SIMÕES et al. 2007).



Figura 34. Local do 2º registro de *Radiospongilla inesi* (Fonte: Google Earth, 2016)

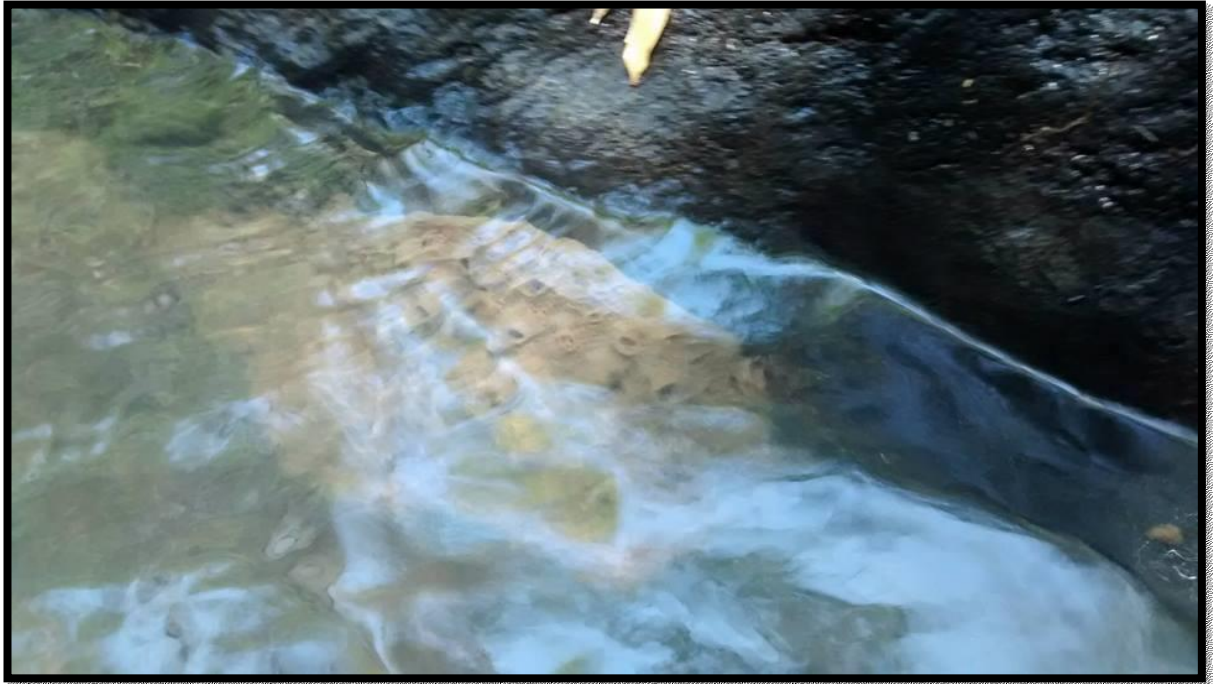


Figura 35. Detalhe do local exato da coleta do exemplar de *Radiospongilla inesi*.



Figura 36. *Radiospongilla inesi* obtida durante coleta por busca ativa



Figura 37. Detalhe de *Radiospongilla inesi* fixa a rochas

No sistema de canais de *Radiospongilla inesi* foram encontrados indivíduos das famílias Sisyridae e Hydropsychidae, Chironomidae e Simuliidae sugerindo o estabelecimento de alguma modalidade de associação simbiótica entre eles (Fig. 38; 39; 40; 41).

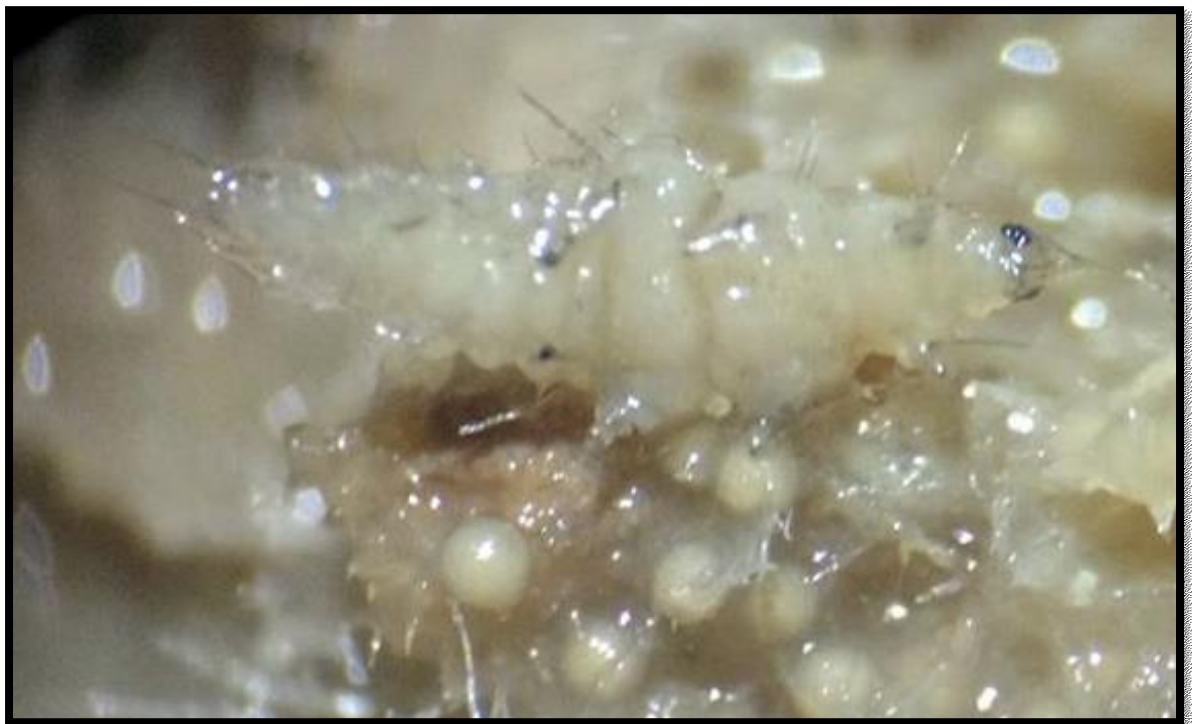


Figura 38. Associação entre sirídeos e *Radiospongilla inesi*.



Figura 39. Associação de Hidropsychidae com *Radiospongilla inesi*.



Figura 40. Associação Chironomidae com *Radiospongilla inesi*.



Figura 41. Associação Simuliidae com *Radiospongilla inesi*.

4.12. Registro de *Omalonyx matheroni*

Esta espécie foi registrada pela primeira vez para os Estados de São Paulo (Fig.41) e Paraná (Brasil) por Arruda et al. (2009). Seis exemplares da lesma *Omalonyx matheroni* (Figuras 42 e 43), foram coletadas distintas, e aderidas entre rochas e latas na estação 2, próxima a represa dos Mottas.

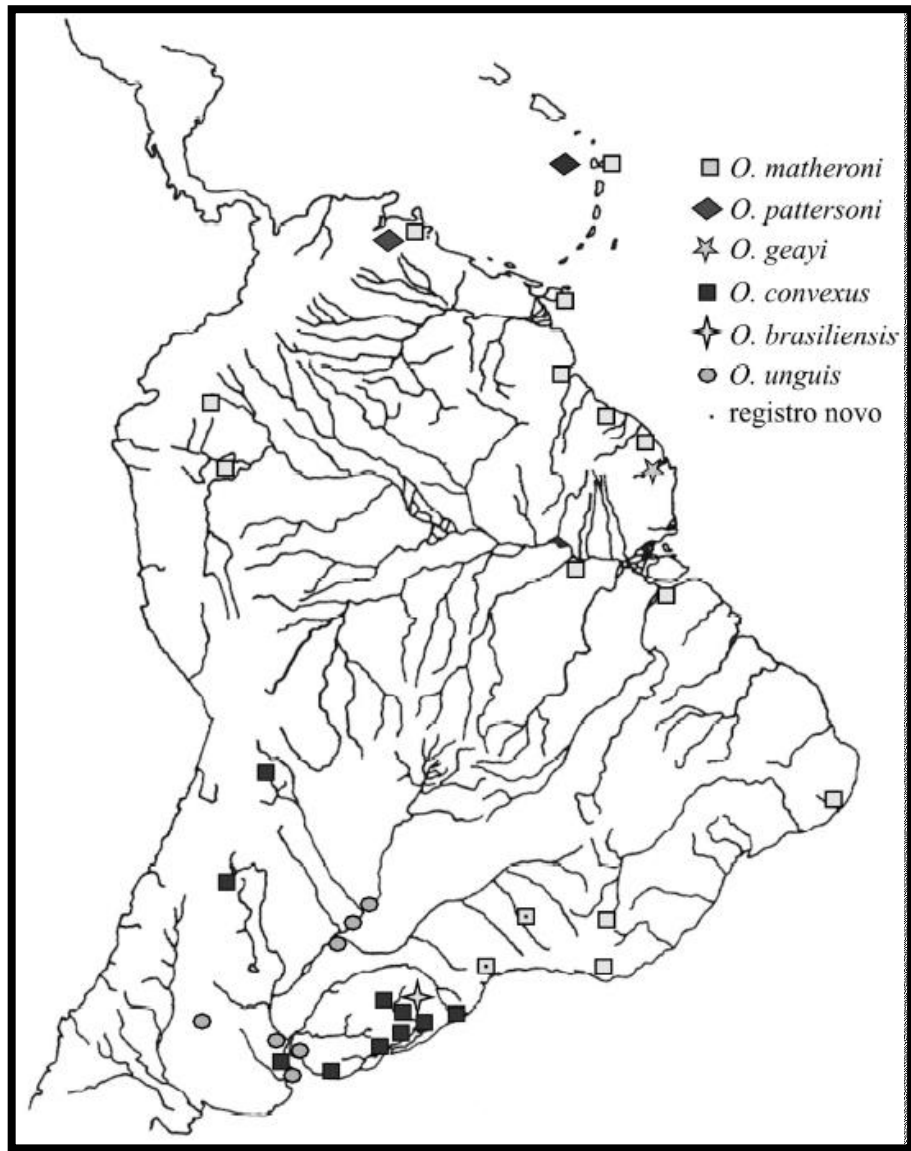


Figura 42. Distribuição das espécies *Omolonix d' Orbigny*, 1837, (adaptado de Tillier, 1981).



Figura 43. Detalhe de *Omalonyx matheroni* sobre rochas no Ribeirão dos Mottas, Guaratinguetá

5. DISCUSSÃO

5.1. Composição da comunidade de macro-invertebrados

Representantes do filo Arthropoda foram encontrados em todas as estações de coleta, nos diferentes ambientes lóticos e lênticos, tanto na presença quanto ausência de mata ripária e da interferência antropogênica. Indivíduos dos filos Mollusca e Porifera concentraram-se na estação 2, ambiente lótico com mata ripária. E os filos Annelida e Platyhelminthes foram encontrados na estação 3, ambiente lêntico com mata ripária primária.

A velocidade da água é importante variável, que influencia diretamente na distribuição dos insetos aquáticos, uma vez que a forte vazão dificulta o estabelecimento dos organismos no ambiente aquático (ESTEVES, 1998). Nesse sentido, a heterogeneidade na distribuição pode ser explicada pela diferença dos componentes abióticos, entre as áreas amostradas e nos períodos estudados (RAMIREZ & PRINGLE, 2001).

As fortes correntezas impuseram limites para as coletas por busca ativa na estação 2, e se verificou que a vazão da cachoeira é controlada por comportas e monitoradas de acordo com o nível da água, vindas de outros mananciais que desaguam ao Ribeirão dos Mottas, o que altera essa condição do ambiente de maneira bastante irregular.

A característica lêntica do ambiente na estação 3, parece ter favorecido a amostragem de organismos bentônicos, permitindo a formação de local com abundância de folhas, detritos orgânicos e fendas, que providenciam um substrato rico em nutrientes e um ambiente contra predadores.

A grande maioria dos insetos aquáticos é bentônica, e o substrato é de suma importância para o estabelecimento e a sobrevivência destes organismos (THORP & COVICH, 2001). A colonização do substrato pelos insetos aquáticos é determinada por fatores como a natureza e o tamanho desse substrato, em conjunto com o fluxo de água e outras características. Por isso, a combinação dos dois é geralmente utilizada para definir os tipos de ambientes ocupados pelos insetos aquáticos (HURYN et al., 2008).

A família Palaemonidae foi amostrada nas estações 1 e 3, entretanto, o principal pico de ocorrência foi registrado em junho, com 47 indivíduos de uma única espécie, o camarão *Microbrachium potiuna*, capturados com busca ativa na estação 3, sendo. A população das fêmeas foi superior à dos machos, estágio juvenil, machos de tamanhos maiores que as fêmeas, as ovígeras foram coletadas somente durante o verão. Esses palemonídeos foram encontrados nos mais diversos ambientes, debaixo de uma rocha, nas raízes e nos sedimentos de aspecto de lodo. O substrato rico em nutrientes, a biologia reprodutiva e desenvolvimento das larvas desta espécie favoreceu sua residência com sucesso no local.

A seleção natural pode favorecer machos maiores se esses apresentam vantagens sobre os demais, seja na competição por fêmeas receptivas ou mesmo para maximizar as chances de cópulas bem sucedidas (ABRAMS 1988). De acordo com Mauchline (1977), o crescimento entre os sexos mostra-se similar até a maturidade, podendo nesta fase tornar-se mais lento em fêmeas, devido a um prolongamento do período de intermuda e um menor incremento em comprimento, o que está relacionado a um maior investimento energético para processos de produção e incubação dos ovos.

Uma maior ocorrência de juvenis no outono e reduzida ocorrência no verão, embora se tenha registrado nessa estação o pico de fêmeas ovígeras, provavelmente pode ser explicada pela influência da temperatura no desenvolvimento e maturação dos tecidos gonadais (Adiyody & Adiyody, 1974), como também por sua ação catalítica sobre as diferentes fases larvais (BOOLOOTIAN et al. 1959).

Os representantes de Gerromorpha como Nepidae e Notonectidae são compostos por insetos semi-aquáticos, caracterizados pela presença de garras tarsais pré-apicais na maioria das espécies, deslocando-se sobre o filme d'água e plantas flutuantes, são organismos que apresentam tamanho entre 1,2mm e 36mm de comprimento total. Registros sobre as espécies de Heteroptera aquáticos e semi-aquáticos no Brasil estão dispersos na literatura, sendo raros os estudos sobre a fauna regional, ecológicos e habitats desse grupo de organismos (NIESER & MELO, 1997).

Os representantes da ordem Diptera distribuem-se em ambientes muito variados, sendo encontrados em rios e lagos com diferentes profundidades. Existem representantes em águas limpas como a família Simuliidae ou contaminadas como Tipulidae e alguns gêneros de Chironomidae (MARQUES et al., 1999).

A abundância das ordens Trichoptera, Odonata e Hemiptera pelo método de busca ativa, obteve maior número de indivíduos e foi importante para a análise das estações amostrais.

A maioria das ninfas de Trichoptera (Insecta) vivem em águas correntes, limpas e bem oxigenadas, debaixo de pedras, troncos e materiais vegetais. Algumas espécies vivem em remansos. Em geral indicam águas oligotróficas. Pertencem aos grupos tróficos dos coletores, carnívoros ou fragmentadores (GALDEAN et al., 2000).

A ordem Odonata obteve maior diversidade de náides na estação 3 com a famílias Corduliidae (99), Gomphidae (22), Aeshnidae (15), Calopterygidae (8), Coenagrionidae (8), Libelulidae (4), Megapodagrionidae (4) e Philogomphidae (2) e a estação 1 maior abundância da família Gomphidae (116), Corduliidae (9) e Calopterygidae (2), Coenagrionidae (2), Libelulidae (2).

O maior número de náíades de Odonata, encontrada nos sistemas lênticos em comparação aos sistemas lóticos, pode ser atribuída à alta concentração de biomassa vegetal, resultado da maior disponibilidade de macrófitas no local. Tal situação ressalta o papel da heterogeneidade espacial proporcionada pelas macrófitas como refúgio para as comunidades associadas. De acordo com Tundisi & Tundisi (2008), neste caso, em particular, o aumento da biomassa parece possibilitar a formação de nichos mais amplos e potencializa a abundância e desenvolvimento dos macro-invertebrados, especialmente dos Odonata.

Louton et al. (1996), estudando vários ambientes no Peru, incluindo área do Parque Nacional, relatam que em locais não perturbados, as assembleias de Odonata estão representadas por espécies das famílias Calopterygidae, Lestidae, Gomphidae e Coenagrionidae. No presente estudo constatou-se pelo menos um gênero pertencente a cada uma dessas famílias, nas três estações amostrais. Ferreira-Peruquetti e De Marco (2002), em Viçosa e no Parque Estadual do Rio Doce, no Estado de Minas Gerais, também registraram indivíduos dessas famílias, em especial de Gomphidae, Coenagrionidae, Libellulidae e Calopterygidae.

As modificações do ambiente alterariam a riqueza em espécies de muitos predadores, entre eles Odonata, o que pode ser fator determinante em alguns processos, como fluxo de energia, o que afetaria a estrutura das teias dos ecossistemas aquáticos (PAINE 1966).

De acordo com Cobert (1995), os ambientes com maior número de famílias de Odonata foram os de riacho com correnteza moderada da zona tropical. A proteção do ambiente é a principal estratégia de conservação das espécies ameaçadas de Minas Gerais (MACHADO, 1998).

Goulart & Callisto (2003), constataram que, em relação à sensibilidade do organismo a poluição aquática, a ordem Odonata é considerada tolerante aos poluentes, porém até um certo nível. Essa característica, deve-se ao fato da fase náíade constituir o estágio mais longo da vida do Odonata (TRUEMAN & ROWE, 2009). Dessa forma, esse longo período larval, as colocam sujeitas a alterações ambientais (CARVALHO & NESSIMIAN, 1998; MARTINI et al., 2013).

5.2. Análise físico-químico da água

Os valores de pH não foram significantes, contudo a ausência de pluviosidade alterou o pH na estação 3. Em condições naturais, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre. Em ambientes com grandes populações de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, utilizam muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. Por outro lado, valores muito baixos ou muito altos do pH

podem também estarem associados à presença de despejos industriais ou residenciais, os quais impactam na atividade de degradação microbiana, podendo causar variações do pH (ESTEVES 1988).

O teor de oxigênio dissolvido, registrado em junho e julho foram altos considerando a estação de seca. A baixa pluviosidade, que ocorreu em 2015, diminuiu o fluxo de água da estação 3, influenciando no número de macrobentos coletados.

Os maiores valores de oxigênio dissolvido foram encontrados na estação 2, ambiente lótico, e acredita-se que essa maior concentração de oxigênio dissolvido nos ambientes lóticos se deve ao maior fluxo da água e à presença de remansos e corredeiras. Porém esta diferença é reforçada e alterada com as interferências antrópicas no ambiente (HAMADA et al., 2014). A estação 3 apresentou menor concentração, e maior variação de OD, o que refletiu no número de exemplares de macro-invertebrados. O oxigênio é um dos gases mais importantes, para a respiração dos organismos aeróbios, que degradam a matéria orgânica. Entretanto, quanto maior a quantidade de matéria, maior o consumo de O_2 para degradá-la, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido e conseqüentemente eliminando organismos sensíveis (HAMADA et al., 2014).

Durante setembro a dezembro de 2014 o OD foi registrado em taxas menores, comparando com o ano de 2015, com exceção em agosto, este fator ocorreu na época da crise hídrico.

A concentração de oxigênio dissolvido é uma das variáveis ambientais que mais atuam sobre a abundância e diversidade dos macro-invertebrados (ROSSARO et al., 2007). Entretanto, a disponibilidade de oxigênio apresenta alterações significativas ao longo do dia e também ao longo do ano. Durante a maior incidência de luz, a concentração de oxigênio é maior, principalmente na zona eufótica, devido às comunidades produtoras e, no período noturno, há uma redução na disponibilidade de oxigênio, devido à respiração das comunidades aquáticas (HUNDING, 1973). O aumento na concentração de oxigênio dissolvido durante o período de maior luminosidade foi registrado em lagos tropicais (ESTEVES et al., 1988). O oxigênio foi um dos fatores abióticos mais importantes na distribuição de macroinvertebrados, como larvas de Chironomidae e Odonata (FULAN & HENRY 2006). A concentração de oxigênio dissolvido na água afeta o comportamento, o metabolismo e a sobrevivência de larvas de Odonata (CORBET 1999). Neste trabalho OD na estação 2 pode ter relação com a abundância da ordem Díptera (Simuliidae) e Trichoptera (Hidropsychidae), organismos sensíveis a poluição.

A variação de temperatura pode estar relacionada com as estações do verão (janeiro) e inverno (agosto), considerando os diferentes fatores ambientais da vegetação que está relacionada com a diminuição da temperatura da água.

A temperatura da água foi mais alta na estação 1 com valor 26,6, na estação do verão, local mais exposto ao sol devido a degradação de pasto. Durante a estação do inverno e dias com precipitação não ocorreu a presença de adultos do grupo Odonata e a influência de altas temperaturas devem afetar a densidade de macro-invertebrados no local que podem migrar para locais próximos e sombreados.

No teste de correlação do número de macro-invertebrados bentônicos com o pH, oxigênio dissolvido e temperatura, os dados não apresentaram relação significativa. O pH mante-se estável na média 7, quanto ao oxigênio dissolvido pode-se observar sua baixa concentração no ano de 2014 durante o período de crise hídrica não influenciando o número de exemplares coletados de macrobentos. Podemos considerar que as temperaturas elevadas estão relacionadas com a diminuição de macro-invertebrados no local não sombreado, na estação de inverno as baixas temperaturas podem estar relacionadas com a ausência de insetos adultos de Odonata.

A temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido são duas variáveis de importância no funcionamento dos corpos d'água (VON SPERLING, 1990). Essa variável influi fortemente na velocidade das reações químicas e nos processos biológicos, determinando ainda o grau de solubilidade dos gases. O oxigênio dissolvido também é fundamental para o desenvolvimento das comunidades aquáticas, sendo a concentração desse gás maior ou menor importante para definir as condições do ambiente nos diversos compartimentos do ecossistema (ESTEVES, 1998).

5.3. Índices Ecológicos

A estação 2 foi representativa em relação as demais quando analisada a abundância total de indivíduos coletados (N=841), seguida da estação 3 (N=582) e estação 1 (N=327). Para a riqueza de espécies a estação 3 com 30 famílias, 16 na estação 1 e 11 na estação 2.

Analisando os índices de Simpson e Shannon – Wiener as estações 1 e 3 obtiveram maior diversidade que a estação 2. O grupo que mais contribuiu para a abundância e dominância de espécies foi a família Simuliidae na estação 2. Essa diferença dos índices de diversidade e abundância podem estar relacionados com a característica do ambiente dulcícola, as estações 1 e 2 caracterizam-se por ambientes lânticos, ambientes com decomposição de

matéria orgânica e raízes de plantas. Na estação 2 o ambiente lótico permite a seleção específica de insetos aquáticos com hábito de ocupação e grupos funcionais de alimentação característicos.

De acordo com Silveira (2004), as interações prevaletentes de velocidade, profundidade e substrato refletem a integridade hidrológica de um rio e desta forma a estrutura e função da maioria das comunidades aquáticas está associada com a estabilidade ou previsibilidade dos padrões hidrológicos e condições hidráulicas internas do rio. O padrão de distribuição dos organismos aquáticos resulta da interação entre hábito, condições físicas do meio ambiente e disponibilidade de alimento (MERRIT & CUMMINS, 1996).

O índice de diversidade de Simpson atribuiu um peso maior às espécies comuns, sendo pouco sensível à riqueza de espécies, enquanto o índice de diversidade de Shannon atribui maior peso às espécies raras, provavelmente por isso os maiores valores foram observados para grande quantidade de espécies na estação 3 (ODUM, 1998).

5.4. Índice BMWP'

Os índices de qualidade biológica são ferramentas de primeira grandeza para avaliar a qualidade biológica da água, uma vez que as legislações encontram dificuldades em estabelecer limites sobre as quantidades permitidas de cada contaminante que podem ou não ser toleradas nos efluentes que vertem para os rios (ALBA-TERCEDOR, 1996).

De acordo com o índice BMWP' a qualidade de água da estação 1 é duvidosa-62, este local apresenta impacto antropogênico, pesca e degradação da vegetação marginal. No período do inverno, uma barragem artificial foi colocada no rio, formando volume maior de água, alterando o ecossistema local e depois foi retirada. A baixa pluviosidade foi outro fator preponderante no ano de 2015, diminuindo o volume de água nas estações do outono e inverno. As ordens predominantes dos macro-invertebrados bentônicos nesta área foram: Odonata (Gomphidae), Hemiptera (Naucoridae), considerados tolerantes intermediários a poluição da água.

A estação 2 resultou qualidade da água poluída-60, o local é constituído por uma represa, presença de rochas, vegetação preservada e ambiente lótico durante a estação do verão. Durante a estação do verão algumas medições não foram realizadas devido as fortes correntezas e periculosidade do local. As plantações de Eucalipto, próximas a barragem liberaram grande quantidade de agrotóxicos, nas estações chuvosas exalando forte odor na água. As ordens mais representativas foram Diptera (Simuliidae) e Trichoptera (Hidropsychidae), são sensíveis a poluição da água.

Na estação 3 o índice biológico BMWP' da qualidade de água aceitável-114, o local apresenta ambiente lântico, água provida de nascentes próximas com plantações de eucalipto, presença de vegetação marginal, evidências de degradações ambientais desde da época da escravidão e criação de aves. Ocorreu interferência de pluviosidade durante o ano, ação de bactérias e algas no período do verão. É um local com maior diversidade e riqueza de famílias de macro-invertebrados, comparando com as estações 1 e 2. As ordens significativas amostrais da estação 3 foram: Decapoda (Palaemonidae), Tricladida (Dugesiidae), considerados tolerantes intermediários e Odonata intolerantes à poluição da água, destacando uma comunidade com diferentes famílias, de acordo com o índice BMWP'.

Os resultados obtidos quanto a composição taxonômica e abundância dos macro-invertebrados encontrados, aliados a pontuação BMWP', evidenciam que o ambiente aquático estudado já apresenta sinais de degradação ambiental e poluição da água.

5.5. Hábito de ocupação dos macro-invertebrados

As estações 1 e 3 são caracterizadas pelos macro-invertebrados fossadores, estes ambientes são descritos como arenosos e argilosos, as famílias Gomphidae e Corduliidae foram mais abundantes nestes dois locais. Houve riqueza de famílias de Odonata na estação 3 com o hábito de ocupação fossadores e reptantes, como: Aeshnidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corduliidae, Libelulidae, Megapodagrionidae, Philogomphoidae, a diversidade de Odonatas na estação 3 confirma a grande quantidade de matéria orgânica de folhas, flores, frutos e galhos em decomposição favorecendo um ambiente adequado para sua alimentação e abrigo.

Na estação 2 houve abundância dos agarradores representados pelas famílias Simuliidae e Hidropsychidae, as características morfológicas e produção de substância aderentes que permitem a fixação nos mais diferentes substratos, como nas rochas e plantas aquáticas.

De acordo com Kikuchi & Uieda (2005), verificaram variação de composição taxonômica de macro-invertebrados em função do tipo de substrato. Rezende (2007), por exemplo, ao trabalhar em córregos da Amazônia Central, concluiu que a composição de macro-invertebrados, assim como a abundância, é um parâmetro que pode estar associado ao fluxo da correnteza, uma vez que seriam necessários grupos com exigências ecológicas e comportamentais distintas nos ambientes de acordo com a velocidade da água.

Segundo Corbet (1983) duas linhas de especialização podem ser reconhecidas nos imaturos de Odonata. A primeira, de espécies que vivem em sedimentos finos ou áreas de acúmulo de detritos próximas ao fundo, podendo enterrar-se ou cobrir-se com o substrato.

Nesse grupo estariam as espécies que apresentam um hábito do tipo fossador ou reptante. A segunda seria a de espécies que exibem um hábito de agarrador e/ou escalador e, usualmente, são encontradas em objetos grandes e estáveis, como pedras ou entre a vegetação, onde os indivíduos se mantêm. Esses dois tipos de especialização podem ser percebidos entre as espécies encontradas no Rio Ubatiba, o que pode ter grande influência na escolha do substrato.

Os Odonata formam um grupo relativamente homogêneo em termos morfológicos e conseqüentemente em sua biologia (CORBET, 1983). Em relação a alimentação, são sempre predadores vorazes, tanto no caso dos adultos quanto no das náíades, estando, portanto, as náíades incluídas no grupo funcional **engulfers** de CUMMINS & MERRITT, (1984). As diferenças morfológicas acentuadas encontradas entre as náíades dos diversos agrupamentos da ordem, o que praticamente não ocorre nos adultos, no geral, estão relacionadas ao desenvolvimento e adaptações aos ambientes aquáticos em que vivem e à maneira pela qual exploram os biótopos disponíveis, visando potencializar a respiração, a alimentação e o abrigo (CORBET, 1983).

Os Gomphidae em sua maioria são fossadores, tendendo a ser alongados, usiformes, com patas curtas fossoriais, tegumento rígido e com coloração parda, de padrão pouco definido estando adaptadas a preda outros animais enterrados no substrato (BELLE, 1992).

Os macro-invertebrados quanto ao hábito de ocupação na estação 3, obteve diversidade, mas não abundância, analisando os resultados nota-se que este local apresenta ambientes diversificados que são específicos para a alimentação, comportamento, reprodução e abrigo, como indica o índice BMWP' com qualidade de água aceitável.

Conforme Buss et al. (2004), muitos táxons podem colonizar mais que um substrato, mas, em geral, os substratos são utilizados por distintas comunidades de macro-invertebrados, provavelmente devido a adaptações similares para viver sobre diferentes condições de hábitat com relação à qualidade e quantidade do material orgânico. Além disso, as associações por substratos podem estar ligadas a outras condições que não exclusivamente as alimentares como, por exemplo, a demanda por oxigênio, abrigo contra predadores, adaptações à velocidade de água e estabilidade do substrato (FLECKER & ALLAN, 1984).

Segundo Jesus (2008), a maior riqueza de macro-invertebrados registrada para corredeiras do Xingu, e a frequência de ocorrência de organismos com baixa tolerância às mudanças ambientais pelo aporte de material, como foi para Plecoptera, indicaram ambientes com alto grau e integridade ecológica e, portanto, com baixo nível de perturbação. No Ribeirão dos Mottas a ordem Plecoptera obteve 2 exemplares na estação 2, baixa diversidade e alta abundância de macrobentos (Simuliidae e Hidropsychidae), verificando-se que o índice

BMWP' é coerente com o resultado da qualidade de água duvidosa, constatando o impacto de degradação do local

5.6. Grupos Funcionais de Alimentação

Para melhor entender a relação trófica dos insetos amostrados no presente trabalho, eles foram agrupados na tabela 3 em coletores, predadores, raspadores e fragmentadores, segundo a classificação de grupos funcionais de alimentação preconizada por MERRIT & CUMMINS (1996).

O grupo funcional mais representativo foram os predadores nas estações amostrais 1 e 3, totalizando 24 famílias; na estação amostral 2 destacaram-se os coletores-filtradores contribuindo com 4 famílias (Tabela 7). Os coletores-catadores com menor abundância e riqueza foram representados por 2 famílias. Para as três estações amostrais o grupo de predadores obteve 902 macro-invertebrados, seguido de 637 coletores-filtradores e com menor abundância com 9 raspadores e 3 coletores-catadores.

A vegetação marginal, o litter e a matéria orgânica em suspensão descritas nas estações amostrais, os diferentes ambientes e a qualidade da água do Ribeirão dos Mottas, podem estar relacionadas com a rica cadeia trófica de macrobentos sensíveis a poluição e sua interação com a alta densidade de predadores (Gomphidae e Corduliidae), e coletores-filtradores (Simuliidae e Hidropsychidae). O grupo dos predadores, assim como os parasitas, habitualmente possuem abundâncias relativamente constantes, já que dependem, diretamente, da presença de outros macro-invertebrados e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas (VANNOTE et al., 1980). A quantidade de matéria orgânica na água influencia a abundância dos grupos tróficos (SAULINO, 2012). Portanto o aumento na abundância dos grupos funcionais gera maior recurso alimentar para os predadores, indicando um possível efeito TopDown (SONODA, 2010). Segundo Kerans & Karr (1994), o impacto antrópico, principalmente o aumento da concentração de matéria orgânica, ocasiona o aumento na porcentagem dos grupos generalistas e diminui a porcentagem de organismos fragmentadores e predadores, efeito não observado em predadores no presente estudo. Os dados obtidos neste estudo indicam que os predadores foram a primeira guilda de maior presença. O domínio numérico deste grupo deve-se ao predomínio das famílias Gomphidae, Corduliidae e Naucoridae.

Os organismos especialistas, neste caso os filtradores podem ser restritos morfológicamente ou analisando seu comportamento e, muitas vezes exigem interação de enzimas específicas no seu metabolismo. A vantagem de ser especialista é que o relacionamento

obrigatório entre a adaptação morfo-comportamental e o recurso alimentar específico maximiza a eficiência em converter alimento em crescimento (CUMMINS & KLUG, 1979).

Segundo Amorim et al. (2004), os fragmentadores reduzem os restos vegetais a partículas menores. No entanto, estes organismos começam a alimentar-se somente quando os recursos vegetais já sofreram algum tipo de mudança estrutural e/ou bioquímica, tornando-se mais palatáveis (CUMMINS et al., 1989). Considerando que este processo pode levar semanas ou mesmo meses, dependendo das espécies vegetais terrestres e da temperatura da água (MORETTI, 2005), é possível que a menor densidade de fragmentadores no sistema esteja associada à presença de restos vegetais de origem alóctone, em forma impalatável.

Os raspadores apresentaram baixa participação das famílias Elmidae, Ampullariidae e Succineidae. Neste sistema, a principal contribuição alóctone provém da densa vegetação ripária, que corresponde à principal fonte de alimento para este grupo, a quantidade e a qualidade inferior da matéria orgânica cedida pela vegetação ripária (alóctone) são alguns dos fatores responsáveis pela diminuição da abundância de organismos fragmentadores e raspadores. Os fragmentadores estão presentes em áreas com dossel denso, como em lagoas ou em rios com matas de galerias, onde coexistem com outras categorias, como os raspadores. Estes últimos podem ser mais comuns em áreas mais iluminadas, com maior disponibilidade de substratos (MARQUES, et al., 1999). Os coletores e filtradores são mais frequentes em rios maiores e lagos, nos pontos de maior correnteza. Os predadores por serem menos restritivos, são encontrados em vários tipos de ambientes (WILLIAMS & FELTMATE, 1992).

A distribuição dos macro-invertebrados bentônicos analisados no Ribeirão dos Mottas, considerando as 3 estações amostrais, concluímos que para o índice de autotrofia e heterotrofia é um ambiente heterotrófico, onde o carbono resulta da decomposição da vegetação ripária que entra ou cai no sistema aquático.

No índice de ligação entre fragmentadores e vegetação ripária a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) é superior a necessária para sustentar populações de fragmentadores. Na estação 2 a família Hidropsychidae indicou que ocorre qualidade da cobertura da liteira pela sua abundância nas esponjas e entre as rochas.

Com base nos estudos realizados na América do Norte, a razão esperada entre MOPG/MOPF difere sazonalmente, dependendo de tempo necessário para a liteira ser processada no riacho. Segundo MERRITT & CUMMINS (2006), o processamento depende do tempo de condicionamento por micro-organismos que começam a metabolizar o tecido vegetal após a liteira entrar no riacho. Uma vez que a liteira é condicionada, fragmentadores de detritos começam a se alimentar deste recurso. Nos riachos que sazonalmente recebem liteira com

rápido período de processamento (e.g., alguns meses), o índice baseado em invertebrados para substituir MOPG/MOPF será $>0,50$. Nos riachos que sazonalmente recebem liteira com tempo de processamento lento (e.g., tecidos vegetais ricos em taninos e com cutícula grossa) a razão esperada será $> 0,25$.

Os macrobentos analisados no índice coletor-filtrador indicou que a matéria orgânica em suspensão é suficiente para suportar grandes populações de coletores-filtrados. A estação 2 obteve maior abundância da família Simuliidae esta razão pode estar relacionada com a interação da descarga da represa dos Mottas que desagua neste local, trazendo MOPF em suspensão de outros mananciais dos quais são armazenados nos sedimentos bentônicos interferindo no sucesso desta população de dípteros.

De acordo com o resultado de 2,6 para o índice de estabilidade do leito, os riachos do Ribeirão dos Mottas apresentaram uma abundância esperada de substratos estáveis, como pedregulhos, pedras, restos grandes de madeira e plantas aquáticas enraizadas, fornecendo alimento para os raspadores e filtradores se fixarem para a filtração de partículas finas na coluna de água. Nas estações amostrais foi verificada grande quantidade de troncos nos leitos de água, muitas rochas e as algas espécies eram mais visíveis durante a estação do verão e inverno diferindo-se de espécies para cada estação na localidade da na estação 3, e os musgos eram presentes nas estações 2 e 3, principalmente entre as estações de outono e inverno. As estações 1 e 3, apresentaram diversidade e riqueza de famílias de macro-invertebrados bentônicos filtradores, comparada com a estação 2. Nas coletas entre 2014 e 2015 houve a crise hídrica, chuvas esparsas, indicando uma distribuição homogênea nas estações 1 e 3 dos macro-invertebrados, diferindo da estação 2 que apresenta ambiente lótico e a vazão da água é controlada pela comportas da represa.

Callisto et al., (2001), afirmam que a disponibilidade de habitats tem influência sobre a diversidade de GFT, o que pode levar a uma maior densidade de grupos funcionais por habitat em períodos chuvosos, ou a uma distribuição mais homogênea em períodos secos. TUNDISI et al. (1998), propõem que essa manutenção e preservação da diversidade de habitat é um passo importante para a conservação da diversidade biológica, sem tirar a atenção para o cuidado com a vegetação ripícola que fornece materiais alóctones essenciais ao funcionamento de comunidades aquáticas em igarapés de pequena ordem.

Nas análises sobre os invertebrados aquáticos predadores o balanço foi anormal para a relação entre predador e presa, verifica-se abundância das ordens Odonata e Hemiptera na estação 1; e diversidade e abundância de predadores na estação 3. Diferindo da estação 2 com apenas 15 predadores, conferindo que o ambiente lético é favorável para a dinâmica de

macrobentos predadores. A modificação do ambiente também pode alterar a densidade dos predadores das larvas de Odonata, como alguns peixes, e também o uso que eles fazem do ambiente que ocupam, conseqüentemente alterando as taxas de alimentação e desenvolvimento daquelas náides (CROWLEY & JOHNSON 1992). Dessa forma, estas modificações alterariam a riqueza em espécies de muitos predadores, entre eles Odonata, o que pode ser fator determinante em alguns processos, como fluxo de energia, o que afetaria a estrutura das teias dos ecossistemas aquáticos (PAINE 1966).

5.7. Registro de *Radiospongilla inesi* (Nicacio, et al., 2011)

Cerca de 90% da classe Demospongiae é composta de espécies viventes, compreendendo a maior diversidade de formas e tipos de esqueleto, entre os Porifera, além das maiores variações fisiológicas e ecológicas, bem como a distribuição mais ampla nos ambientes aquáticos. Além de serem abundantes em muitos ambientes marinhos e dulcícolas no mundo todo, as esponjas interagem com muitas outras espécies aquáticas e por isso tem uma grande importância ecológica (MURICY, 2008).

Embora frequentemente encontradas em várias regiões, as esponjas de águas continentais constituem uma das faunas menos conhecidas em todo o mundo. Atualmente, de um universo de 8.000 espécies descritas de esponjas, apenas 188 são dulcícolas. O Brasil abriga mais de um quarto deste total, com 48 espécies, número este elevado com esta dissertação para 52, sendo que a maioria destes registros está concentrada no Estado do Rio Grande do Sul e na Região Amazônica. Tal fato provavelmente se deve à escassez de estudos sobre o grupo nos outros estados, uma vez que a maior parte dos inventários espongofaunísticos se concentrou nestas regiões. Este quadro é particularmente preocupante, tendo em vista o uso cada vez mais difundido na reconstrução de paleoclimas, dos vestígios deixados no sedimento por esponjas de água-doce (ULISSES, 2007). Os registros de ocorrência de esponjas de água doce para o Estado de São Paulo são praticamente inexistentes (VOLKMER-RIBEIRO et. al, 1975), cita a ocorrência de *Radiospongilla craleriformis* no Rio de Iguape.

Verificou-se a presença do porífero *Radiospongilla inesi* aderido em rochas, formando desenhos circulares. Avaliando sua adesão e formato sugere-se que o estabelecimento no local devia contar com alguns meses, pois foram observados diversos exemplares, de variados tamanhos e comprimentos, entre rochas menores que formam a corredeira, tal sucesso de dispersão no ambiente lótico está relacionado com as gêmulas, contudo na estação do verão com as fortes chuvas e correntezas, os exemplares foram levados por lixiviação tornando

ausentes até o final da coleta em agosto de 2015. As gêmulas, particularmente de duas famílias (Spongillidae e Metaniidae), têm grande potencial para dispersão, pelo fato de possuírem uma camada interna pneumática e capa de gemoscleras completamente revestida por espículas espinadas. A camada pneumática proporciona à gêmula uma maior proteção quanto aos estresses ambientais e maior fluutuabilidade (ULISSES, 2007).

O comensalismo é comum em esponjas de todos os tipos. A natureza porosa das esponjas as torna uma habitação ideal para vários crustáceos, ofiuroides e vermes oportunistas. A maioria dos simbiontes das esponjas usam seus hospedeiros apenas pelo espaço e proteção, mas alguns dependem do seu fluxo de água para suprir partículas nutrientes em suspensão (BRUSCA & BRUSCA, 2007).

As análises feitas nas esponjas de água doce demonstraram a interação de 7 exemplares de macro-invertebrados da família Sysiridae (Fig. 45) no interior da *Radiospongilla inesi*, o processo de lixiviação pode ter interferido no desenvolvimento de larva para inseto adulto, já que não foram mais coletados destes macrobentos na estação 2.

As esponjas representantes do filo Porifera de água doce podem servir de substrato para diversos insetos aquáticos. Os neuróptera Syridae e algumas espécies de díptera Chironomidae, de tricópteros e efemerópteros, estão associados a essas esponjas (SALLES, F. F. & FERREIRA- JÚNIOR, 2014).

Há poucos dados disponíveis sobre o grupo Neuroptera aquática como esta ordem de insetos é principalmente terrestre. Apenas duas das 17 famílias de Neuroptera têm larvas aquáticas (Nevrorthidae e Sysiridae) e uma família tem algumas espécies dependentes de água (Osmylidae). Embora Neuroptera Sisyrids são insetos aquáticos mais comuns, com 61 espécies registradas, em comparação 12 espécies de Nevrorthidae, esses registros são poucos e dispersos. As larvas são parasitas de esponjas de água doce (=spongillaflies) com peças bucais (mandíbulas e maxilares) modificados em um "tubo que suga" perfurando e sugando citoplasma de células da esponja. Portanto, a presença de Sisyridae também confirma a ocorrência de Spongillidae na Guiana Francesa, que nunca foi avistado antes deste relatório (TAMPA & RESH, 2008).

As fêmeas de Sysiridae depositam seus ovos na forma de pequenas massas formadas por dois a cinco ovos, diretamente na vegetação ou em objetos que pendem sobre a água, a eclosão ocorre em cerca de oito dias. As larvas recém-eclodidas deixam-se cair na água e alojam-se na superfície ou em cavidades de esponjas de água doce pertencentes à família Spongillidae, da qual se alimentam. Quando atingem o terceiro instar, abandonam a esponjas e

empupam próximo a água; a emergência do adulto ocorre em cinco ou seis dias (HUGGINS, 1980).

De acordo com Clavier, et al. (2011), na Guiana Francesa, embora presentemente registrada em três bacias hidrográficas (*Maroni, Sinnamary, e Approuague*), Sisyridae parecem ser raras em amostras. Apesar da extensa amostragem realizada em todo o território e mais de 60.000 invertebrados aquáticos identificados, apenas 7 larvas desta família foram recolhidas no seu conjunto. Populações estão limitados pela abundância da sua esponja anfitriões, que estão limitados pela sua preferência substrato. Assim, os espécimes foram coletados sob rochas rasas, em água corrente com um elevado nível de oxigênio dissolvido (> 90%), em um moderado fluxo importante, que é um ambiente para esponjas de água doce. Este tipo de ambiente exigente explica a falta de dados para este grupo sistemático sobre este território ultramarino francês, onde água doce é dominado por substrato macio e sedimentos finos.

Os gêneros conhecidos de **spongillaflies** incluem *Climacia*, *Sisyra*, *Sisyrina*, *Sisyrella* e *Sisyborina*. No Novo Mundo, a apenas *Sisyra* e *Climacia* são encontrados, mas eles são particularmente diversificados, principalmente na região Neotropical. *Sisyra*, ocorre em todo o mundo, conta 9 espécies Neotropical. *Climacia* é primariamente um gênero Neotropical, embora algumas espécies estão presentes em regiões temperadas [e.g. *areolaris Climacia* (Hagen, 1861)]. 21 espécies estão distribuídas dos EUA para Argentina (FLINT, 2006). A área de distribuição conhecida de *Climacia* agora pode ser incluída na Guiana Francesa. Considerando o Rio Orenoque ao limite ocidental do Escudo da Guiana, seis espécies de *Climacia* e um dos *Sisyra* foram registrados nesse território (OSWALD 2007). *Climacia bimaculata* BANKS, 1913 e *Sisyra amazonica* PENNY, 1981 pode estar presente na Guiana Francesa. Mas estágios larvais são difíceis de identificar ao nível de espécie. Sem uma associação adulto, é apenas possível identificar corretamente estes espécimes ao gênero neste momento.

Os neurópteros encontram-se distribuídos nas principais regiões biogeográficas. No Brasil, as famílias com ocorrência registrada são Coniopterygidae, Mantispidae, Dilaridae, Osmylidae, Sysiridae, Hemerobiidae, Chrsopidae, Ascalaphidae (BORROR & DELLONG, 2011), e Berothidae (PENNY, 1983).

Diversos invertebrados se nutrem de esponjas de água doce: os ácaros (*Unionicola*) que completam seu desenvolvimento nos tecidos das esponjas, as larvas de neurópteros (Sisyridae) (SARÀ & VACELET, 1973). De acordo com Stoaks et al., (1983), reconhece as larvas de inseto da família Sysiridae (Neuroptera) como definitivamente associadas a esponjas de água doce, sendo totalmente dependente das mesmas, que utilizam abrigo e fonte alimentar.

A grande diversidade ecológica encontrada para a ordem Trichoptera se deve à capacidade das larvas em utilizar a seda que produzem de diversas maneiras, seja para construção de redes de captura especializadas, abrigos fixos, casas transportáveis ou como linha de ancoragem para que espécies predadoras de vida livre não sejam carregadas pela correnteza. A seda possibilita à larva explorar uma ampla gama de recursos ou explorar o mesmo recurso de maneiras diferentes. É possível detectar três padrões básicos de modo de vida segundo a maneira como a seda é utilizada (Wiggins, 1998): (1) larvas de vida livre, vivem expostas e secretam uma linha de ancoragem de seda a qual é presa ao substrato conforme a larva se desloca, constroem abrigos somente no último instar ou pouco antes de puparem; (2) larvas sedentárias, habitam abrigos fixos ao substrato e obtêm alimento do próprio substrato ou por meio de redes de captura especializadas, feitas de seda; (3) larvas móveis, constroem casinhas transportáveis utilizando seda e material mineral ou orgânico. O hábito parasita foi observado para larvas de um gênero de Hydroptilidae em pupas de outros tricópteros na Austrália (WELLS, 2005). Também foi observado um caso de mutualismo entre larvas de Trichoptera e uma esponja de água doce, em que a larva se alimenta da esponja e utiliza suas espículas de sílica para construção de abrigo, integrando também pedaços funcionais da esponja podendo carregá-los para outros lugares e facilitando a dispersão e colonização da esponja em novos habitats (CORALLINI & GAINO, 2003).

Lehmkuhl (1970) descreveu um gênero de Trichoptera (Althripsode sp) que se alimenta dos tecidos de *Meyenia mülleri*, ingerindo inclusive espículas. Roback (1968), relatou a ação das larvas de Leptoceridae (Trichoptera) e de Chironomidae (Diptera) que vivem em esponjas de água doce e se alimentam delas. Registrou dois gêneros de Chironomidae que neste trabalho também foram encontrados em *M. spinala*: *Xenochironomus* e *Cricolopus*. O primeiro gênero é comumente encontrado em esponjas de água doce e está claramente associado a elas; já para o segundo gênero não está bem definido.

A velocidade e qualidade da correnteza podem desempenhar um papel importante na determinação da distribuição de diferentes espécies. Mesmo pequenas variações na correnteza podem ser consideráveis para larvas filtradoras, que selecionam velocidades de correnteza de acordo com as partículas em suspensão e a resistência da rede de captura (Petersen Jr. et al., 1984; Beveridge & Lancaster, 2007). Além disso, espécies adaptadas a águas velozes demonstram estresse respiratório em águas paradas mesmo com oxigênio dissolvido e temperatura adequados, por outro lado, menores concentrações de oxigênio e maiores temperaturas são tolerados em correntezas mais velozes (Mackay & Wiggins, 1979).

Os Diptera têm sido classificados entre 8 a 10 infraordens, 50 famílias e possuem cerca de 152.000 espécies descritas (WIEGMANN et al., 2011). No Brasil, a maioria dos inventários faunísticos para a ordem Diptera tem sido direcionada para famílias específicas de importância médica (Culicidae, Psychodidae, Simuliidae e Tabanidae) (GALATI et al., 2010).

Os macrobentos pertencentes a família Simuliidae, foram os mais abundantes dentre todas as famílias do Ribeirão dos Mottas. Foram coletadas as diferentes formas larvais, principalmente no verão, associadas à esponja de água doce, rochas e sedimentos de areia grossa, e pupas no inverno, aderidas ao redor das armadilhas iscadas e rochas. Os insetos adultos não foram observados no local.

As formas imaturas de Simuliidae fazem parte da comunidade de insetos dos sistemas lóticos e frequentemente estão presentes em elevadas densidades numéricas (MALMQVIST et al., 1999). A riqueza e a distribuição de suas espécies numa bacia hidrográfica são influenciadas por diferentes fatores ambientais entre os quais a natureza do substrato, a velocidade da água, a cobertura vegetal, a presença ou ausência de represamento d'água e o tamanho do corpo d'água são os mais relevantes (HAMADA et al., 2002). Além desses fatores, fontes poluidoras também influenciam na determinação da estrutura taxonômica dos sistemas lóticos (MOREIRA et al. 1994).

De acordo com Pepinelli (2002), nos criadouros amostrados, as folhas e galhos em decomposição no leito dos córregos foram os substratos naturais que apresentaram maior número de larvas e pupas de Simuliidae. As larvas de último estágio e as pupas foram frequentes nas folhas e galhos da vegetação marginal, enquanto as larvas mais novas foram comuns em seixos depositados no fundo desses córregos.

Embora os imaturos de insetos aquáticos presentes na alimentação das espécies tenham sido representados por uma grande variedade de táxons, verificou-se que a ictiofauna pode ser caracterizada pela entomofagia de dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae. O predomínio de insetos destas duas famílias na alimentação dos peixes provavelmente é um reflexo da maior abundância e da ampla distribuição espaço-temporal de dípteros nos riachos da região estudada, evidenciando a forte influência da sazonalidade do input de folhiço oriundo da floresta adjacente na dinâmica dos insetos aquáticos e sua predação pelos peixes (YOSHIDA, 2011).

Os Dípteros da família Chironomidae tiveram frequência bastante reduzida durante o período estudado, totalizando 2 exemplares em estações amostrais distintas, e capturados pelo método de busca ativa.

Os Chironomidae são considerados um dos mais importantes grupos de insetos aquáticos. Suas larvas são encontradas em diversos ambientes e apresentam variadas relações ecológicas, podendo estar associados a esponjas de água doce, realizar foresia em outros insetos aquáticos, comensalismo e ser de vida livre (FUSARI, 2010). Frequentemente se configuram como o grupo mais abundante entre os invertebrados bentônicos tanto quantitativamente quanto qualitativamente na maioria dos ecossistemas dulcícolas (EPLER, 2001). Muitas vezes podem atingir densidades populacionais de milhares de indivíduos por metro quadrado (PINDER, 1983).

5.8. Registro da espécie *Omalonyx matheroni*

Omalonyx d'Orbigny, 1837 é representado por lesmas, de aproximadamente dois centímetros de comprimento, que possuem uma concha externa reduzida, achatada e unguiforme, e um padrão de coloração com duas linhas longitudinais negras e manchas negras sobre todo o corpo, incluindo o manto (Arruda et al., 2006). Apresentam um processo de limacização bastante desenvolvido, quando comparados aos demais gêneros de Succineidae (TILLIER, 1984).

Omalonyx matheroni (Potiez & Michaud, 1835), segundo Tillier (1981), ocorre em algumas ilhas nas Pequenas Antilhas e, na América do Sul, de Caracas (Venezuela) ao Rio de Janeiro (Brasil). Externamente é bastante semelhante às demais espécies do gênero. A concha figura poucas informações sistemáticas. Esta espécie é registrada pela primeira vez para os Estados de São Paulo e Paraná (Brasil). Os seguintes lotes foram examinados: SÃO PAULO, Ibitinga, usina hidrelétrica de Ibitinga, margem do rio Tietê, 13/V/2008, 1 spec., PEREIRA, BERGONCI & SANTOS leg. (MCP 9120); PARANA, Paranaguá, rio Inferninho, 17/V/1967, 1 spec., Biasi e Jay leg. (MZUSP 18440). Estes registros ampliam a área de distribuição de *O. matheroni* mais ao sul na América do Sul. Provavelmente esta espécie faz limite com *Omalonyx convexus* (Heynemann, 1868), revalidada por ARRUDA & THOMÉ (2008), e cuja ocorrência mais ao norte está registrada para o Estado de Santa Catarina (AGUDO, 2004).

Foram feitas observações em densa população de lesmas do gênero *Omalonyx* em uma plantação de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schumach) var. Cameron na propriedade agrícola Fazenda J. H., localizada na Rodovia AM-10 a 62 km de Manaus, no município de Rio Preto da Eva (Amazonas, Brasil).

6. CONCLUSÕES

O estudo da comunidade de macro-invertebrados bentônicos evidenciou o seu papel como bioindicadores da saúde de ecossistemas aquáticos do Ribeirão dos Mottas. Segundo Harris & Silveira (1999), o estudo de um bioindicador deve ser baseado em fundamentos ecológicos eficiente e de baixo custo, e rápido.

Constatou-se que a metodologia utilizada na coleta é importante para captura de exemplares de macro-invertebrados, neste estudo verificou-se que a busca ativa é eficiente na determinação da diversidade de macrobentos, abrangendo diferentes tipos de substratos e espaço, a armadilha iscada favoreceu a abundância de dípteros da família Simuliidae, o fator de aderência permitiu a coleta destes organismos aquáticos na fase de pupa e larva. Estes organismos bentônicos interagem com o ecossistema aquático em diferentes substratos como a associação com a esponja de água doce e rochas, e são bons indicadores de qualidade de água.

A partir do levantamento do estudo taxonômico verificou-se a diversidade e a riqueza de famílias de macro-invertebrados nas estações 1 e 3, e um aumento expressivo de abundância na estação 2 como confirmaram a relação com os índices de Simpson e Shannon – Winer. Neste estudo foi possível constatar a influência dos ambientes lênticos e lóticos na determinação das comunidades de macrobentos, as análises físico-químicas relacionaram-se com a ausência de pluviosidade diminuiu a concentração de oxigênio dissolvido e o aumento da temperatura nos locais que não apresentam mata ripária alteraram a dinâmica dos macro-invertebrados no sistema lótico. O teste de correlação não obteve relação significativa entre os aspectos físico-químicos com o número de indivíduos da comunidade de macro-invertebrados.

O índice biótico BMWP' indicou que a qualidade da água do Ribeirão dos Mottas é duvidosa na estação 1, relacionando com a degradação ambiental das atividades pastoris na estação 1 e a estação 2 poluída, com o lançamento de agrotóxicos que são liberados nas plantações de Eucaliptos, que alcançam o sistema aquático com a infiltração das chuvas no solo. A estação 3, indicou qualidade de água aceitável, sendo localizada nas proximidades do cultivo de Eucalipto e das ações antropogênicas no local.

Os resultados sugerem que a integridade ambiental estava relacionada com a distribuição dos macrobentos, principalmente com a riqueza de famílias. Constatamos que a

comunidade de macro-invertebrados bentônicos exibiu diferentes padrões de variação em escalas temporais e espaciais.

Os índices dos grupos funcionais de alimentação e o hábito de ocupação para a comunidade de macro-invertebrados bentônicos no Ribeirão dos Mottas, relacionaram-se entre si, os grupos funcionais abundantes de acordo com a alimentação foram os predadores e coletores filtradores, caracterizando um ecossistema aquático heterotrófico, MOPG e MOPF em suspensão na água, matéria orgânica e plantas aquáticas e musgos, permitiu agregar informações a respeito da classificação e distribuição funcional dos macrobentos.

Constatou-se que o hábito de ocupação dos macro-invertebrados bentônicos no Ribeirão dos Mottas são fossadores e agarradores, este índice confirmou a descrição do local e verificou-se a interação das características ambientais com a sua alimentação, considerando sua adaptação de acordo com a dinâmica temporal.

É importante ressaltar que este é o primeiro estudo relacionando com macro-invertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade de água no Ribeirão dos Mottas, afluente do Rio Paraíba do Sul. Neste estudo foi registrada a espécie *Radiospongilla inesi*, sendo o segundo registro no Brasil, este organismo aquático realiza associações com várias famílias de macro-invertebrados bentônicos indicando boa qualidade da água.

A outra espécie *Omalonyx matheroni* foi o segundo registro para o Estado de São Paulo e primeiro no Ribeirão dos Mottas no Vale do Paraíba.

As pesquisas sobre os macro-invertebrados e suas relações com os sistemas aquáticos são fundamentais para interpretar a interação dos ecossistemas aquáticos e avaliar a qualidade da água de um rio, verificou-se que os estudos sobre os macro-invertebrados no Vale do Paraíba são escassos, os órgãos públicos e pesquisadores deveriam iniciar projetos utilizando os macrobentos como bioindicadores da qualidade de água para compreender a dinâmica dos macro-invertebrados nas bacias hidrográficas que compõe o Vale do Paraíba do Sul, com o objetivo de criar novas estratégias sustentáveis para atenuar a grande problemática da crise hídrica.

7. REFERÊNCIAS

- ABRAMS, P. A. **Sexual differences in resource use in hermit crab: consequences and causes.** In: CHELAZZI, G.; VANNI, M. (Ed.). Behavioral adaptations to intertidal life, Plenum, New York, 1988, p. 283-296.
- ADIYODY, K.G. & ADIYODY, R.G.. **Endocrine control of reproduction in decapoda crustacean.** Biol. rev. 45:121-165. 1970.
- ALBA-TERCEDOR, J..**Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA),** Almería, España: 203-213. 1996.
- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A.. **Um método rápido y simple para evaluar la calidade biológica de las aguas corrientes basado em el de Hellawell (1978).** *Limnética*, vol. 4, p. 51-56. 1988.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology. Structure and function of running waters.** London: Chapman & Hall. 388 pp. 1995.
- ALLAN , J. D. & JOHNSON, L. B. **Catchment-scale analysis aquatic ecosystems.** *Freshwater Biology*, v. 37, p 107-111, 1997.
- ARMITAGE, P.D.; MOSS, D., WRIGHT, JF.; FURSE, M.T.. **The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites.** *Water Research*, vol. 17, no. 3, p. 333-347. 1983.
- ARRUDA, J. O.; PEREIRA, D. BERGONCI, P. E. A.; SANTOS, C. P.; MANSUR, M. C. D.. **Novos registros de *Omalonyx matheroni* (Pontiez & Michaud,1835) (Mollusca, Gastropoda, Succineidae) para os Estados de São Paulo e Paraná, Brasil.** *Biotemas*, 22 (2): 187-190, junho de 2009 Comunicação BreveISSN 0103 – 1643.

BANKS, N.. **New exotic neuropteroid insects.** *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, **15**: 137-143. 1913.

BELLE, J. **Studies on ultimate instar larvae of neotropica Gomphidae, with the description of Tibiagomphus gen. nov. (Anisoptera) Odonatologica.** 2(1): 1-25. 1992.

BEVERIDGE, O. S. & LANCASTER, J.. **Sub-lethal effects of disturbance on a predatory net-spinning caddisfly.** *Freshwater Biology* 52: 491-499. 2007.

BOOLOOTIAN, R.A.A.; GIESE, A.C.; FARMANFARMAIN, A.; TUCKER, J. 1959. **Reproductive cycles of five west coast crabs.** *Physiol. Zool.* 32:213-220.

BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos.** 7 ed. São Paulo: Cengage Learning. 809 p. 2011.

BRANCO, S.M. **A água e o homem.** In. *Hidrologia ambiental.* v. 3. São Paulo: EDUSP, 1991.

BRASIL. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União.* Seção 1, nº 53, 18 de março de 2005. p 58-63, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 357/2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. *Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde.* – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde) ISBN 85-334-1240-1 1. Controle da qualidade da água. 2. Vigilância sanitária de ambientes. I. Título. II. Série.

BOUCHARD JR., R. W. **Guide to aquatic invertebrates of the upper Midwest.** Minnesota: University of Minnesota, 2004.

BROWN JR., K. S.. **Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais**. In: MARTOS, H. L.; MAIA, N. B. (Ed.). Indicadores ambientais. Sorocaba: PUC-SP., p. 143-155. 1997.

BROWER, J. E.; ZARR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2nd ed. Iowa: W. C. Brown, 226 p. 1984.

BRUSCA, R.C. & BRUSCA, G.J.. **Invertebrados**. Segunda edição. Editora Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro. 968 pp. 2007.

BUBINAS, A. & JAGMINIENÉ, I. **Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna**. Acta Zoológica Lituanica, Vilnius, v.11, n.1, p. 90-99, 2001.

BUENO, A. A. P.; BUCKUP, G. B.; FERREIRA, B. D. P.. **Estrutura da comunidade de Invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia 20 (1): 115-125, março 2003.

BUSS, D. F; BAPTISTA, D. F.; NESSÍMIAN, J. L.. **Bases conceituas para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação de qualidade de água de rios**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 19(2):465-473, mar-abr, 2003.

CAIRNS JR. & PRATT, J. R. **A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates**. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed). **Freshwater biomonitoring na benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, p. 10-27. 1993.

CALLISTO, M. & ESTEVES, F. A.. **Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil)**. Oecologia Brasiliensis. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. F. A. Esteves (ed.), pp. 281-291, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1995.

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), p. 223-234. *In*: J.L. Nessimian & A.L. Carvalho (Eds). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, Series Oecologia Brasiliensis, vol. 5, 309p. 1998.

CALLISTO, M., MORETNO, P. & BARBOSA, F.A.R. **Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó**, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 61, n. 2, p. 259-26, 2001.

CALLISTO, M. & GONCALVES, J.. **A vida nas águas das montanhas**. *Ciência Hoje* 31(182): 68 – 71. 2002.

CALOR, A.R.. **Trichoptera**. **In Guia on-line: identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo**. (C.G. Froehlich, org.). 2007. Disponível em <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> (último acesso em 18/02/2011).

CAMARGO, B. V. **Macroinvertebrados da lavoura de arroz irrigado tratada com os agrotóxicos Carbofuran e Penoxsulam**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, RS, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Biodiversidade Animal**. 2010.

CARVALHO, A. L.; NESSIMIAN, J. L. **Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Habitats e hábitos das larvas**. *Ecologia dos insetos aquáticos*. RJ: UFRJ. Programa da Pós-Graduação em ecologia. *O ecologia brasiliensis*. v. 5, p. 03-28, 1998.

CLAVIER, S.; GUILLEMET, L.; RHONE, M.; ALAIN, T.. **First report of the aquatic genus *Climacia* McLachlan, 1869 in French Guiana [Neuroptera, Sisyridae]**. *Ephemera*. Vol. 12 (1) : 31-36. 2011.

CORBET, P. S.. Odonata in *Phytotelmata*, p. 29-54. *In*: J. H. Frank & L. P. Lounibos (ed.). **Phytotelmata: Terrestrial plants as hosts for aquatic insect communities**. Medford, Plexus Publishing, vii+293 p. 1983.

COBERT, P. S.. **Habitats and habits of world dragonflies and the need to conserve species and habitats**, p. 1-7. *In*: P.S. CORBET; S.W. DUNKLE & H. UBUKATA (Eds). *Proceedings*

of the International Symposium on the Conservation of Dragonflies and their habitats. Kushiro, Japanese Society for Preservation of Birds, 70p. 1995.

CORBET, P. S.. **Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata**. London: Ed. Comstock Pub Assoc, p. 802. 1999.

COSTA, J. M.; SOUZA, L. O. I.; OLDRINI, B. B.. **Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos**. Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro 99:1-44. 2004.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

CROWLEY, P., JOHNSON, D..**Variability and stability of a dragonfly assemblage**. *Oecologia* 90: 260-269. 1992.

CUMMINS, K. W..**Trophic relations of aquatic insects**. *Annu. Rev. Entomol.* 18: 183-206. **Structure and function of stream ecosystems**. *Bioscience* 24: 631-641. 1973;1974.

CUMMINS, K. W. & M. J. KLUG.. **Feeding ecology of stream invertebrates**. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172. 1979. (Citation Classic).

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; TALIFERRO, W. B. **Shredders and riparian vegetation. Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates**. *Bioscience*, v. 39, n. 1, p. 24-30,1989.

CUMMINS, K. W.. **Invertebrates**. In: Calow, P & G. E. Petts. **The Rivers Handbook.Hidrological and Ecological Principles**. Blackwell Science, p. 526. 1992.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; BERG, M. B. In **Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 4. ed. Dubuque: Kendall/Hunt., 2008.

DE MARCO JR., P. & LATINI, A. O.. **Estrutura de guildas e riqueza de espécies em uma comunidades de larvas de Anisoptera (Odonata)**, p.101-112. In: J.L. NEISS IMIAN & A.L.

CARVALHO (Eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro, Séries Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, 309. 1998.

DEVÁI, G..**Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton**. Hidrobiologia, 191: 189-198. 1990.

ESTEVES, F. A.. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade de Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica**. Tese (Doutorado em Ecologia)-Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2007.

FERNÁNDEZ, H.R. & DOMÍNGUES, E.. **Guia para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos**. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 282 p. 2001.

FERREIRO, N.. **Caracterização da Qualidade Ecológica do Rio Tua**. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 2007.

FIDALGO, V. H. **Uso de invertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Atibaia (SP)**. 71f. Tese de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.

FLECKER, A.S. & ALLAN, D.. **The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions**. Oecologia, vol. 64, no. 3, p. 306-313. 1984.

FLYNN M. N.; FERNANDES; SANTOS FILHO E. G.. **Macrofauna bêmica de substratos artificiais, Ribeirão do Meio, município de Socorro, São Paulo – SP**. Revista Intertox de Toxicologia, risco ambiental e sociedade toxicologia 3(1). 2010.

FLINT, O. S. Jr.. **New species and records of Neotropical Sisyridae with special reference to *Sisyra* (Insecta: Neuroptera)**. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 119: 279-286. 2006.

FULAN, J. A. & HENRY, R.. **The Odonata (Insecta) assemblage on *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (state of São Paulo, Brazil), after an extreme inundation episode.** Acta Limnologica Brasiliensia, 18(4): 99-127. GOLTERMAN, K. 2006.

GAINO, E.; REBORA, M.; CORALLINI, C.; LANCIONI, T..**The life-cycle of the sponge *Ephydatia fluviatilis* (L.) living on the reed *Phragmites australis* in na artificially regulated lake.** Hydrobiologia. 495:127-142. 2003.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R.. **Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community.** Aquatic Ecosystem Health & Management 3(4):545-552. 2000.

GORE, R. H.; SCOTTO, L. E.; WILSON, K. A.; GALLAHER, E. E.. **Studies on decapod crustaceans from the Indian River region of Florida. XI. Community cornpositlon, structure. biornass and species-area1 relationships of seagrass and drift-algae associated macrocrustaceans.** Estuar coast. ShelfSci. 12: 485-508. 1981.

GOULART, M. & CALLISTO, M.. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** Revista da FAPAM, 2: 153 - 164. 2003.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 724 p. 2014.

HAUER, F. R. & RESH, V. H.. **Benthic macroinvertebrates**, p. 339 - 369. In: F.R. Hauer& G.A. Lamberti (Eds). Stream ecology. San Diego, Academic Press, 674 p. 1996.

HEPP, L.U. & RESTELLO M. R. **Conservação e uso sustentável da água : múltiplos olhares / organização de Sônia Balvedi Zakrzewski.** - Erechim, RS : EdiFapes, 2007. 138 p.

HILL, M. O. **Diversity and evenness: unifying notation and its consequences.** Ecology. N54, 427-432 p. 1973.

HUNDING, C.. **Diel Variation in Oxygen Production and Uptake in a Microbenthic Littoral Community of a Nutrient-Poor Lake.** *Oikos*, 24(3): 352-360. 1973.

HURYN, A.D.; WALLACE, J.B.; ANDERSON, N. H. **Habitat, Life History, Secondary Production, and Behavioral Adaptations of Aquatic Insects**, Chapter 5, pp. 50-105. 2008. *In: Merritt, R.W.; CUMMINS, K.; BERG, M.B. (eds.). Aquatic Insects of North America*, 4th Edition, Kendall-Hunt Dubque Iowa

HURLBERT, S.H. **The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters.** *Ecology*, v.52, n.4, p.577-586, 1971.

JESUS, A. J. S. **Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos do médio Rio Xingu, Altamira – PA.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Belém, 2008.

KARR, J. R..**Defining and measuring river health.** *Freshwater Biology* 41: 221-234. 1999.

KEARNS, B.L.; KARR, J. R..1994. **A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley.** *Ecological Applications* 4: 768-785. 1994.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. **Composição da Comunidade de Invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal.** *In: Nessimian, J.L., Carvalho, A.L. Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, p. 157 – 173. 1998.

LAKE, P. S.. **Conservation.** Pages 163–173 in W. D. Williams, edi-tor. **An ecological basis for water resource management.** Australian National University Press, Canberra. 1980.

LEHMKUHL, D. M. **The life cycle of *Rhithogena morrisono* (Banks) in Western Oregon (Ephemeroptera: Heptageniidae).** //Pan-Pacific Entomol. 46(2): 124-127. 1970.

LOUTON, J. A.; GARRISON, R. W.; FLINT, O. S.. **The Odonata of Parque Nacional Manu, Madre Dios, Peru: natural history, species, richness and comparisons with other Peruvian sites.** In D. E. Wilson & A. Sandoval, (Ed.) *Manu: the biodiversity and Southeastern Peru* (pp. 431-449). 1996. Washington: Smithsonian Institution.

LOYOLA, R. G. N.. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade.** Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Volume 1. Conservação e Duna. Publ. ACIESP, N 109 – 1. 46 – 52. 2000.

MACHADO, A.B.M.. **Insetos**, p. 495-509. 1998 In: A.B.M. MACHADO; G.A.B. FONSECA; R.B.

MCCAFFERTY, W. P. & LUGO-ORTIZ, C. R. (1995). ***Cloeodes hydation*, n. sp. (Ephemeroptera: Baetidae): An extraordinary, drought tolerant mayfly from Brazil.** *Entomology Newsletter*, 106, 29–35.

MACKAY, R. J. & WIGGINS, G.B.. **Ecological Diversity in Trichoptera.** Ann. Rev. Entomol. 24: 185-208. 1979.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** 1978.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA R. L.; BARBOSA, F. A. R.. **A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG.** Ver. Brasil. Biol., 59(2): 203 - 210. 1999.

MARTINI, A. G.; RESENDE, D. M. C.; SILVA, L. F. R.; DUARTE, M. A. **Distribuição espacial e temporal da fauna de invertebrados bentônicos na APA do município de Coqueiral, MG, com ênfase em Odonata.** Revista Brasileira de Zootecias, v.15, n. 1, 2, 3, p. 183-194, 2013.

MATSUMURA-TUNDISI, T.. **Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil**, pp. 39-54. In: R. Henry (ed.), *Ecologia de reservatórios, função e aspectos sociais.* FUNDIBIO/FAPESP, BOTUCATU, 799P. 1999.

MAUCHLINE, I. **Growth of shrimps, crabs and lobsters: an assessment**. J. Cons. Int. Explor. Mer. 37(2):162-169. 1977.

MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque, Kendall & Hunt, 2.ed. 722p.1984.

MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 4. ed. Dubuque: Kendall; Hunt, 1996.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B. (eds).. **An introduction to the aquatic insects of North America**, 4th edition. Iowa, Kendall Hunt Publishing. 2008.

MERRITT, R.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y..Capítulo 5. **Uma abordagem funcional para a caracterização de riachos brasileiros**. Insetos aquáticos da Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 69-88 p. 2014.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S.. **Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO**. Oecol. Bras., 12(3); 553-563. 2008.

MORETTI, M. S. **Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG)**. 2005. 63f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

MURICY, G.; ESTEVES, E.L.; MORAES, F.; SANTOS, J.P., SILVA, S.M.; KLAUTAU, M.; LANNA, E.. **Biodiversidade Marinha da Bacia Potiguar: Porifera**. Série Livros 29. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 2008.

NICACIO, G.; SEVERI, W.; PINHEIRO, U.. **New species of Radiospongilla (Porifera: Spongillidae) from Brazilian inland waters**. Zootaxa 3132: 56–63 (2011). www.mapress.com/zootaxa/ ISSN 1175-5326 (print edition) 2011 · Magnolia Press ISSN 1175-5334 (online edition).

NIESER, N. & MELO, A.L.. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais**. Belo Horizonte, Editora UFMG, 177p.1997.

ODUN, E. P.. **Fundamentals of ecology**. W. P. Saunders. Philadelphia, 384 pp. 1953.

OSWALD, J. D., 2007. **Neuropterida Species of the World. A Catalogue of the Species-Group Names of the Extant and Fossil Neuropterida (Insecta: Neuroptera, Megaloptera and Raphidioptera) of the World**. Version 2.00. URL: <http://lacewing.tamu.edu/species%2Dcatalogue/>

PAINE, R.T.. **Food web complexity and species diversity**. American Naturalist 100: 65-76. 1966.

PARANHOS, R.. **Alguns métodos para análise da água**. UFRJ. Rio de Janeiro. 200pp. 1996.

PEARSON, D. L.. **The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazon bird communities**. Condor 77:453-466. 1975.

PENNY, N. D. 1981. **Neuroptera of the Amazon Basin. Part 1. Sisyridae**. *Acta Amazonica*, 11: 157-169.

PENNY, N. D.. **Neuroptera of the Amazon Basin. Part 9. Albardiinae**. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 13, n 3/4, p. 697-699, Sept. 1983.

PÉREZ, G. R.. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Fen Colômbia y Colciências, 1988.

PETERSEN JR, R. C.; PETERSEN, L. B. M.; WALLACE, J. B.. **Influence of velocity and food availability on catchnet dimensions of *Neureclipsis bimaculata* (Trichoptera: Polycentropodidae)**. Holarctic Ecology 7: 380-389. 1984.

PINHEIRO U. S.. **Contribuições à Taxonomia e Biogeografia das Esponjas de Águas Continentais Brasileiras**. PhD Thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: Museu Nacional, 220pp. 2007.

PRANTERA M.T. & BUSSONS M. **Biondicadores de qualidade da água**. Saúde & Ambiente 4: 115. 2009.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônico: biomonitoramento de qualidade de água**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 91p. 2008.

RAMÍREZ A. & PRINGLE C.M.. **Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream**, Costa Rica. Hydrobiologia, 386, 19–26. 1998.

RESH, V. H. & JACKSON, J. K.. **Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates**. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 195-233, New York: Chapman & Hall.1993.

REZENDE, C. F.. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folheto submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central**. Biota Neotropica 7(2):300-305. 2007.

ROQUE, F. O.. **Tópicos Especiais Macroinvertebrados Bentônicos**. In: Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia. Nº 35(2). 2006.

ROOT, R. B.. **The niche exploitation pattern of the bluegray gnatcatcher**. **Ecological Monographs**. 37:317-350. Salwasser, H..1. D. Luman, and D. Duff 1982. Integrat. 1967.

ROSSARO, B.; MARZIALI, L.; CARDOSO, A.C.; SOLIMINI, A.; FREE, G.; GIACCHINI, R.. **A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes**. Ecological Indicators, 7: 412–429. 2007.

SALLES, F. F. & FERREIRA- JÚNIOR, N. Capítulo 3. **Habitat e hábitos. Insetos aquáticos da Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA. 39-50 p. 2014.

SARÁ, M. & VACELET, J.. **Ecologie des désosponges.** In: Grassé, P. P. (ed.) *Traité de Zoologie*, Vol. III, Fasc 1 Masson Cie, Paris, p. 462-576. 1973.

SAULINO, H. H. L. & STRIXINO, S. T. **Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia azuera* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS.** Biotemas, São Carlos, v. 3, n. 27, p.65-72, set. 2014.

SCHAUFF, M. E. **Collecting and preserving insects and mites: techniques and tools.** Washington, DC: National Museum of Natural History. Systematic Entomology Laboratory, USDA.1986.

SILVEIRA, P.M.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C.. EMBRAPA. **Comunicado técnico: Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos.** ISSN 1516-8638.Jaguariúna, SP Outubro, 2004.

SIMÕES S. J.C. & BARROS, A.P.. **Regional climate variability and its effects on Brazil's 2001 energy crisis.** *Management Environmental Quality*, 18 (3): 263-273. 2007.

SHANNON, C.E.; WIENER, W. **The mathematical theory of communication.** Urbana: University of Illinois Press. 117p. 1949.

SONODA, K. C. **Estrutura da comunidade de insetos do córrego nova vida, ecótono entre floresta Amozônica e Cerrado.** *Ciências Ambientais*, v.4, n.1, 2010.

WIGGINS, G.B.: **The Caddisfly Family Phryganeidae (Trichoptera).**Vol. 21 , Iss. 4, 1998.

SURIANO, M. T. & FONSECA-GESSNER, A. A. **Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams.** *ActaLimnol.Bras.* [online]. vol.25, n.4, pp. 418-428. ISSN 2179-975X. 2013.
<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400007>.

TATE, C. M. & HEINY, J. S.. **The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors.** *Freshwater Biology*, 33: 439-454. 1995.

THORP, J.H. & COVICH, A.P.. **An overview of freshwater habitats**, pp. 19-41. 2001. *In: Thorp, J.H.; Covich, A.P. (eds.). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* New York: Academic Press.

TONIOLLO, V.; MATTIELLO, I; CAETANO, J. A.; WOSIACK, A. C. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do Rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA.** *In: VIII Congresso Brasileiro de Limnologia. Anais...* Sociedade Brasileira de Limnologia, João Pessoa. p. 284, 2001.

TOWNSEND, C. R.; M. BEGON; HARPER, J. L.. **Fundamentos em Ecologia.** Artmed editora. Porto Alegre. 2006.

TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G.. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros.** PPG-ERN; UFSCar, São Carlos, 229p. 1995.

THORNE, R. Y. & WILLIAMS, P.. **The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment.** *Freshwater Biology*. 37(3): 671-686. 1997.

TRUEMAN, J. W. H. & ROWE, J. R. . **Odonata. Dragonflies and damselflies.** Versão de 16 Outubro de 2009. The Tree of Life Web Project. Disponível em: < <http://tolweb.org/Odonata/8266/> >

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; RIETZLER, A.C.; IBAÑEZ, M. S.; COSTA NETO, P.; CALIJURI, M. C.; POMPÊO, M. L. **M. Aquatic biodiversity as a consequence of diversity of habitats and functioning mechanisms.** *An. Acad. Bras. Ci.*, 70(4): 767-773, 1998.

TUNDISI, J.G & MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL G. W.; CUMMINGS K. W.; SEDELL J. R.; CUSHING C. E.. **The River Continuum Concept**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137. 1980.

VINSON, M.R. & HAWKINS, C.P. **Biodiversity of stream insects: Variation at Local, Basin, and Regional Scales**. Annual Review of Entomology, v. 43, p. 271-93, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.

VOLKMER-RIBEIRO, C. K. M. ; GROSSER R.; DE ROSA-BARBOSA S.M. PAULS. 1975. **Primeiro relato da ocorrência de Espongilídeos (Porifera) na bacia do Guaíba, Estado do Rio Grande do Sul**. Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, **46**: 33-49.

WARD, J. V. & J. A. STANFORD.. **The serial discontinuity concept of lotic ecosystems**. Pages 29-42 in T. D. Fontaine and S. M. Bartell, editors. Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, MI. 1983.

WASHINGTON, H. G.. **Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems**. Water Research. 18(6):653-694. 1984.

WEIGEL, B.M.; WANG, L.; RASMUSSEN, P.W.; BUTCHER, J.T.; STEWART, P.M.; WILEY, M.J. **Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, U.S.A**. Freshwater Biology, v. 48, p. 1440-1461, 2003.

WIGGINS, G. B.. **Larvae of the North America Caddisfly Genera (Trichoptera)**. 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p. 1998.

WINKLER, L.W.. **Die Bestimmung des in Wassergelösten Sauerstoffes.** Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft, 21: 2843–2855. 1888.

WIEDENBRUG, S. & FITTKAU, E. J.. **Oliveiriellaalmeidai (Oliveira, 1946), gen nov, comb. Nov, from South America with description of the pupae.** Spixiana, 20(2), 167-172. 1997.

WHITTON, B.A.. **River ecology.** California, University of California Press, 725p. 1975

