

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

**MUDANÇAS ESPAÇO-TEMPORAIS NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA
COMUNIDADE ZOOBENTÔNICA EM LAGOS DO MÉDIO RIO DOCE,
MINAS GERAIS, BRASIL, COLONIZADOS POR *Melanooides tuberculatus*
(GASTROPODA, THYARIDAE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Manejo de Vida Silvestre da
Universidade Federal de Minas Gerais, como
requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Francisco Antônio R. Barbosa
Coorientadora: Maria Margarida G. S. Melo Marques

Natália Murta de Lima Dornelas
Belo Horizonte
2013

Dedico este trabalho a todos que se identifiquem com ele.

AGRADECIMENTOS

Aos financiadores FAPEMIG pelo auxílio, Capes pela bolsa e CNPq pelo projeto PELD I do qual foram obtidos os dados utilizados no presente trabalho.

Ao meu orientador Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa que me recebeu com simpatia no laboratório e pelos ensinamentos essenciais para a conclusão deste trabalho e para toda a vida.

A coorientadora Dr^a. Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques nas infinitas ajudas para a construção e conclusão deste trabalho.

A Prof^a. Dr^a. Sueli Aparecida Mingoti que se disponibilizou com toda sua paciência para discutir as análises estatísticas comigo.

Ao Prof. Dr. Adriano Paglia, coordenador do curso, pela atenção e simpatia em atender minhas dúvidas (frequentes).

A Prof^a. Dr^a. Sônia Barbosa Santos muito solícita na identificação do gênero de gastrópode *Littoridina*.

A todos os colegas do LIMNEA que proporcionaram momentos de descontração (festas na casa do Marcelo Costa, lanchinho na cozinha da Dona Nailda...) e momentos de concentração (conselhos indispensáveis e terapia em grupo da Maione Wittig, Lorena Oporto, Evelise Fragoso, Paulinha Reis, Liss Gato, Aline Morena, Karine Andrade, Thécia Alfenas, Fernanda Aires, Mirla Gomes, Ianna Pereira, Junia Aguiar...) e à secretaria da pós (Cristiane e Frederico) sempre dispostos a ajudar.

Ao Diego Pujoni (que com certeza estará no agradecimento do trabalho de todos os integrantes do LIMNEA) por seus conhecimentos estatísticos os quais foram indispensáveis para as análises dos dados.

A Liss Gato e Karine Andrade que me ensinaram todo o processo de trabalhar com os macroinvertebrados bentônicos.

A Paula Reis por revisar o *Abstract*.

A Lílian Praes por ter lido todo o trabalho, revisando a adequação á norma culta da língua.

À turma da pós que é a mais unida que tive (e assim espero que seja por longos anos), especialmente à Lílian Praes (Lili) e Mirla Gomes (Mila) que me resgatavam para o almoço e o lanchinho e me consolavam nos momentos depressivos.

Aos familiares e amigos que (presentes ou não) fazem parte da minha história e, por sua vez, fazem parte deste trabalho.

A todos, muito obrigada!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.” (Madre Tereza de Calcutá).

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes.” (Marthin Luther King)

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	9
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVO GERAL.....	15
2.1 Objetivo específico.....	16
3. ÁREA DE ESTUDO.....	16
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
4.1. Coleta da fauna bentônica e físico-químico.....	17
4.2. Estrutura populacional de <i>M. tuberculatus</i>	20
4.3. Nível de invasão.....	20
4.4. Parâmetros da comunidade.....	21
4.4.1. Densidade.....	21
4.4.2. Abundância Relativa	21
4.4.3. Composição e abundância	21
4.4.4. Riqueza.....	22
4.4.5. Abundância.....	22
4.4.6. Índice de Shannon-Wiener.....	22
4.4.7. Equitabilidade.....	22
4.4.8. Diversidade beta.....	22
4.4.9. Índice de Similaridade.....	23
4.5. Tratamento estatístico dos dados.....	23
4.5.1. Sazonalidade.....	23
4.5.2. Crescimento populacional.....	23
4.5.3. Correlação entre espécies da malacofauna pertencentes ao grupo funcional raspador.....	24
4.5.4. Análise de componentes principais e correlação canônica.....	24
4.5.5. Dados físicos e químicos.....	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
5.1. Estrutura da população de <i>M. tuberculatus</i>	24
5.2. Nível de Invasão.....	29
5.3. Densidade populacional de <i>M. tuberculatus</i>	32
5.4. Parâmetros da comunidade.....	34
5.4.1. Composição e abundância entre os lagos da fauna bentônica.....	34
5.4.2. Frequência de ocorrência.....	39
5.4.3 Riqueza e abundância grupos da fauna bentônica.....	41
5.4.4. Riqueza, abundância, índice de Shannon-Wiener e Equitabilidade.....	46
5.4.5. Índice de diversidade beta.....	54
5.4.6. Similaridade entre os lagos estudados.....	54
5.4.7. Sazonalidade da comunidade bentônica	56
5.4.8. Tendência de crescimento da abundância.....	58

5.4.9. Correlação entre a malacofauna que compõe o grupo funcional raspador.....	66
5.5. Parâmetros físicos e e químicos.....	69
5.5.1. Análise de Componentes Principais (ACP) e Análise de Correlação Canônica (ACC).....	69
5.5.2. Análise física e química dos ambientes estudados.....	72
6. CONCLUSÃO.....	74
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
APÊNDICE.....	86

RESUMO

Dornelas, N. M. L. (2013) – **Mudanças espaço-temporais na estrutura e composição da comunidade zoobentônica em lagos do médio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, afetados pela introdução de *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda, Thiaridae).** Dissertação de Mestrado – Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vidas Silvestres – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

Uma das principais causas da perda de biodiversidade e qualidade ambiental em todo o mundo é a introdução de espécies exóticas e estudos para detectar e quantificar esse impacto são importantes, embora ainda escassos. Uma das ameaças à biodiversidade aquática na região do médio rio Doce é a espécie invasora do gastrópode *Melanoides tuberculatus*. Este estudo visa analisar a estrutura populacional e o estágio de invasão de *M. tuberculatus* no período de 2004 a 2009 e avaliar as mudanças associadas à sua presença na estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A amostragem da comunidade e coleta dos dados físicos e químicos foi sazonal (período de estiagem e chuvoso) entre 2004 a 2009. O resultado da estrutura das populações de *M. tuberculatus* mostra distribuição etária semelhante entre os lagos, exibindo grande abundância relativa de jovens (classes 1 e 2), seguido de drástica redução na abundância relativa de indivíduos a partir da classe 3. Isso ocorre devido à preferência de predação sobre as classes 1 e 2 resultando no menor número de sobreviventes na classe 3. No lago Dom Helvécio a mortalidade na classe 3 é maior que nas demais classes, enquanto no lago Jacaré a mortalidade foi maior na classe 2. Considerando todo o período do estudo o lago com a maior densidade de *M. tuberculatus* foi Jacaré com *c.* 100.000 ind./m² seguido pelo Dom Helvécio com 68.640 ind./m² e por fim, Águas Claras com 37.752 ind./m². A presença de *M. tuberculatus* não foi detectada no lago Gambazinho. Nos lagos em que estava presente, o molusco foi encontrado em todos os pontos amostrados, indicando que a distribuição é generalizada, além de alcançar alta densidade na maioria das campanhas. Dessa forma, o nível de invasão proposto por Collauti e MacIsaac (2004) é V (distribuição generalizada e dominante), estágio de difícil reversão. Os lagos dentro do Parque Estadual do Rio Doce apresentam maior riqueza e maior diversidade da comunidade zoobentônica em relação àqueles localizados no seu entorno. Estes resultados mostram também que os baixos valores de equitabilidade coincidem com os picos na abundância de *M. tuberculatus* embora a equitabilidade não mostre diferença significativa entre os lagos. Apesar do lago Dom Helvécio ser maior e mais dendrítico, foi encontrada a mesma quantidade de taxa registrada para o lago Gambazinho, o qual tem menor índice de desenvolvimento de margem, indicando influência da espécie invasora na queda da diversidade do ambiente. Dentre os raspadores, a espécie *Littoridina aff. miaulis* se correlaciona positivamente com *M. tuberculatus* e tem sua população em declínio, possivelmente como resultado de grandes densidades dessa espécie invasora no Dom Helvécio. Inclusive, nesse mesmo ambiente, o aumento da abundância de *Physa* sp. pode ser um caso de competição aparente por facilitação. As variáveis limnológicas dos lagos são bastante semelhantes com exceção da condutividade e silicato que foram menores no lago Gambazinho.

Palavras-chave: comunidade bentônica, *Melanoides tuberculatus*, espécies invasoras, dinâmica populacional.

ABSTRACT

Dornelas, N. M. L. (2013) – **Temporal and spatial changes in the structure and composition of the zoobenthic community in lakes of the middle Rio Doce Valley, Minas Gerais, Brazil, affected by the introduction of *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda, Thiaridae).** Masters Dissertation – Graduate Program in Ecology, Conservation and Wildlives Management. Federal University of Minas Gerais, Brazil.

One of the main causes of biodiversity and environmental quality loss in the world is the introduction of exotic species and studies to detect and quantify this impact are important, although still scarce. One of the threats to aquatic biodiversity in the region of the Middle Rio Doce Valley is the invasive species of gastropod *Melanoides tuberculatus*. This study aims to analyze population structure and the invasion stage of *M. tuberculatus* from 2004 to 2009 and assess changes associated with the presence of *M. tuberculatus* on the structure and composition of the benthic macroinvertebrate community. Biological, physical and chemical data were collected during periods of drought and rainfall from 2004 to 2009. The sediment was sampled for benthic community analyses with a manual net (mesh 350mm). The results show that the structure of populations of *M. tuberculatus* shows similar age distribution among lakes, showing large number of young (classes 1 and 2), followed by a drastic reduction in the abundance of individuals from the class 3. On lake Dom Helvécio mortality in class 3 is higher than in other classes, although lake Jacaré mortality was higher in class 2 (66%). Considering the whole study period, lake had the highest density of *M. tuberculatus* with *c.* 100,000 ind./m² followed by Dom Helvécio with 68,640 ind./m², and finally Águas Claras with 37,752 ind./m². The mollusk was found in all sampled points indicating that the distribution is generalized to all lakes, besides being present in high density in most campaigns. Thus, the level of invasion proposed by Collauti e MacIsaac (2004) is V (dominant and widespread distribution) for all lakes, stage difficult to reverse. The lakes within the Rio Doce State Park have greater species richness and greater diversity of benthic invertebrate than those located in its surroundings. These results also show that low equitability values coincide with peaks in the abundance of *M. tuberculatus*, although equitability shows no significant difference between the lakes. Despite the large size and dendritic shape of lake Dom Helvécio, the same amount of taxa recorded in it was also recorded in lake Gambazinho which has the lowest margin development, indicating the influence of invasive species in the crash of the diversity of the environment. Among the scrapers species, *Littoridina aff. miaulis* correlates positively with *M. tuberculatus* and its population has declined possibly as a result of high densities of this invasive species in Dom Helvécio. Also in this lake, the increased abundance of *Physa* sp. might be a case of apparent competition through facilitation. Average limnological characteristics of the lakes are quite similar, except conductivity and silicate that were lower in Gambazinho lake.

Key-words: benthic community, *Melanoides tuberculatus*, invasive species, population dynamic.

Lista de Figuras

Figura 1. Variação mensal da temperatura média do ar (linha) e da precipitação acumulada (barras) nos meses de janeiro a dezembro. Dados médios obtidos da estação climatológica do Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2008 por Barros (2010).....	17
Figura 2. Parte do Sistema lacustre do médio Rio Doce, evidenciando os limites do Parque estadual do Rio Doce e os lagos amostrados (1 a 4). Imagem cedida pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais – IEF/MG (modificada).....	18
Figura 3. Abundância relativa das classes de tamanho do <i>M. tuberculatus</i> no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	25
Figura 4. Abundância relativa das classes de tamanho do <i>M. tuberculatus</i> no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	26
Figura 5. Abundância relativa das classes de tamanho do <i>M. tuberculatus</i> no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	27
Figura 6. Valores de mediana, máximo e mínimo da densidade (ind./m ²) de <i>M. tuberculatus</i> nos lagos Águas Claras, Jacaré e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), ao longo do período 2004 e 2009.....	32
Figura 7. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	34
Figura 8. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	35
Figura 9. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	36
Figura 10. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	37
Figura 11. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	46
Figura 12. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	47
Figura 13. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	48
Figura 14. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	49

Figura 15. Valores de mediana, mínimo e máximo da riqueza, abundância, Shannon-Wiener e equitabilidade dos lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG).....	50
Figura 16. Variação interanual da diversidade β entre os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	52
Figura 17. Valores de média e desvio padrão da diversidade β para os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG).....	53
Figura 18. Similaridade de Bray-Curtis da abundância da comunidade bentônica para os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.....	55
Figura 19. Teste Two-Way Anova da sazonalidade (média e \pm desvio padrão) da riqueza, abundância, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade entre os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG)	56
Figura 20. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05)	58
Figura 21. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05)	60
Figura 22. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).....	62
Figura 23. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).....	64
Figura 24. Análise de componentes principais entre os lagos (Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras) e os dados físicos e químicos (Clorofila- <i>a</i> , P- total, N-total, Silicato, Condutividade, Temperatura, Oxigênio dissolvido e pH), médio Vale do Rio Doce (MG).....	69

Figura 25. Análise de componentes principais entre os lagos (Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras) e os grupos funcionais de alimentação que compõem a comunidade bentônica (rasp-raspador, frag-fragmentador, pred-predador, fil-filtrador e col-coletor), médio Vale do Rio Doce (MG).....70

Figura 26. Análise de correlação canônica entre os dados físicos e químicos (Clorofila-*a*, P- total, N-total, Silicato, Condutividade, Temperatura, Oxigênio dissolvido e pH) e os grupos funcionais de alimentação (rasp-raspador, frag-fragmentador, pred-predador, fil-filtrador e col-coletor) entre os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG).....71

Lista de Tabelas

Tabela I. Coordenadas geográficas, altitude, profundidade, desenvolvimento da margem (DL), áreas do lago e da bacia e a razão delas (AB/AL). Lagos Gambazinho, Dom Helvécio, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG). Modificado de Barros, 2010.....19

Tabela II. Densidade (ind./m²) e distribuição de *M. tuberculatus* nos lagos Águas Claras, Jacaré e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009. Meses sem dados estão marcados com *.....29

Tabela III. Frequência de ocorrência nas amostras de cada taxa nos lagos Jacaré, Águas Claras, Dom Helvécio e Gambazinho, médio Vale do Rio Doce (MG), (xxx ≥50%; xx <50% e > 10%; x ≤10%).....39

Tabela IV. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG).....41

Tabela V. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG)42

Tabela VI. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG).....42

Tabela VII. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG).....43

Tabela VIII. Valores de média, máximo e mínimo dos dados físicos e químicos para os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Águas Claras e Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG).....73

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países mais ricos do mundo em biodiversidade, possuindo *c.* 10 a 20% das espécies do planeta (Mayrink *et al.*, 2002), distribuídas em seis biomas continentais (Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa) e no maior sistema fluvial do mundo (IBGE, 2004).

Tais atributos permitiram a criação do conceito de país megadiverso que consiste em locais com riqueza de espécies extremamente elevada (Brehm, 2008). É comum que áreas onde ocorrem megadiversidade incluam também os chamados “hotspots”, conceito proposto por Myers *et al.* (2000) para designar áreas prioritárias para conservação, seguindo os seguintes critérios: diversidade numérica, alto nível de endemismo e taxa de destruição de habitats (Barbosa *et al.*, 2002). A Mata Atlântica é um dos 5 hotspots que apresenta espécies de plantas e de vertebrados endêmicos somando pelo menos 2% do total de espécies no mundo (Myers *et al.*, 2000).

Entretanto, toda essa diversidade está se perdendo devido à destruição de habitats decorrente do desmatamento, resultado da conversão das paisagens naturais em reflorestamentos, monoculturas extensivas, como as plantações de soja, pastagens, expansão industrial e urbana (Mittermeier *et al.*, 2005) e introdução de espécies exóticas.

Os ecossistemas aquáticos são particularmente sujeitos a essas ameaças, devido principalmente ao pequeno conhecimento sobre a composição em espécies, processos ecológicos em andamento e dinâmicas de suas espécies nativas (Mayrink *et al.*, 2002). O conhecimento da biodiversidade é de fundamental importância para avaliação dos impactos causados pela atividade humana, manutenção e conservação de áreas verdes (Vidigal *et al.*, 2005).

Como é amplamente aceito, a introdução de espécies exóticas pode alterar o ecossistema e é considerada a mais séria ameaça à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats, e tem impactos irreversíveis nas comunidades biológicas, como a extinção de espécies nativas, e no funcionamento dos ecossistemas (Everett, 2000). Em alguns casos também são consideradas pragas por causar prejuízos econômicos e à saúde humana.

Em quase todas as áreas colonizadas pelo homem ocorreram invasões de espécies de animais e plantas, em muitos casos, seguidas de extinção total ou parcial de espécies nativas, por consequência direta dessa invasão (competição, predação ou parasitismo) ou por efeitos combinados que caracterizam um quadro mais complexo

(Rocha, 2003). Entretanto, na maioria dos casos, não há registros sobre o local exato, a quantidade de organismos introduzidos ou a real permanência e estabelecimento de populações das espécies introduzidas. Menos frequentes ainda são estudos que comprovem as extinções das espécies nativas em decorrência de espécies alienígenas (Okumura, 2006).

No processo de invasão, que se inicia com a chegada da nova espécie, a quantidade de indivíduos (pressão de propágulo) deve ser suficiente para que aqueles sobreviventes possam se reproduzir e se estabelecer. Uma vez estabelecidas, essas populações podem vencer novas barreiras físicas e químicas e se dispersar no novo ambiente. Existem trabalhos que criaram classes de invasão com base na lógica do processo de invasão. Por exemplo, Sakai *et al.* (2001) basicamente dividem em introdução, estabelecimento e dispersão, assim como Richardson *et al.* (2000) que usam a mesma classificação, mas em diferentes termos: introdução, naturalização e invasão. Colautti & MacIsaac (2004), a partir desse mesmo princípio, sugeriram classificações de níveis de invasão mais precisas com base na abundância e distribuição os quais são indicativos da superação de barreiras químicas, físicas e biológicas resultando na reprodução e proliferação da nova espécie. Tais níveis permitem determinar se uma espécie é invasora ou não.

Os ambientes aquáticos são particularmente sujeitos às invasões biológicas, uma vez que a dispersão é grandemente facilitada pelo próprio fluxo d'água (Mills *et al.*, 1994). No Brasil algumas espécies exóticas aquáticas continentais se destacam pelo seu alto poder de invasão e consequentes prejuízos, dentre eles: especialmente os moluscos [p.ex. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) - mexilhão dourado - e *Corbicula fluminea* (Muller, 1774)], peixes [p.ex. *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757) - tilápia - e *Cichla kelberi* (Kullander & Ferreira, 2006) - tucunaré - essa última foi translocada da bacia Amazônica, onde é nativa, para outras bacias do Brasil e de outros países], zooplâncton [p.ex. *Daphnia lumholtzi* (Sars, 1885)] e, mais recentemente, macrófitas aquáticas (p.ex. *Hydrilla verticillata* e *Urochloa subquadriflora*) (Mormul *et al.*, 2011). As espécies de peixe *C. kelberi* e *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) (piranha) são exemplos de espécies introduzidas no médio Rio Doce, onde recentemente foi encontrada a espécie *O. niloticus* no lago Jacaré (Oporto, dados não publicados), como consequência do cultivo desta em tanques redes, o que provavelmente possibilitou que alguns exemplares escapassem. O molusco *L. fortunei*, além de entupir turbinas de hidrelétrica causando prejuízos econômicos, é uma ameaça à diversidade local, por usar

o molusco bivalve nativo como substrato para crescer, impedindo a abertura da concha e sua locomoção.

A invasão por organismos do filo Mollusca há muito tempo é bastante estudada devido aos prejuízos econômicos, seus impactos sobre a fauna nativa e à transmissão de parasitas ao ser humano (Simberloff, 1966; Malek, 1980). Além dos supracitados, a invasão por *Melanooides tuberculatus* (Muller, 1774), que será abordada neste trabalho, desencadeia o processo de perda de diversidade da comunidade zoobentônica. Essa assembleia é de grande importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, além de participar da liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água graças ao processo denominado bioturbação (Leal *et al.*, 2003; Figueiredo-Barros *et al.*, 2007; Amaral *et al.*, 2010). Além disso, é potencialmente indicadora de qualidade da água, graças ao seu comportamento sedentário e longo ciclo de vida de muitas espécies que a compõem, refletindo as influências, especialmente do homem, nos ecossistemas aquáticos (Cairns & Prall, 1993), sendo comumente usada para detectar a saúde do ambiente (Sharma & Rawat, 2009).

O *M. tuberculatus* é nativo do leste e norte da África, sudeste da Ásia, China e ilhas do Indo-Pacífico, com ampla distribuição nessas áreas (Pointier *et al.*, 1993). A reprodução é sexuada, mas na ausência do macho pode ser partenogênica (Berry & Kadri, 1974). São ovovivíparos (Dillon, 2000) e apresentam dimorfismo sexual (Heller & Farstay, 1989).

Existem diversos trabalhos sobre a dinâmica populacional de *M. tuberculatus* e suas vantagens adaptativas, que lhe permitiram ser uma espécie invasora de sucesso, destacando-se a predominância de jovens durante todo o ano, alta capacidade migratória e de expansão e sua capacidade de se estabelecer em tipos diferentes de substrato, além de baixa taxa de mortalidade (Dudgeon, 1986; Bedê, 1992; Freitas, 1997).

No Brasil, a espécie foi registrada pela primeira vez no município de Santos (São Paulo) em 1967. A sua introdução está provavelmente relacionada ao comércio de plantas e peixes ornamentais (Fernandez *et al.*, 2003) ou à introdução intencional em áreas com focos de doenças na tentativa de excluir as espécies hospedeiras, em particular o gênero *Biomphalaria*, hospedeiro do parasita causador da esquistossomose (Guimarães, 2001; Giovanelli, 2002).

Em Minas Gerais seu primeiro registro foi no reservatório da Pampulha, em Belo Horizonte, em 1984 (Carvalho, 1986). Sua ocorrência no Parque Estadual do Rio Doce foi documentada em 1996 no lago Dom Helvécio (De Marco, 1999) e desde então

outros trabalhos passaram a registrar sua presença em altas densidades, dentro e fora dessa Unidade de Conservação (Lucca *et al.*, 2004; Lucca, 2006; Ramos *et al.*, 2007), porém não há registros de estudos da dinâmica dessas populações em um intervalo de tempo considerável.

No caso particular de *M. tuberculatus*, os prejuízos ao ambiente invadido e suas consequências ainda não são conclusivas, carecendo de esclarecimentos sobre sua interferência na comunidade afetada (Giovanelli, 2005a). Assim, estudos em ambientes naturais e controlados mostram resultados contraditórios quando relacionaram *M. tuberculatus* com outros moluscos raspadores. Detectou-se que *M. tuberculatus* reduziu substancialmente as populações de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818), *B. straminea* (Dunker, 1848) e *Pomacea lineata* (Spix, 1827) por competição (Pointier, 1993; Fernandez *et al.*, 2001; Guimarães *et al.*, 2001). Entretanto, diferente desses resultados, Giovanelli (2002) demonstrou que *M. tuberculatus* não excluiu do ambiente *Biomphalaria* sp. E, segundo esse mesmo autor (2005b), *M. tuberculatus* e *Physa* sp. ou *Biomphalaria* sp. foram encontradas na maioria das vezes compartilhando o mesmo ambiente.

Além de possivelmente comprometer a fauna bentônica, a presença de *M. tuberculatus* no ambiente também é uma preocupação sanitária, pois essa espécie é um hospedeiro intermediário para vários trematódeos, sendo o *Paragonimus westermani* e o *Clonorchis sinensis* patogênicos para o homem. Entretanto, apenas o segundo é capaz de se instalar no Brasil, pois o *P. westermani* não tem aqui o segundo hospedeiro intermediário (caranguejo de água doce) (Vaz *et al.*, 1986). Na área metropolitana do Rio de Janeiro foi reportada a ocorrência de *M. tuberculatus* infectado com larva do trematódeo *Clonorchis sinensis*, atingindo uma taxa de 54% de indivíduos infectados (Bogéa *et al.*, 2005).

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi analisar as populações do gastrópode introduzido *M. tuberculatus* no período de cinco anos, correlacionando com estudos da estrutura e composição da comunidade zoobentônica em quatro lagos do sistema de lagos do Rio Doce (sendo um deles ausente dessa espécie) e aferir possíveis efeitos negativos do molusco sobre a comunidade zoobentônica nativa.

2.1. Objetivos específicos

- i) Avaliar a evolução da estrutura populacional de *M. tuberculatus* no período de 2004 a 2009.
- ii) Determinar o nível de invasão de *M. tuberculatus* no período de 2004 a 2009.
- iii) Determinar a densidade, riqueza, composição taxonômica, tendência de crescimento da abundância e similaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre 2004 a 2009 nos lagos selecionados.
- iv) Caracterizar físico e quimicamente a água dos lagos selecionados.
- v) Correlacionar fatores físicos e químicos com a comunidade bentônica entre 2004 a 2009.

3. ÁREA DE ESTUDOS

A bacia do Rio Doce está situada na região sudeste do Brasil e abrange uma área de 83.400 km² distribuída entre os estados de Minas Gerais (86%) e Espírito Santo (14%) (Marques & Barbosa, 2002). Sua extensão abriga o maior remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais e o terceiro maior sistema lacustre no Brasil composto por c. 200 lagos.

No médio Rio Doce c. 51 lagos naturais formados por barramentos das paleodrenagens dos rios Doce e Piracicaba estão protegidos nos limites do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), criado através do Decreto nº 1.119, de 14 de julho de 1944, sendo a primeira unidade de conservação criada em Minas Gerais e constitui o maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do estado (35.976 ha). Em seu entorno, o PERD é ameaçado por atividades antrópicas, como plantações de monocultura de eucalipto, urbanização e estradas.

O clima da região é definido como tropical semi-úmido caracterizado por um período de inverno seco e outro de verão chuvoso, como pode ser visualizado na Figura 1. A precipitação máxima ocorre no mês de dezembro (350 mm) e a mínima, entre julho e agosto (10 mm) (Tundisi, 1997).

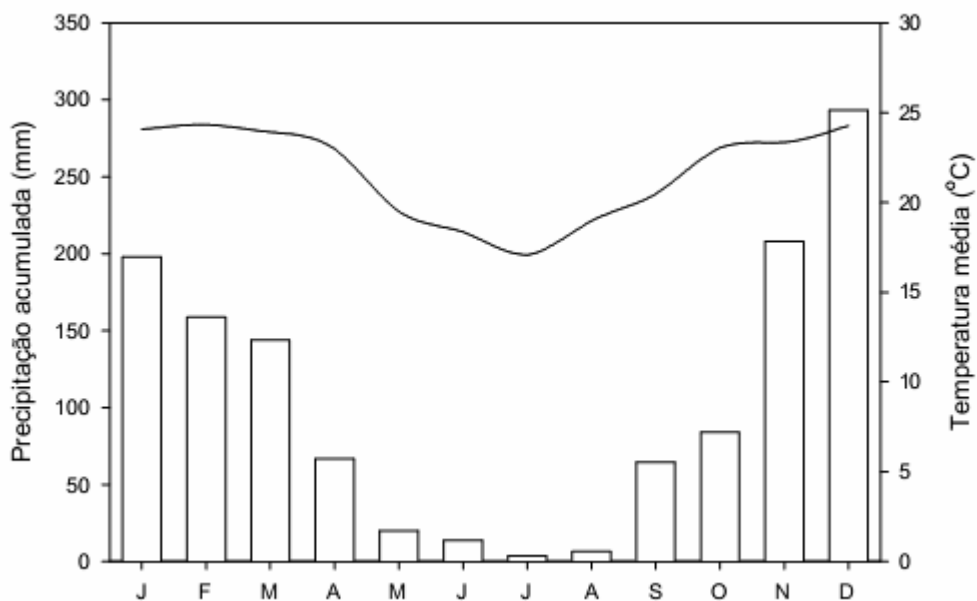


Figura 1. Variação mensal da temperatura média do ar (linha) e da precipitação acumulada (barras) nos meses de janeiro a dezembro. Dados médios obtidos da estação climatológica do Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2008 por Barros (2010).

Para este estudo, foram selecionados 4 lagos (Fig. 2): Dom Helvécio e Gambazinho, localizados dentro do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e, em seu entorno, Jacaré e Águas Claras, os quais apresentam cultivo de eucalipto em plena atividade (Moretto, 2001).

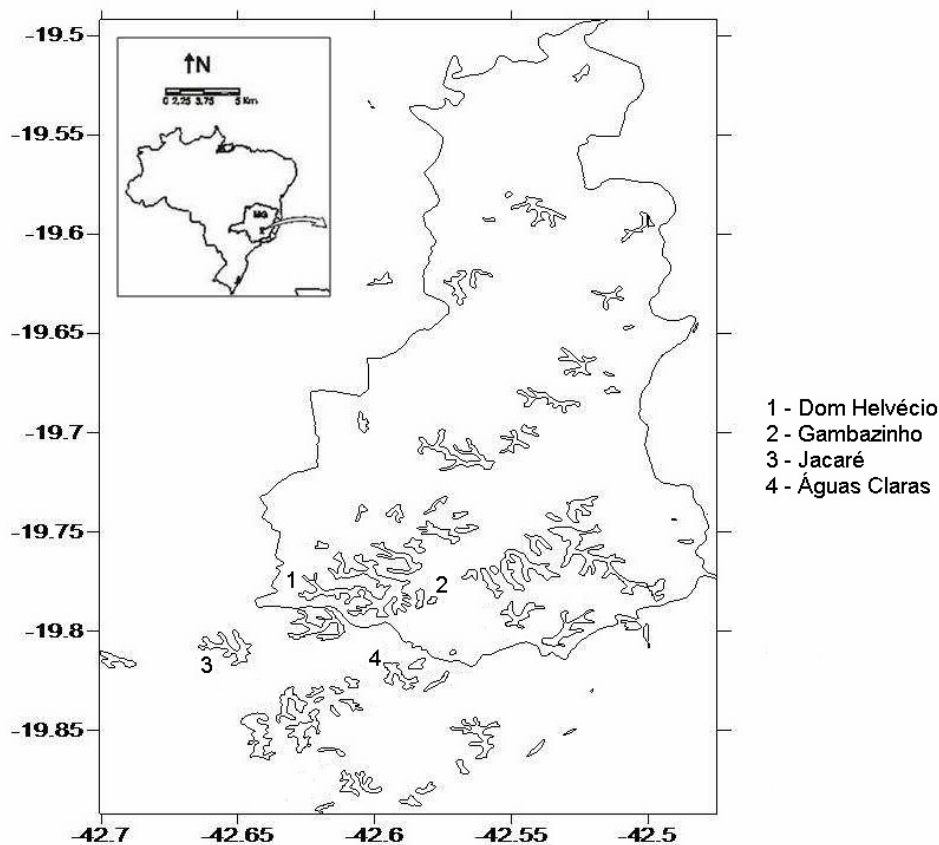


Figura 2. Parte do Sistema lacustre do médio Rio Doce, evidenciando os limites do Parque Estadual do Rio Doce e os lagos amostrados (1 a 4). Imagem cedida pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais – IEF/MG (modificada).

No lago Gambazinho não há presença de molusco ou peixe exótico, sendo utilizado por isso, para comparações. Esses lagos foram escolhidos por apresentarem o maior conjunto de dados ao longo do período de 2004-2009 permitindo fazer comparações entre eles.

Algumas características morfométricas e as coordenadas geográficas de cada lago estudado são mostradas na Tabela I. Dentre eles, o Dom Helvécio se destaca por ser o de maior área, resultando no maior índice de desenvolvimento da margem, além de maior profundidade (a segunda maior do Brasil) e maior área de bacia.

Tabela I. Coordenadas geográficas, altitude, profundidade, desenvolvimento da margem (DL), áreas do lago e da bacia e a razão delas (AB/AL). Lagos Gambazinho, Dom Helvécio, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG). Modificado de Barros, 2010.

Lago	Coordenada geográfica	Altitude m	Profundidade m	DL	Área Km ²	Área da bacia Km ²	AB/AL
Gambazinho	19°47'08''S 042° 34'46''W	260	10,0	2,90	0,09	0,11	1,31
Dom Helvécio	19°46'56''S 042° 35'29''W	257	28,0	4,93	5,27	14,58	2,77
Águas Claras	19°49'07''S 042° 35'43''W	254	9,5	2,24	0,62	2,04	3,31
Jacaré	19°48'38''S 042° 38'57''W	269	8,5	1,28	1,22	4,55	3,73

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Coleta da fauna bentônica e determinação dos dados físicos e químicos

As coletas foram sazonais, realizadas no período de chuva, nos meses de dezembro, janeiro e março e no período de estiagem, nos meses de julho e agosto, ao longo do período de 2004 a 2009.

Para a comunidade, na zona litorânea de cada lago, foram escolhidos dois pontos de amostragem a partir dos quais foram feitas amostragens em triplicata. Um ponto foi coletado em área aberta (sem vegetação na margem) e outro em área fechada (com mata na margem) a fim de abranger a diversidade de habitats.

Foi utilizada como instrumento de coleta, rede de arrasto com malha de 0,25mm. A rede foi arrastada por uma distância de 0,5m a uma profundidade de 0,5m. O sedimento coletado foi lavado em peneiras de malhas decrescentes de 2 mm, 1mm e 0,5mm. Os organismos encontrados foram triados e identificados até o nível taxonômico de família e classificados em grupo funcional de alimentação. Para a identificação, foram utilizadas chaves dicotômicas dos seguintes autores: McCafferty (1981); Cummins (1984); Nieser (1997); Costa *et al.* (2006) e Mugnai *et al.* (2010).

Para os dados físicos e químicos, em cada ambiente, foram medidos a 0,5 m de profundidade da zona limnética a temperatura da água (C°), pH, condutividade elétrica (µS/cm) e oxigênio dissolvido (mg/L) com o auxílio da sonda de multiparâmetros Horiba U-22. Para os dados de nitrogênio total (µg/L), fósforo total (µg/L), silicato

SiO_3^{-2} (mg/L) e clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) a coleta foi na subsuperfície da zona limnética. As amostras foram filtradas, congeladas e as concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g/L}$), fósforo total ($\mu\text{g/L}$), silicato SiO_3^{-2} (mg/L) e clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) foram determinadas em laboratório segundo os protocolos Mackereth *et al.* (1978) para N-total e P-total, Golterman *et al.* (1967) para silicato e Lorezen (1967) para clorofila-*a*.

4.2. Estrutura populacional de *M. tuberculatus*

Para avaliação da estrutura populacional, os indivíduos encontrados nas amostras de sedimento tiveram as aberturas das conchas medidas em folha milimetrada e os valores de abundância relativa (descrito no tópico 5.4.2) distribuídos em cinco classes de tamanho: Classe 1 (0-1,99mm); Classe 2 (2-3,99mm); Classe 3 (4-5,99mm); Classe 4 (6-7,99mm) e Classe 5 ($\geq 8\text{mm}$), sendo essa classificação aleatória. Além disso, e apenas para os anos 2008 e 2009, foram separados os indivíduos coletados vivos (presença de opérculo e corpo) e mortos (ausência de opérculo e corpo).

Para a metanálise, as classes de tamanho do trabalho do autor De Marco (1999) foram reagrupadas de forma que a distribuição de classes fosse semelhante ao proposto por este trabalho. O mesmo foi feito para Saska e Rocha (2005), mas por usarem tamanho do corpo e não abertura da concha, essa transformação foi possível usando os dados de alometria do autor Bedê (1999). Esses dados secundários foram usados para comparar com aqueles encontrados neste trabalho a fim de ampliar a discussão.

4.3. Nível de invasão

Os níveis de invasão para cada lago foram definidos segundo o modelo proposto por Collauti e MacIsaac (2004) segundo o qual o estágio de invasão foi dividido em 5 níveis, a saber: nível 0 (chegada do propágulo), nível I (sobrevivência do propágulo), nível II (reprodução), nível III (numericamente rara e distribuída localmente), nível IVa (numericamente rara e de distribuição generalizada), nível IVb (numericamente dominante e de distribuição local) e nível V (numericamente dominante e de distribuição generalizada).

Dessa forma, para determinar em qual nível de invasão se encontra *M. tuberculatus* nos lagos estudados, em cada réplica da coleta descrita acima foram

consideradas a densidade (descrita no tópico 5.4.1) e a presença/ausência para estimar a distribuição dos exemplares.

4.4. Parâmetros da comunidade

4.4.1. Densidade

Primeiramente, foi determinada a área amostrada pela rede usada na coleta:

$$A=ah$$

onde a é abertura da rede e h é a distância do arrasto.

A densidade foi calculada com a seguinte fórmula (WELCH, 1948):

$$N= \theta/a10000$$

onde, N é o número de indivíduos por m^2 , θ é o número de organismos contados na amostra e a é a área do amostrador (cm^2).

4.4.2. Abundância Relativa

A abundância relativa dos organismos foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras de acordo com a seguinte fórmula:

$$A=n/N100$$

onde, n é o número de indivíduos do grupo taxonômico, N é o número de indivíduos total da amostra.

4.4.3. Composição e abundância

A composição e a abundância da comunidade foram feitos pela média dos taxa identificados em cada campanha de amostragem. Também foi analisada a frequência de aparições do total de amostra (Lobo e Leighton, 1986) ao longo do tempo para cada lago, sendo: constantes $\geq 50\%$; comuns $> 10\%$ e $< 50\%$ e raras $\leq 10\%$.

4.4.4. Riqueza

A riqueza ou alfa diversidade foi obtida pela presença de cada taxa nos respectivos ambientes.

4.4.5. Abundância

Para a abundância, foi calculada a média para cada ano do total de indivíduos encontrados nas amostras.

4.4.6. Índice de Shannon-Wiener

O índice de diversidade foi determinado pelo cálculo (Begon, 2007):

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

onde: S é o número de espécies, n_i é o número da espécie i na amostra e N é o número total de indivíduos presentes na amostra. Esse índice foi escolhido por ser o mais utilizado por outros autores, permitindo comparações.

4.4.7. Equitabilidade

A equitabilidade foi calculada pela seguinte fórmula matemática (Begon, 2007):

$$E = H' / H'_{\max}$$

onde H' é a diversidade de Shannon-Wiener e H'_{\max} é a diversidade máxima.

4.4.8. Diversidade beta

Calculada pela seguinte fórmula, segundo Whitakker (1960):

$$\beta = S / \bar{\alpha} - 1$$

onde, S é o total de espécies nas amostras e α é a média do número de espécies.

Segundo o autor, esse índice mede a mudança ou a taxa de substituição na composição de espécies de um local para outro e varia de 0 (quando duas amostras não apresentam diferença) a 2 (quando a diferença é máxima).

4.4.9. Índice de Similaridade

Para determinar a similaridade faunística entre os lagos, utilizou-se a compatibilidade da abundância dos taxa (Bray e Curtis, 1957), determinada pela seguinte fórmula:

$$BC_{ij} = 2C_{ij} / S_i + S_j$$

onde: C_{ij} é o valor das espécies em comum entre os dois sítios e S_i e S_j são o número total de espécies contados em ambos os sítios.

4.6. Tratamento estatístico dos dados

4.6.1. Sazonalidade

Para se avaliar a variação sazonal em cada lago (temporal) e a variação entre lagos (espacial) os parâmetros riqueza, abundância, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade foram submetidos ao teste Two-Way Anova e visualizado no gráfico tipo Whiskers (“Box-plot”). Para atender ao pressuposto do teste, apenas o parâmetro abundância precisou ser transformado em log.

4.6.2. Crescimento populacional

Para se verificar a significância da tendência de crescimento das populações foram feitos testes de permutação sobre o parâmetro “tempo” do modelo linear generalizado (regressão de Poisson com função de ligação log), utilizando o Programa computacional R versão 2.11.1 (2010 The R Foundation for Statistical Computing). Foram analisados apenas taxa com média de abundância > 1.

4.6.3. Correlação entre espécies da malacofauna pertencentes ao grupo funcional raspador

O grupo funcional dos raspadores foi analisado por correlação não paramétrica (Spearman) da abundância entre os organismos que compõem o filo Mollusca. Esse grupo foi escolhido por ser aquele em que *M. tuberculatus* está incluído, portanto acredita-se ocorrer competição entre eles.

4.6.4. Análise de componentes principais e correlação canônica

Foi feita uma análise de componentes principais (ACP) para os dados físico-químicos e outra para a abundância dos grupos funcionais. Posteriormente juntaram-se os dois para correlação canônica (ACC) no programa PAST. A significância dos eixos para ACC foi testada na simulação de Monte-Carlo (999 aleatorizações).

4.6.5. Dados físicos e químicos

Foram calculados os valores de média, máximo e mínimo para cada parâmetro e foi verificado se havia diferença significativa entre eles pelo teste de Kruskal-Wallis (não paramétrico) usando o programa Statistica 8.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estrutura da população de *M. tuberculatus*

A distribuição das faixas etárias é semelhante entre os lagos Dom Helvécio (Fig. 3), Jacaré (Fig.4) e Águas Claras (Fig.5) e consiste de grande abundância de conchas pequenas (classes 1 e 2), seguido de uma drástica queda na abundância de indivíduos a partir da classe 3. A baixa abundância de indivíduos a partir da classe 3 pode ser devida à preferência de predação sobre o tamanho abaixo de 4 mm, equivalente a classe 2, resultando no menor número de sobreviventes na classe 3, como demonstrado por Saska *et al.* (2005) em experimentos em laboratório utilizando o gênero *Leporinus*. Apenas na estação seca do ano de 2009 no lago Dom Helvécio (Fig.3) a classe 3 apresentou um pico maior que as classes 1 e 2 atingindo 53% do total de sobreviventes.

Bebê (1999) estudou a dinâmica da população de *M. tuberculatus* no reservatório da Pampulha, em Belo Horizonte e observou que a partir de 3,5 mm de tamanho da abertura da concha (equivalente a 14 meses de tempo de vida) alguns moluscos já apresentavam embriões na bolsa reprodutiva, o que equivale à classe 2. Esse padrão é característico de organismos r-estrategistas: há grande abundância de jovens, alta mortalidade e mesmo assim mantém alta abundância, indicando que a população se reproduz. O mesmo foi observado por Dudgeon (1989), que estudou populações do molusco em Hong Kong que apresentaram crescimento rápido, alta taxa de reprodução e partenogenicidade.

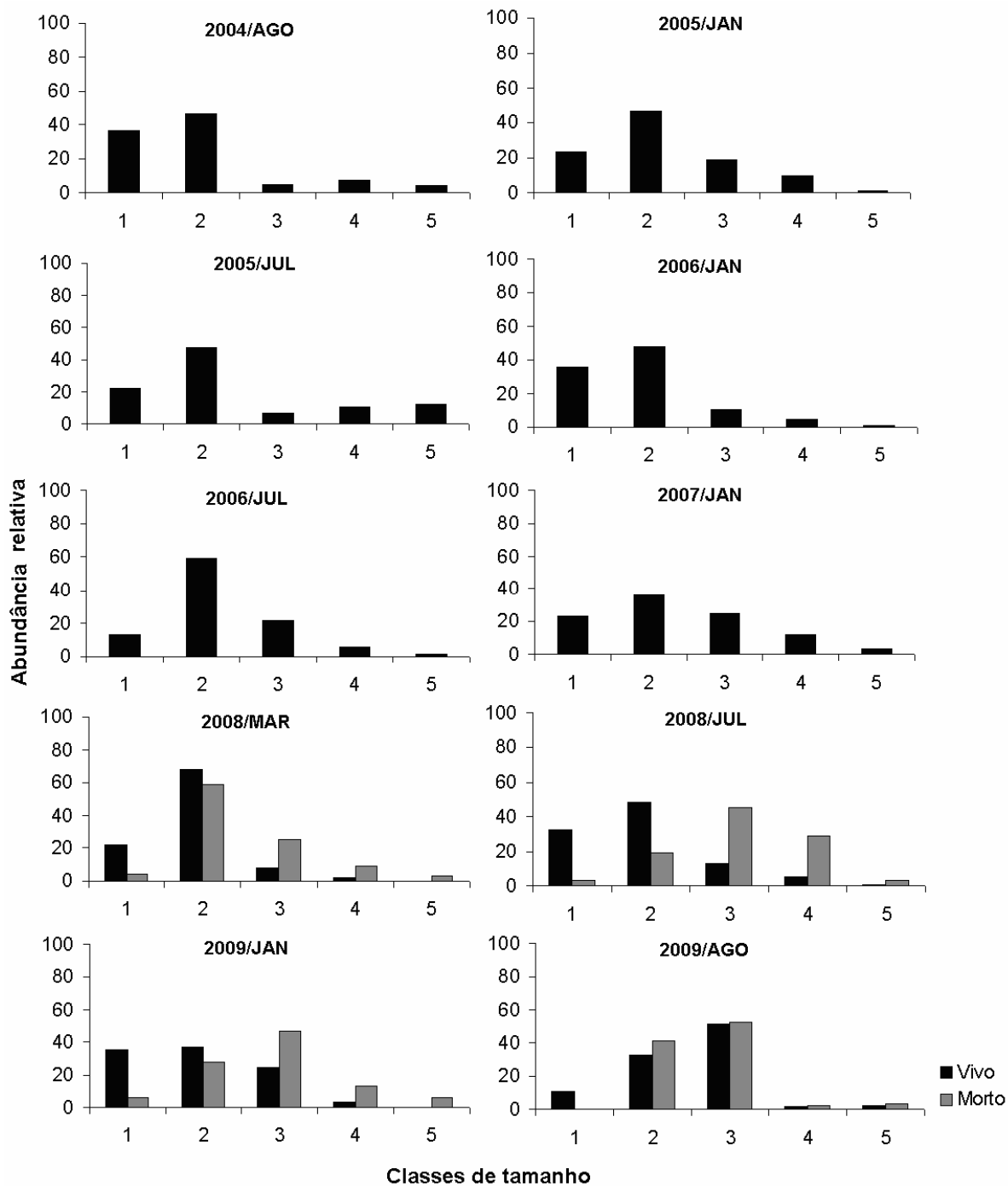


Figura 3. Abundância relativa das classes de tamanho do *M. tuberculatus* no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

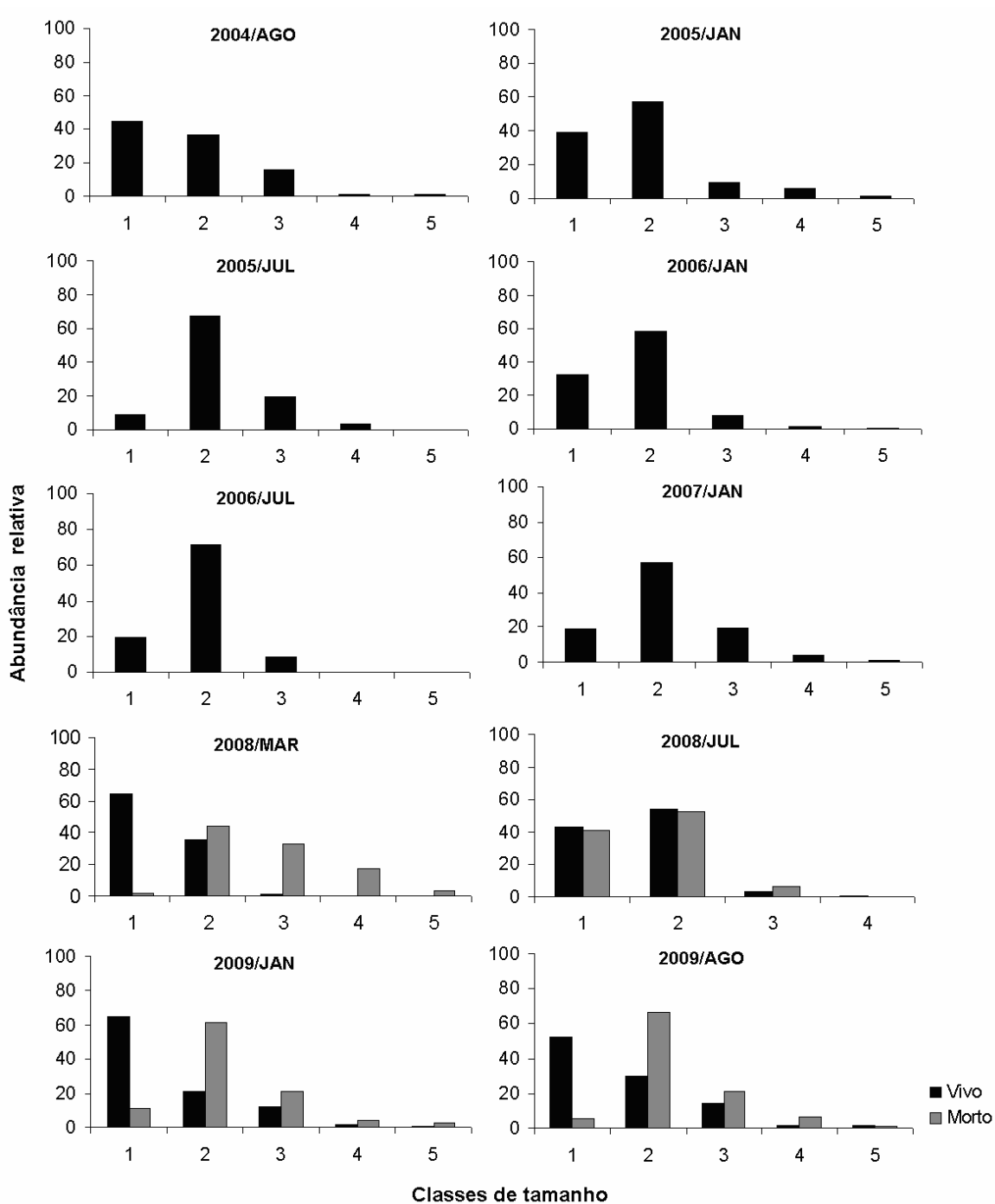


Figura 4. Abundância relativa das classes de tamanho do *M. tuberculatus* no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

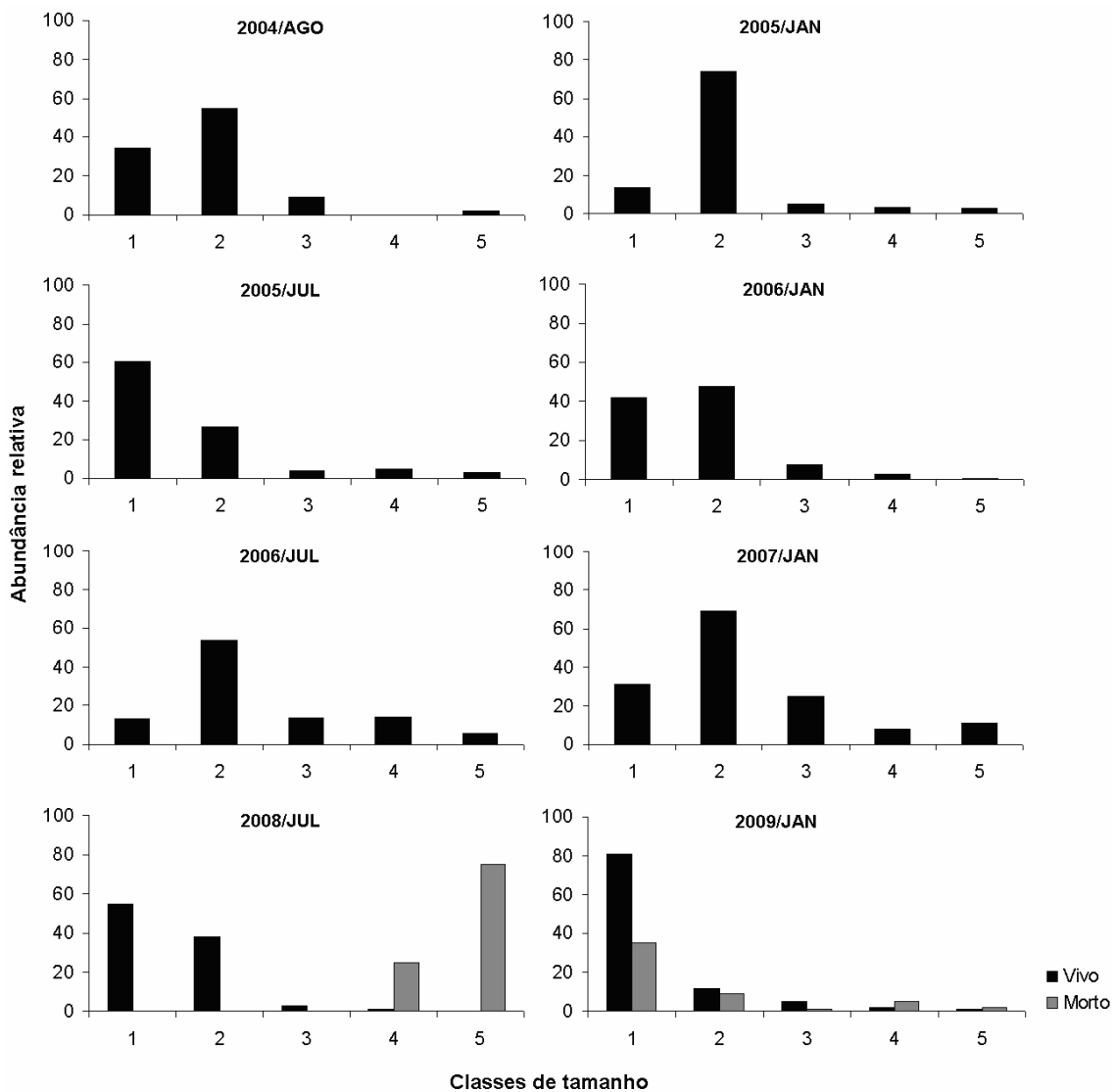


Figura 5. Abundância relativa das classes de tamanho do *M. tuberculatus* no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

A estrutura da população pouco variou ao longo dos anos analisados. Pelo fato da concha da classe 1 ser muito pequena, ela tem a menor probabilidade de ser encontrada na amostra e também pode se deteriorar mais rapidamente, portanto está subestimada. Logo, o aumento em sua taxa de encontro talvez esteja relacionado ao aumento da natalidade, evidenciando mais uma vez, a reprodução dessas populações.

De Marco (1999) mostrou para o lago Dom Helvécio o mesmo padrão encontrado em 1996 evidenciando que naquele estudo a população de *M. tuberculatus* já era bem estabelecida. Dos 126 espécimes coletados, 30% pertenciam à classe 1, 54% à classe 2 e 16% à classe 3. Freitas (1987) também encontrou maior abundância relativa de jovens nas coletas no reservatório da Pampulha, assim como Bedê (1999), que

também evidenciou maior abundância relativa de jovens (correspondente a classe 1), mas também maior mortalidade nessa classe, evidenciando mais uma vez o comportamento r-estrategista.

Analisando os organismos considerados mortos, no lago Dom Helvécio a mortalidade nas classes de tamanho 3 foi maior que a observada nas demais classes, exceto na estação chuvosa de 2008 em que a classe 2 teve a maior mortalidade (60%). No lago Jacaré, a mortalidade foi maior na classe de tamanho 2, com a maior abundância relativa de mortos (66%) na estiagem de 2009. As demais classes apareceram com baixa abundância relativa, embora com alguns picos como em julho de 2008 em que a classe 1 representou 41% do total de mortos. No lago Águas Claras por sua vez, não foi possível identificar um padrão entre mortalidade e classes de tamanho, em função da pequena quantidade de amostra analisada, resultado da ausência de amostra nas demais datas. Na seca de 2008 a maior abundância relativa de mortandade foi a classe 5, já em 2009, a maior mortandade foi na classe 1. Esse resultado pode ser explicado devido ao fato de que as conchas maiores demoram mais a se decompor, resultando no acúmulo de indivíduos na classe 5. Sendo assim, as conchas pequenas se deterioram mais rapidamente, mascarando o resultado para a classe 1, uma vez que o esperado para todos os anos seria um resultado parecido com o encontrado em Águas Claras em janeiro de 2009.

5.2. Nível de Invasão

Numa tentativa de sintetizar as predições do modelo de invasão proposto por Collauti & MacIsaac (2004), a Tabela II detalha a densidade (ind./m²) de *M. tuberculatus* e sua distribuição nos pontos coletados. O lago Dom Helvécio apresentou a maior densidade, com 14.016 ind./m² na chuva de 2006 e, junto com o Jacaré, manteve elevadas densidades ao longo de todos os anos. Por outro lado, o lago Águas Claras não apresentou densidades elevadas como os demais, porém essa espécie domina esse ambiente (ver Fig. 7). Considerando todo o período do estudo o lago com a maior densidade foi Jacaré, com *c.* 100.000 ind./m², seguido pelo Dom Helvécio, com 68.640 ind./m² e por fim, Águas Claras, com 37.752 ind./m².

Tabela II. Densidade (ind./m²) e distribuição de *M. tuberculatus* nos lagos Águas Claras, Jacaré e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009. Meses sem dados estão marcados com *.

Ano/Estação	Amostra	Dom Helvécio	Jacaré	Águas Claras
2004/AGO	A1	136	1040	56
2004/AGO	A2	128	296	40
2004/AGO	A3	312	312	136
2004/AGO	B1	1128	384	1240
2004/AGO	B2	408	760	1272
2004/AGO	B3	688	232	192
2005/JAN	A1	424	0	696
2005/JAN	A2	352	8	392
2005/JAN	A3	360	0	712
2005/JAN	B1	512	88	848
2005/JAN	B2	608	264	1056
2005/JAN	B3	448	528	1480
2005/JUL	A1	864	1736	784
2005/JUL	A2	1200	3360	584
2005/JUL	A3	120	2848	0
2005/JUL	B1	752	1392	456
2005/JUL	B2	752	2488	824
2005/JUL	B3	1720	3112	*
2006/JAN	A1	14016	1888	3280
2006/JAN	A2	7296	2248	1672
2006/JAN	A3	848	1912	3008
2006/JAN	B1	328	4320	1080
2006/JAN	B2	176	1088	2048
2006/JAN	B3	624	4112	816
2006/JUL	A1	624	1648	3120
2006/JUL	A2	1376	3840	312
2006/JUL	A3	3840	4544	0
2006/JUL	B1	296	3160	648
2006/JUL	B2	880	2320	624
2006/JUL	B3	264	2384	704
2007/JAN	A1	376	1712	1072
2007/JAN	A2	8	1368	784
2007/JAN	A3	904	1992	1272
2007/JAN	B1	432	664	1568
2007/JAN	B2	336	1416	200
2007/JAN	B3	744	840	80
2007/JUL	B1	3048	*	*
2007/JUL	B2	2744	*	*
2007/JUL	B3	2080	*	*
2008/MAR	A1	992	1472	*
2008/MAR	A2	840	992	*
2008/MAR	A3	512	2960	*
2008/MAR	B1	352	1608	*
2008/MAR	B2	808	448	*
2008/MAR	B3	3768	1320	*
2008/JUL	A1	792	2072	328
2008/JUL	B1	640	2872	464
2009/JAN	A1	752	3328	1976
2009/JAN	A2	848	6304	352
2009/JAN	A3	888	4544	368

2009/JAN	B1	1072	3688	632
2009/JAN	B2	928	2552	48
2009/JAN	B3	2360	1984	528
2009/AGO	A1	336	2664	*
2009/AGO	B1	600	840	*
Soma	-	68640	99952	37752

Quanto à distribuição de *M. tuberculatus*, foi generalizada para todos os lagos, apesar de sua ausência em alguns pontos nos lagos Jacaré (ponto A no ano de 2005) e Águas Claras (2004 seca pontos A1 e A2, 2005 seca ponto A3, 2006 seca ponto A3, 2007 chuva ponto B3 e 2009 chuva ponto B2), possivelmente em decorrência da dinâmica da população, uma vez que em outros anos esses mesmos pontos tiveram densidades altas.

Os resultados deste estudo indicam que o nível de invasão nesses três lagos do médio Rio Doce é o nível V (maior da escala proposta), quando se observa uma distribuição generalizada e elevada abundância da espécie. Essa constatação indica, portanto, um estágio de invasão de difícil reversão ou mesmo controle quando *M. tuberculatus* deverá integrar a bentonofauna desses lagos.

Os métodos estudados para conter a invasão de *M. tuberculatus* envolvem controle biológico, químico e mecânico.

O controle biológico tem gerado muita polêmica, devido à real interferência da espécie controladora em toda a comunidade e que não é detectada em experimentos (Milward-de-Andrade *et al.*, 1978). Em testes controlados utilizando o gênero de peixe *Leporinus*, que também é encontrado no médio Rio Doce, ele foi eficaz no controle do invasor, porém ambientes colonizados por *M. tuberculatus* são, em muitos casos, concomitantemente invadidos por espécies exóticas de peixe (piranha e tucunaré) consideradas predadoras vorazes. Sendo assim, a soltura de *Leporinus* nos lagos provavelmente vai beneficiar as populações desses peixes exóticos.

O controle químico (uso de moluscicida) vem sendo estudado em testes ecotoxicológicos (Giovanelli *et al.*, 2001; Okumura, 2005) com látex natural. Os resultados são promissores, mas como no controle biológico, pode interferir negativamente em toda a comunidade trazendo prejuízos ainda maiores.

Por último e mais recomendada é a remoção mecânica, que vem sendo incentivada em populações ribeirinhas e artesãos em reservatórios do rio Tietê e lagos do Vale do Rio Doce (Valle *et al.*, 2005), visando a redução do estoque populacional

em curto prazo e erradicação a longo prazo de moluscos exóticos. Os organismos coletados são utilizados como matéria prima (concha) para a confecção de artesanato, o que contribui como fonte de renda dessas comunidades e ajuda na preservação da biodiversidade local. Essa iniciativa aliada à sensibilização e conscientização proporcionadas pela educação ambiental permite não apenas controlar a invasão por *M. tuberculatus*, mas também evitar que ele ou qualquer outra espécie exótica colonize novos ambientes.

5.3. Densidade populacional de *M. tuberculatus*

Apesar da grande variância, a população demonstra aparente crescimento populacional no lago Jacaré, como será discutido à frente (Fig. 6). Considerando as elevadas densidades registradas em outros estudos, esperava-se que ocorresse o mesmo para os lagos Dom Helvécio e Águas Claras. Assim, Freitas (1987) encontrou 10.693 ind/m² na represa da Pampulha e Abílio (1997) registrou variações de 12.050 ind/m² a 22.542 ind/m² no lago João Pessoa e no açude São Mamede, ambos no estado da Paraíba. Neste estudo, o maior valor obtido foi de 14.016 ind./m², considerado um “outlier” por ser um valor muito alto em comparação ao demais anos. Sendo assim, o segundo maior valor de 7.296 ind./m², encontrado no Dom Helvécio na amostra A2 em janeiro de 2006 (ver Tab. II), não atingiu as elevadas densidades das populações desse molusco em outras localidades.

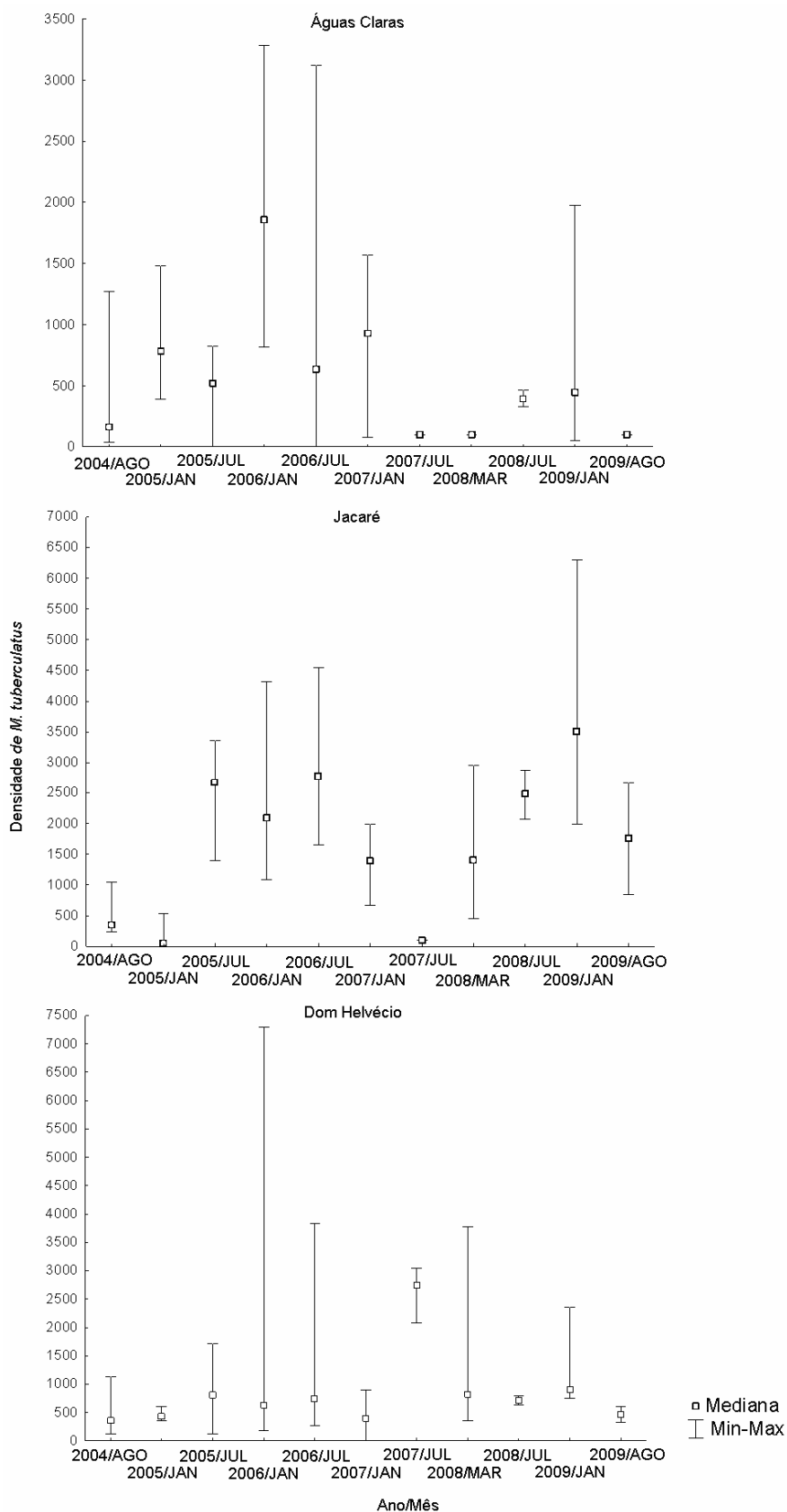


Figura 6. Valores de mediana, máximo e mínimo da densidade (ind./m²) de *M. tuberculatus* nos lagos Águas Claras, Jacaré e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), ao longo do período 2004 e 2009.

A variância foi menor ao longo dos anos no lago Dom Helvécio, com exceção do período de chuvas de 2006, que teve o valor da amostra A1 considerado “outlier” e, como tal, foi retirado para melhor visualização. Esses resultados mostram a abundância elevada em todos os pontos amostrados, indicando, mais uma vez, o nível elevado de invasão também nesse ambiente, que foi o local do primeiro registro dessa espécie invasora na região.

5.4. Parâmetros da comunidade

5.4.1. Composição e abundância entre os lagos da fauna bentônica

A composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Águas Claras ao longo dos 6 anos de amostragens, como mostra a Figura 7, foi dominada por *M. tuberculatus* (Thiaridae). Exceto no período de seca de 2008, quando a família Chironomidae foi a dominante. Essa é a segunda mais abundante, seguida pela classe Decapoda.

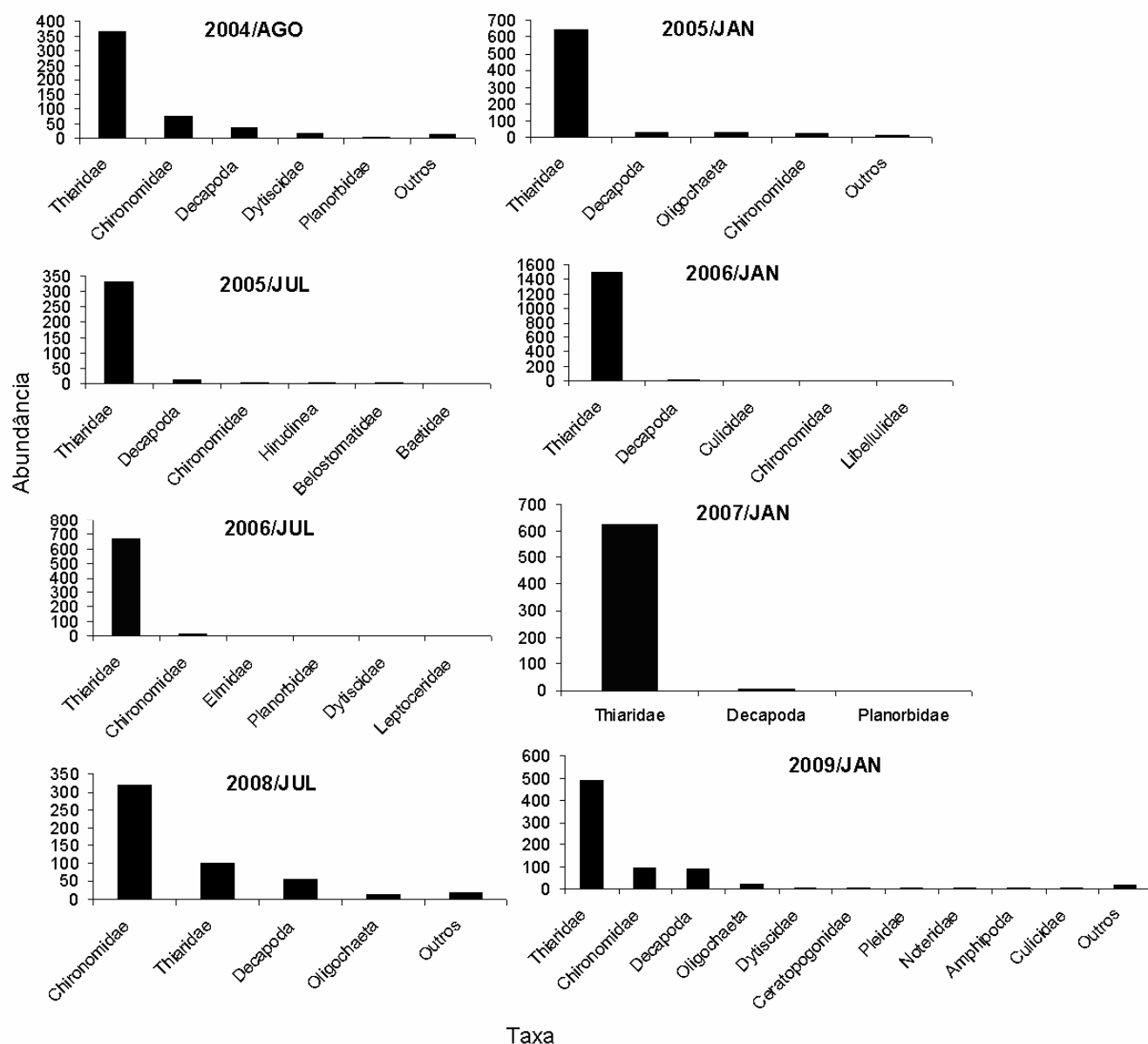


Figura 7. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

A composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Jacaré varia ao longo dos anos, mas basicamente é dominada por Thiaridade (Fig. 8) que aparece como mais abundante em todos os anos (exceto na estação chuvosa de 2005), seguido por Chironomidae, que alternou sua dominância com Oligochaeta na estiagem de 2005, 2008, 2009 e chuvas de 2007. Outros que apareceram todos os anos foram os moluscos da família Hyriidae e da família Ampulariidae. Os demais aparecem com menor frequência.

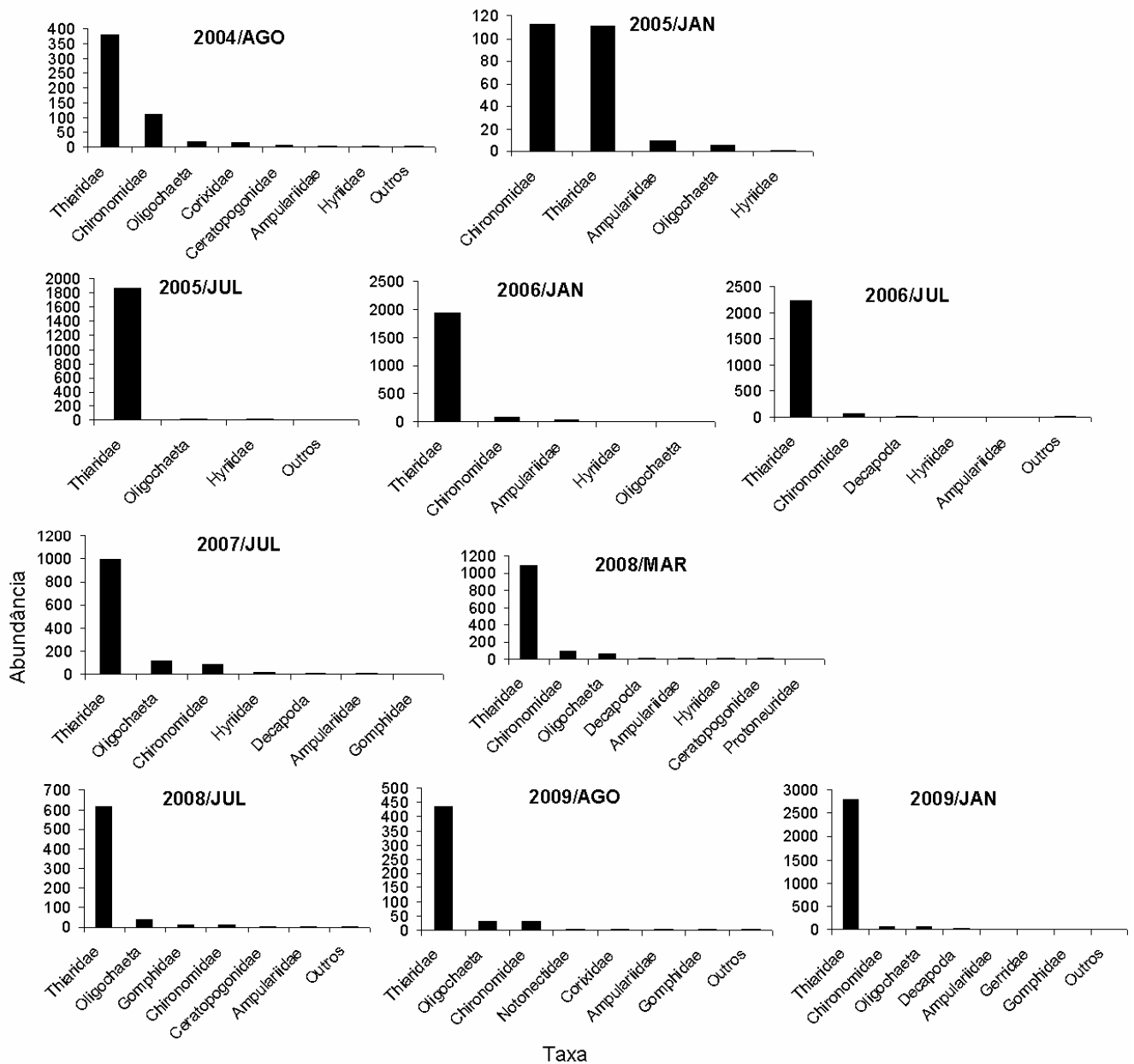


Figura 8. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

A comunidade no lago Dom Helvécio também é dominada por *M. tuberculatus* (Fig. 9), exceto em 2009 em ambos os períodos de amostragem, quando foi substituído por Chironomidae. O segundo taxon dominante foi Chironomidae, perdendo apenas para Hydrobiidae em 2006 na estação chuvosa.

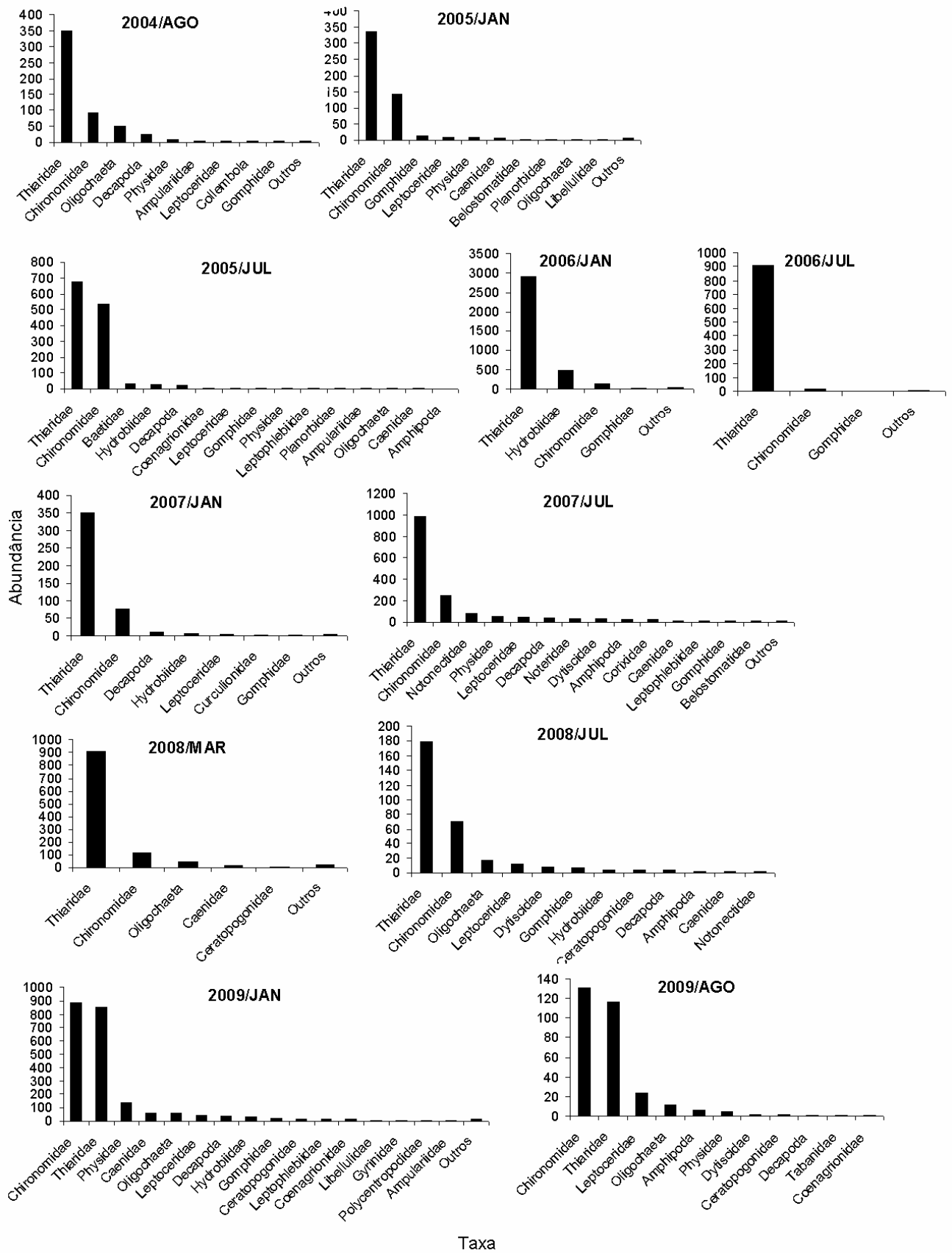


Figura 9. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

No lago Gambazinho, lembrando que é o ambiente livre de *M. tuberculosis* e será usado como referência de local sem impacto dessa espécie, a dominância é da família Chironomidae, seguido por Decapoda e Oligochaeta (Fig. 10).

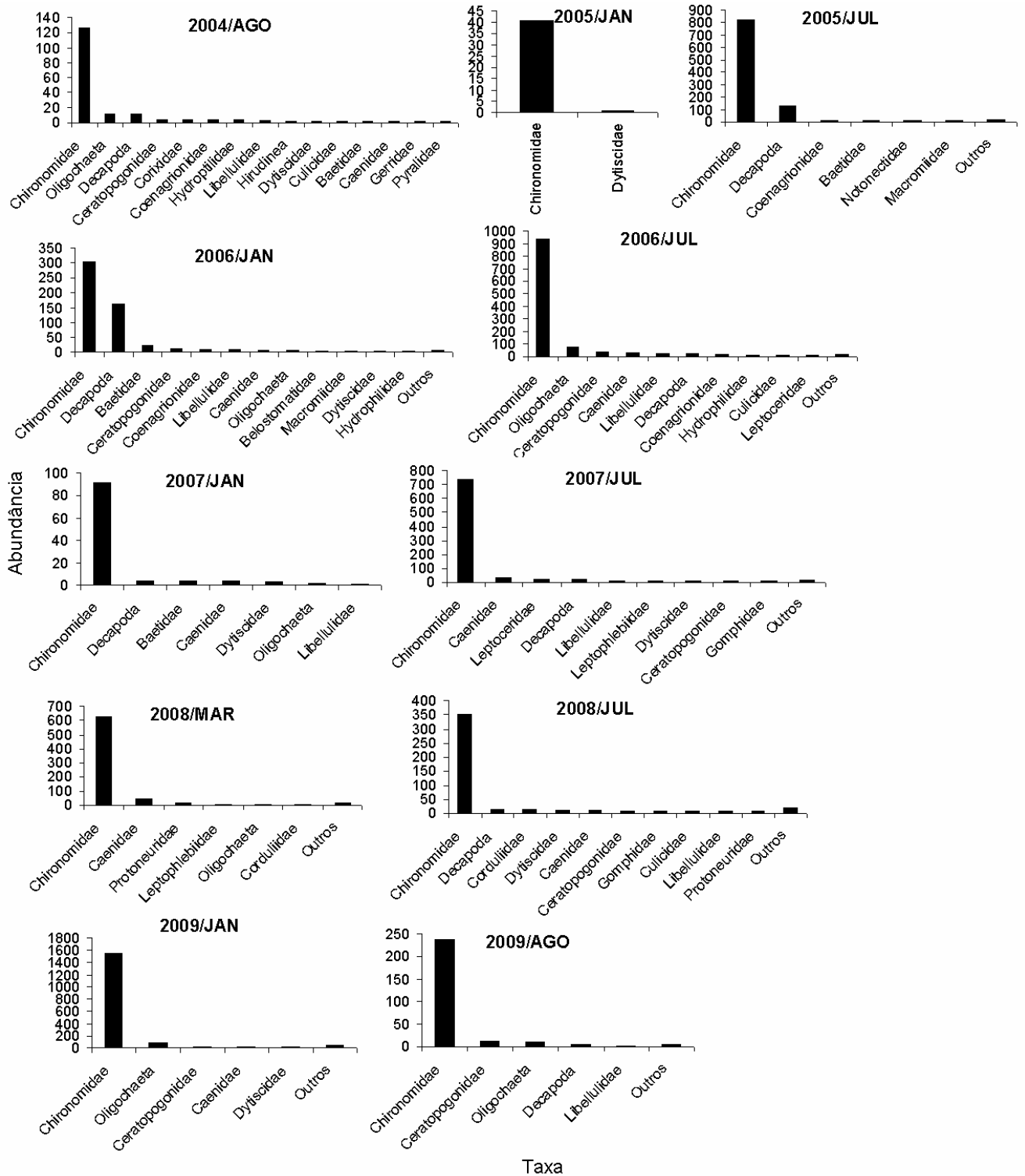


Figura 10. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

Como demonstrado por Lucca (2006) em lagos do médio Rio Doce, ambientes invadidos por *M. tuberculatus* são dominados por essa espécie, enquanto no lago onde ele não foi detectado, a comunidade é dominada por Chironomidae. Nesse mesmo estudo, esse autor também encontrou maior riqueza da família Chironomidae em lagos ausentes do molusco invasor em relação a lagos onde ele está presente.

A média da abundância da família Chironomidae ao longo do período de estudos também varia entre os lagos, sendo o maior valor no Gambazinho (90,8 ind.), seguido de Dom Helvécio (35,7 ind.) e os lagos do entorno apresentaram a mais baixa abundância, Águas Claras (11 ind.) e Jacaré (11,7 ind.). Sendo assim, fica evidente que lagos invadidos por *M. tuberculatus* apresentam baixa abundância dessa família em relação ao lago ausente do molusco. O lago Dom Helvécio, por ser maior e por possuir o maior índice de desenvolvimento de margem (ver Tab. I), pode explicar a maior abundância de Chironomidae em relação aos lagos localizados fora do parque. Essa característica se repete para outras análises, como será discutido ao longo do trabalho.

5.4.2. Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência acima de 50% das amostras (Tab. III) foi de apenas 7 taxa no lago Jacaré: Ampulariidae, Hyriidae, Thiaridae, Oligochaeta, Ceratopogonidae, Chironomidae e Gomphidae. Os taxa exclusivos desse ambiente foram: Hyriidae, Chaoboridae e Tipulidae, sendo os dois últimos raros. As famílias Caenidae, Baetidae e Leptoceridae foram classificadas como raras. A família Chaoboridae tem preferência por ocupar zonas mais profundas do ambiente lacustre (Corbi & Trivinho-Strixino, 2002), o que justifica sua baixa representatividade neste estudo.

No lago Águas Claras apenas 5 taxa tiveram ocorrência em mais de 50% das amostras: Ampulariidae, Thiaridae, Decapoda, Dytiscidae e Chironomidae. Sendo exclusiva desse ambiente apenas a família Mesoveliidae, em baixa densidade. Assim, como no lago Jacaré, a família Caenidae foi considerada rara.

Tabela III. Frequência de ocorrência nas amostras de cada taxa nos lagos Jacaré, Águas Claras, Dom Helvécio e Gambazinho, médio Vale do Rio Doce (MG), (xxx \geq 50%; xx $<$ 50% e $>$ 10%; x \leq 10%).

Taxa		Lagos			
Grupo	Família	Jacaré	Águas Claras	Dom Helvécio	Gambazinho
Mollusca	Ancylidae			x	
	Ampulariidae	x x x		x x x	
	Hydrobiidae			x x x	x
	Hyriidae	x x x			
	Physidae		x	x x x	
	Planorbidae		x x x	x x x	
	Thiaridae	x x x	x x x	x x x	
Annelida	Hirudinea		x x	x	x x
	Oligochaeta	x x x	x x	x x x	x x x
Crustacea	Decapoda	x x	x x x	x x x	x x x
	Amphipoda		x	x x x	
Coleoptera	Dytiscidae		x x x	x x	x x x
	Elmidae		x	x x	x x
	Gyrinidae		x	x	
	Haliplidae				x
	Hydrophilidae		x	x x	x x
	Curculionidae			x x	x
	Noteridae		x x	x x	x x
	Ceratopogonidae	x x x	x x	x x x	x x x
Diptera	Chironomidae	x x x	x x x	x x x	x x x
	Tanypodinae	x x	x x	x x	x x
	Chaoboridae	x			
	Culicidae	x	x x		x x
	Empididae				x
	Tabanidae	x	x x	x	x x
	Tipulidae	x			
Ephemeroptera	Baetidae	x	x x	x x	x x x
	Caenidae	x	x	x x x	x x x
Heteroptera	Leptophlebiidae			x x x	x x
	Belostomatidae		x x	x x x	x x
	Corixidae	x x	x	x x	x x
	Gerridae	x			x x
	Mesoveliidae		x		
	Naucoridae			x x	
	Nepidae			x x	
	Notonectidae	x x	x	x x	x x
	Pleidae		x		x x
	Veliidae				x
Lepidoptera	Pyralidae				x x
Odonata	Aeshnidae			x x	x x x
	Corduliidae		x x	x x	x x x
	Gomphidae	x x x	x	x x x	x x x
	Libellulidae	x	x x	x x x	x x x
	Macromiidae				x x
	Megapodagrionidae				x
	Protoneuridae	x	x	x x	x x
Plecoptera	Coenagrionidae	x	x x	x x x	x x x
	Perlidae			x	x

Trichoptera	Hydroptilidae			x	x x
	Leptoceridae	x	x x	x x x	x x x
	Polycentropodidae			x	x x
Entognatatha	Collembola			x	
Acarina	Hydracarina				x

No lago Dom Helvécio 17 taxa tiveram ocorrência em mais de 50% das amostras, entre os quais se destacam por serem indicadores de boa qualidade de água: Caenidae, Leptophlebiidae, Gomphidae, Libellulidae, Coenagrionidae e Leptoceridae. Os taxa exclusivos desse ambiente foram: Ancyliidae, Naucoridae, Nepidae e Collembola. Sabe-se que os Ancelídeos geralmente estão associados a ambientes não poluídos (Santos, 2003).

No lago Gambazinho 13 taxa tiveram ocorrência em mais de 50% das amostras, entre os quais se destacam por serem indicadores de boa qualidade de água: Dytiscidae, Baetidae, Caenidae, Aeshinidae, Cordulidae, Gomphidae, Libellulidae, Coenagrionidae e Leptoceridae. Esse ambiente foi o que mais apresentou taxa exclusivos (7), destacando: Pyralidae, Macromiidae e Megapodagrionidae, também indicadores de boa qualidade da água.

5.4.3 Riqueza e abundância dos grupos da fauna bentônica

No lago Jacaré (Tab. IV) não foi encontrada a ordem Coleoptera e a Ordem Odonata obteve a menor riqueza de taxa. As maiores contribuições para a abundância foram, respectivamente, o filo Mollusca, a ordem Diptera e o filo Annelida, sendo seus representantes organismos comumente encontrados em ambientes eutrofizados (Colpo, 2009). Esse autor encontrou Oligochaeta, Hirudinea, Diptera e Planorbidae em alta abundância em área de cultivo de arroz do rio Gravataí, o qual vem ao longo do tempo tendo sua qualidade da água deteriorada pelo impacto direto dessa atividade. Em áreas de plantações de eucaliptos, Segura (2007) encontrou apenas duas taxa da ordem Coleoptera, sendo a menor riqueza, comparada com outros tipos de uso do solo, como pastagem (13 taxa) e monocultura de cana-de-açúcar (7 taxa). Além de menor riqueza, esses ambientes também apresentaram baixa abundância em relação às áreas preservadas tomadas como referência. Abelho & Graça (1996) mostraram que corpos d'água com plantações de eucaliptos no entorno tiveram menor abundância da

comunidade bentônica em relação a florestas decíduas, além de mostrarem a menor riqueza, embora a diferença observada não tenha sido significativa. As monoculturas de *Eucalyptus* sp. no entorno de ecossistemas aquáticos resultam na produção de um *litter* de baixo valor energético (Pozo, 1993) e de difícil consumo, principalmente por fragmentadores nativos (Canhoto & Graça, 1995), devido a sua cutícula espessa.

Tabela IV. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG).

Grupos	Riqueza	Abundância	Abundância relativa
Mollusca	3	19688	91,07
Annelida	1	663	3,07
Crustacea	1	61	0,28
Diptera	6	1056	4,88
Ephemeroptera	2	3	0,01
Hemiptera	3	73	0,34
Odonata	4	71	0,33
Trichoptera	1	4	0,02
Total	21	21619	100

No lago Águas Claras (Tab. V), a ordem Coleoptera foi representada por 5 famílias, apesar da baixa representatividade para a abundância. Nesse ambiente as maiores contribuições foram, respectivamente, o filo Mollusca, a ordem Diptera e a classe Crustacea, exibindo uma composição muito semelhante àquela registrada para o lago Jacaré. Vale salientar que os lagos Jacaré e Águas Claras estão localizados no entorno do PERD e, como tal, sujeitos a distúrbios antrópicos como plantações de *Eucalyptus* sp. (Callisto *et al.*, 2000) e efeitos diretos e indiretos de um clube de pesca, com destaque especial para a introdução de peixes exóticos e descarga de esgotos domésticos, ainda que em volumes reduzidos.

Tabela V. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG).

Grupos	Riqueza	Abundância	Abundância relativa
Mollusca	3	6658	74,11
Annelida	2	129	1,43
Crustacea	2	466	5,19
Coleoptera	5	51	0,56
Diptera	4	1585	17,65
Ephemeroptera	2	7	0,08
Hemiptera	5	39	0,44
Odonata	5	44	0,49
Trichoptera	1	4	0,04
Total	29	8983	100

O lago Dom Helvécio (Tab. VI) mostrou uma composição diferenciada dos demais, tendo sido o único ambiente dentre os 4 estudados onde se registrou a presença da ordem Collembola. Entretanto, como indicado na literatura (ex. Guilbert *et al.*, 1995; Zeppelini & Bellini, 2004), sua ocorrência em ambientes aquáticos abaixo da película de tensão superficial é rara ou acidental. Além disso, a ordem Coleoptera mostrou apenas um taxa a mais que o registrado para o lago Águas Claras. Mollusca e Diptera tiveram as maiores abundâncias, resultado esperado pelas elevadas densidades de *M. tuberculatus* e de Chironomidae. Os demais grupos tiveram baixa representatividade.

Tabela VI. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG).

Grupos	Riqueza	Abundância	Abundância Relativa
Mollusca	6	14717	70,35
Annelida	2	324	1,55
Crustacea	2	349	1,67
Coleoptera	6	228	1,09
Diptera	3	4161	19,89
Ephemeroptera	3	236	1,13
Hemiptera	5	308	1,47
Odonata	6	208	0,99
Plecoptera	1	1	0,01
Trichoptera	3	381	1,82
Collembola	1	4	0,02
Total	38	20919	100

No lago Gambazinho (Tab. VII), Mollusca teve a menor abundância, o que se deve à ausência de *M. tuberculatus* nesse ambiente. A maior contribuição foi da ordem Diptera, particularmente pelas elevadas densidades registradas para a família Chironomidae. Os demais grupos têm baixa representatividade, com destaque para Plecoptera e Lepidoptera que são mais raras.

Tabela VII. Riqueza, abundância e abundância relativa de cada grupo da comunidade bentônica do lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG).

Grupos	Riqueza	Abundância	Abundância Relativa
Mollusca	1	1	0,01
Annelida	2	315	2,78
Crustacea	2	541	4,77
Coleoptera	6	102	0,90
Diptera	5	9618	84,84
Ephemeroptera	3	305	2,69
Hemiptera	6	51	0,45
Lepdoptera	1	3	0,02
Odonata	8	332	2,93
Plecoptera	1	1	0,01
Trichoptera	3	67	0,59
Total	38	11337	100

Segundo alguns autores, (Clark & Samways, 1996; Samways & Stetler, 1996; Stewart & Samways, 1998) a ordem Odonata constitui excelente indicador de condições ambientais de ecossistemas aquáticos a longo prazo, principalmente em função de, durante seu ciclo de vida, utilizarem tanto o ambiente aquático como o terrestre adjacente e assim, são capazes de refletir melhor os distúrbios da zona ripária (Foote & Hornung, 2005). Dessa forma, uma possível explicação para a baixa riqueza de taxa dessa ordem nos lagos do entorno do PERD poderia ser as mudanças no uso do solo nessas áreas, cujos usos principais são plantios extensivos de *Eucalyptus* spp., pecuária extensiva e a presença de pastagens na região.

Os lagos Dom Helvécio e Gambazinho, ambos localizados dentro do PERD, foram os únicos que apresentaram a ordem Plecoptera, organismos reconhecidamente exigentes em termos de qualidade de água. Além disso, é possível notar que as ordens Ephemeroptera e Trichoptera apresentam mais famílias nos lagos dentro do PERD (12) que nos lagos do seu entorno (6), uma indicação clara da prevalência de águas de

melhor qualidade nos lagos dentro dessa unidade de conservação, ainda que tenham sido utilizados níveis taxonômicos mais elevados.

Os resultados também mostram que os lagos localizados dentro do PERD tem maior número de taxa (Dom Helvécio e Gambazinho com 38) que os localizados fora (Jacaré com 21 e Águas Claras com 29), indicando claramente a prevalência de melhores condições ambientais dentro da Unidade de Conservação. Além disso, demonstram ainda que a riqueza de taxa é inversamente proporcional ao estágio e/ou sucesso de invasão, como verificado nos lagos Jacaré e Águas Claras. Porém, isso não se verificou no lago Dom Helvécio, o que possivelmente se deve ao fato de se tratar de um ecossistema melhor preservado, mais heterogêneo e de maior área e, portanto, com melhor oferta de habitats e maior resiliência.

Ambientes perturbados tendem a ser mais vulneráveis a impactos antropogênicos, bem como a fenômenos naturais. Assim, nas Antilhas Francesas, Pointier & Guyard (1992) detectaram que dois anos após a introdução de *M. tuberculatus* as populações de *Biomphalaria glabrata* e *B. straminea* desapareceram em vários locais, e aquelas que resistiram eram compostas por poucos indivíduos. Eles concluíram que o sucesso de invasão de *M. tuberculatus* sobre *Biomphalaria* é favorecido em ambientes permanentes e estáveis, e que o oposto resulta em baixa densidade das duas espécies. Entretanto, sabe-se que *M. tuberculatus* é um organismo dotado de alta plasticidade e resistente a grandes variações físicas e químicas no ambiente aquático (Wier & Salice, 2011). Essa espécie é encontrada, inclusive, em ambientes com água salobra (Barroso & Matthews-Cascon, 2009). Outros estudos reportam que em ambientes mais impactados a frequência do molusco invasor é maior em relação a áreas preservadas, como demonstrado por Vidigal *et al.* (2005), que registraram maior frequência de *M. tuberculatus* em lago situado fora do Parque Estadual do Rio Doce, Santos & Eskinazi-Sant'Anna (2010), que observaram o mesmo padrão no Rio Grande do Norte, e Callisto *et al.* (2005), que encontraram 67% de abundância relativa desse molusco invasor no reservatório hipereutrófico de Ibirité.

Como sugerido por Miller *et al.* (2012), o uso e ocupação do solo influenciam diretamente a comunidade bentônica, a qual responde diferentemente entre os lagos para a mesma categoria de ocupação (p.ex. pastagens, monoculturas e urbanização). Inclusive aqueles sem ou com pouca intervenção do homem e que são usados como referência de ambiente preservado, apresentam mudanças que devem ser explicadas por fatores não antropogênicos (Karlson & Cornell, 1998; Ricklefs, 2004; Kennen *et al.*,

2010). Assim, o lago Gambazinho apresentou consideráveis mudanças na composição de taxa ao longo do período estudado (ver diversidade beta, Fig. 25). O lago Dom Helvécio mostrou uma baixa riqueza em relação ao lago Gambazinho, apesar de ter maior área e maior heterogeneidade espacial em consequência de sua forma dendrítica, indicada pelo seu maior índice de desenvolvimento de área (Tab. I). Esse fato sugere uma possível influência da espécie invasora na redução das espécies nativas. De acordo com a teoria da geografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), área maior com grande heterogeneidade de habitats possibilita ao ambiente comportar maior número de taxa compartilhando o mesmo habitat. Merece destaque a melhor qualidade ambiental desse lago, indicada pela presença da ordem Plecoptera que não ocorre nos lagos do entorno. Semelhantemente, Lucca (2006) encontrou maior riqueza de taxa (43) no lago Carioca (dentro do PERD) em comparação com apenas 27 taxa encontrados no lago Águas Claras (entorno do PERD). Assim, o lago Dom Helvécio, embora tenha a presença de *M. tuberculatus* e, portanto, apresente características de um ambiente perturbado, ainda oferece condições para permitir um controle dessa espécie invasora graças a sua maior resiliência, onde programas de controle da invasão são urgentemente necessários.

5.4.4. Riqueza, abundância, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade

No lago Dom Helvécio (Fig. 11), os menores valores de riqueza foram encontrados na estação de seca, apesar de não ter diferença sazonal significativa. Nesse mesmo lago manteve-se a maior riqueza ao longo dos anos, variando de 8 a 28 taxa, mas somando todos os taxa acumulados obteve-se o mesmo valor do lago Gambazinho (38 taxa).

A abundância foi maior nesse lago, variando de 700 (2007/Jan) a 4.259 (2006/Jan) indivíduos. Não necessariamente o ano de maior abundância foi o de maior riqueza, refletindo na baixa equitabilidade (2006/Jan). Inclusive os picos de abundância (2006/Jan e 2007/Jul) coincidem com as elevadas densidades de *M. tuberculatus* (ver Fig.5), porém não há evidência de queda no índice de Shannon-Wiener e equitabilidade em decorrência desses picos, devido à alta riqueza nesse ambiente.

O índice de Shannon-Wiener também foi maior nesse ambiente, variando entre 0,16 (2006/Jul) a 1,55 (2007/Jul). Esse baixo valor do índice foi consequência da baixa riqueza nessa data, resultando também no mais baixo valor da equitabilidade (0,08). Este último obteve o maior valor de 0,5 nos anos de 2008 (Jul) e 2009 (Ago).

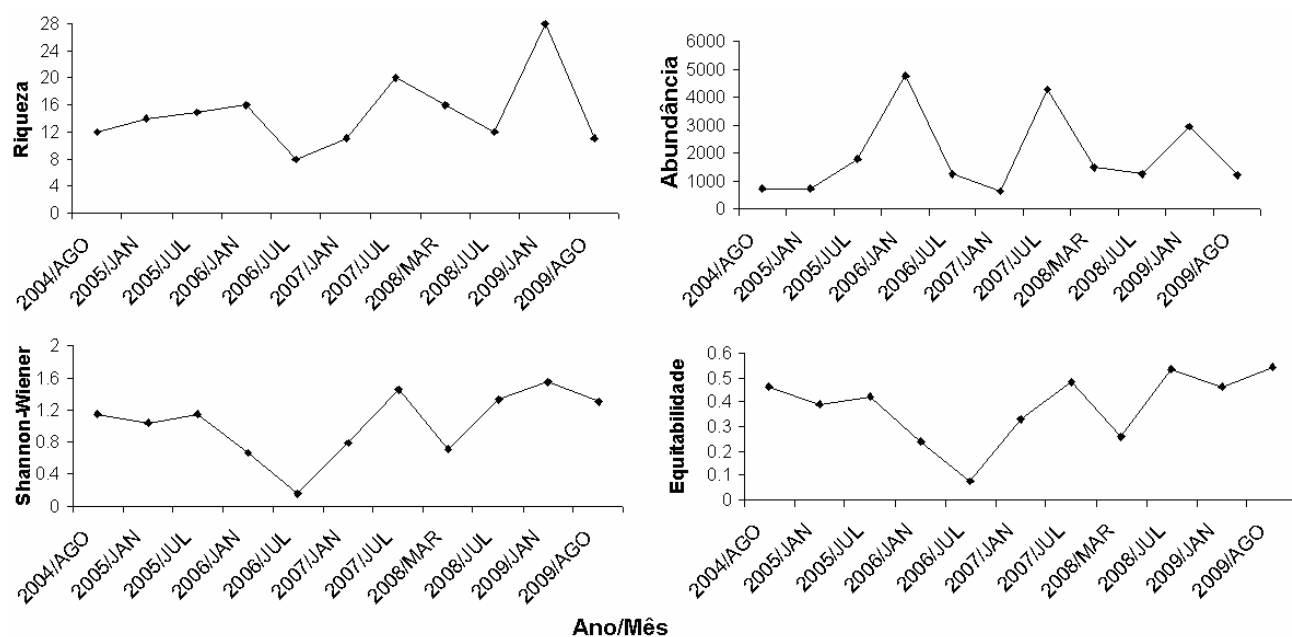


Figura 11. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

No lago Gambazinho (Fig. 12), ambiente tomado como referência em função da não ocorrência de espécies exóticas, inclusive de *M. tuberculosis*, o resultado não foi muito diferente. A riqueza variou de 2 (2005/Jan) a 19 (2006/Jan e Jul) taxa. Essa baixa riqueza (2 taxa), assim como em 2007/Jan (7 taxa) pode ser consequência da sazonalidade do lago, que apesar de não ser significativa (ver Fig. 19), pode ser resultado da insuficiente colonização do sedimento pela comunidade após o período de seca, ou seja, na seca o nível da água desce e a comunidade recua. Quando o nível da água sobe no período de chuva, a comunidade volta a ocupar essa zona anteriormente seca.

A abundância variou de 67 (2005/Jan) a 2.287 (2009/Jan) indivíduos. Nesse ambiente os baixos valores de abundância se concentraram na estação chuvosa: 2005/Jan (67 ind.), 2006/Jan (728 ind.), 2007/Jan (176 ind.) e 2008/Mar (960 ind.) corroborando a sazonalidade no ambiente.

O índice de Shannon-Wiener variou entre 0,48 (2005/Jan) a 1,3 (2006/Jan) e a equitabilidade variou entre 0,16 (2005/Jan) e 1,32 (2004/Ago e 2006/Jan). O ano de 2004/Ago teve baixa abundância (233 ind.), mas alta riqueza, resultando em elevados índices de Shannon-Wiener e equitabilidade. Em janeiro de 2005 e 2007 foram

registrados os mais baixos valores de riqueza, resultando nos baixos valores desses índices.

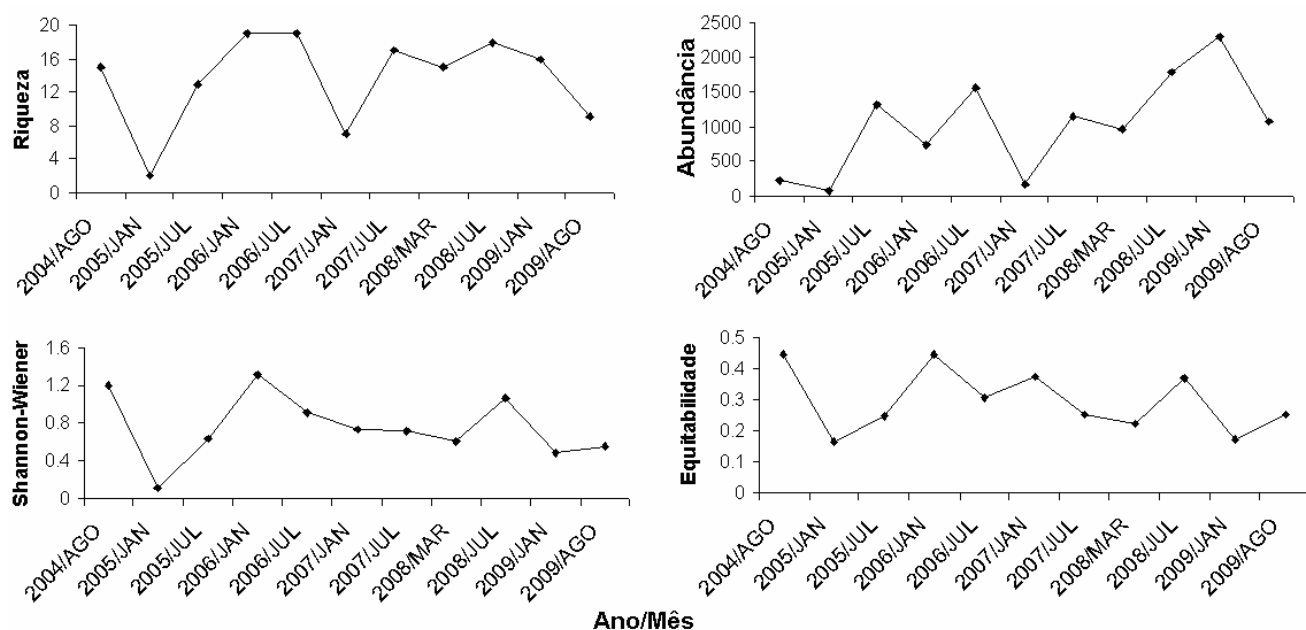


Figura 12. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

O lago Águas Claras (Fig. 13) apresenta queda na riqueza de taxa entre agosto de 2004 e janeiro de 2007. Entretanto, a recuperação em julho de 2008 e janeiro de 2009 descarta a hipótese da perda de taxa nesse ambiente. A variação da riqueza foi de 3 (2007/Jan) a 18 (2009/Jan) taxa, intervalo parecido com o lago Gambazinho, mas totaliza 29 taxa.

A abundância nesse ambiente variou entre 836 (2005/Jul) a 2008 (2006/Jan) indivíduos, sendo este último valor coincidente com o pico de *M. tuberculatus* nessa mesma data e somado a baixa riqueza, resultou nos menores valores de Shannon-Wiener (0,07) e equitabilidade (0,05).

O índice de Shannon-Wiener e equitabilidade seguiram o mesmo padrão da riqueza (queda seguida de recuperação em 2008/Jul). O índice de Shannon-Wiener variou entre 0,05 (2007/Jan) quando a riqueza foi mínima e 0,12 (2009/Jan) quando a riqueza foi máxima, ocorrendo o mesmo para equitabilidade: 0,05 (2006/Jan e 2007/Jan) e 0,4 (2008/Mar e 2009/Jan).

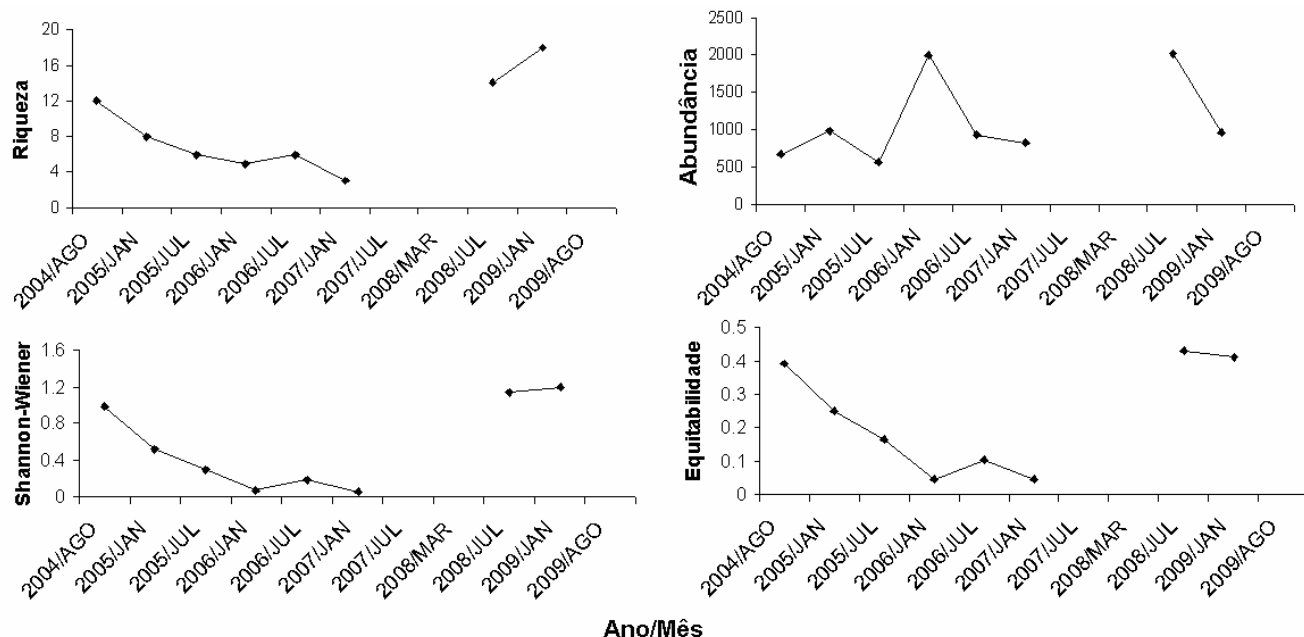


Figura 13. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

Os lagos Jacaré (21) e Águas Claras (29) têm riqueza menor que os lagos do PERD, como discutido no tópico 5.4.3. No lago Jacaré (Fig. 14), a partir de março de 2008 a riqueza aumenta até atingir o pico com o maior valor (12 taxa) em agosto de 2009. O menor valor (5 taxa) foi encontrado nos anos 2005/Jan, 2005 Jul e 2006/Jan.

A abundância variou entre 319 (2005/Jan) a 3944 (2009/Jan) indivíduos apresentando os mais altos valores, como o lago Dom Helvécio. Assim como no lago Águas Claras, os picos de abundância em julho de 2006 e janeiro de 2009 foram semelhantes aos picos da densidade de *M. tuberculatus*, refletindo nos baixos valores de Shannon-Wiener (0,2 em 2006/Jul e 0,3 em 2009/Jan) e equitabilidade (0,1 em 2006/Jul e 0,1 em 2009/Jan) mesmo com o segundo maior valor de riqueza (10 taxa) em janeiro de 2009.

O índice de Shannon-Wiener variou entre 0,09 (2005/Jul) e 0,95 (2004/AGO) e equitabilidade variou entre 0,05 (2005/Jul) e 0,6 (2005/Jan).

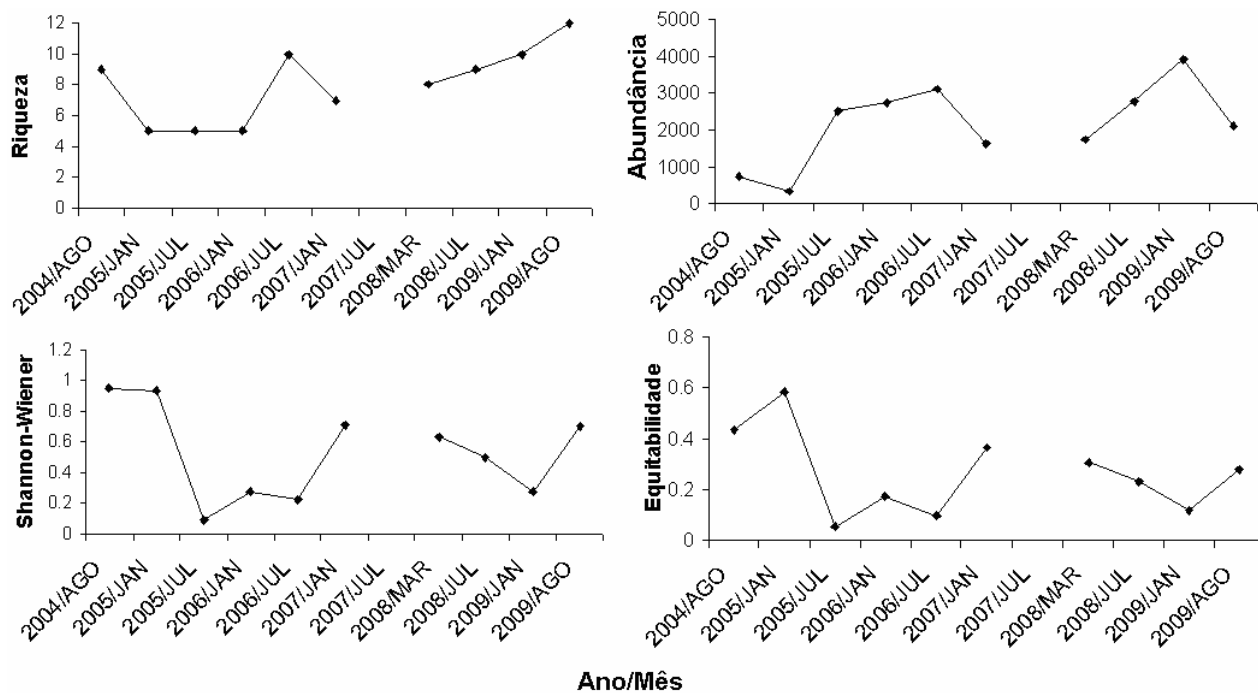


Figura 14. Abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

Os lagos Jacaré e Dom Helvécio apresentaram maior densidade como reflexo da alta abundância de *M. tuberculatus*. A abundância apresentou grandes flutuações ao longo dos anos, coincidentes com os picos da média da densidade de *M. tuberculatus*, além de refletirem no baixo valor dos índices de Shannon-Wiener e equitabilidade para os lagos Jacaré e Águas Claras. Esse resultado é uma demonstração da influência da espécie invasora na estrutura da comunidade zoobentônica.

Fazendo o teste entre mediana (Kruskal-Wallis) entre os lagos, surgem diferenças entre eles para alguns parâmetros (Fig. 15). Para a riqueza, houve diferença significativa entre Dom Helvécio e Jacaré ($p=0,03$) e entre Gambazinho e Jacaré ($p=0,04$), como era esperado, uma vez que o lago Jacaré sofre pressão de atividades antrópicas por estar localizado fora do PERD. Entretanto, não houve diferença significativa entre esses mesmos lagos que estão inseridos no limite do PERD e o lago Águas Claras que também apresenta impactos em seu entorno.

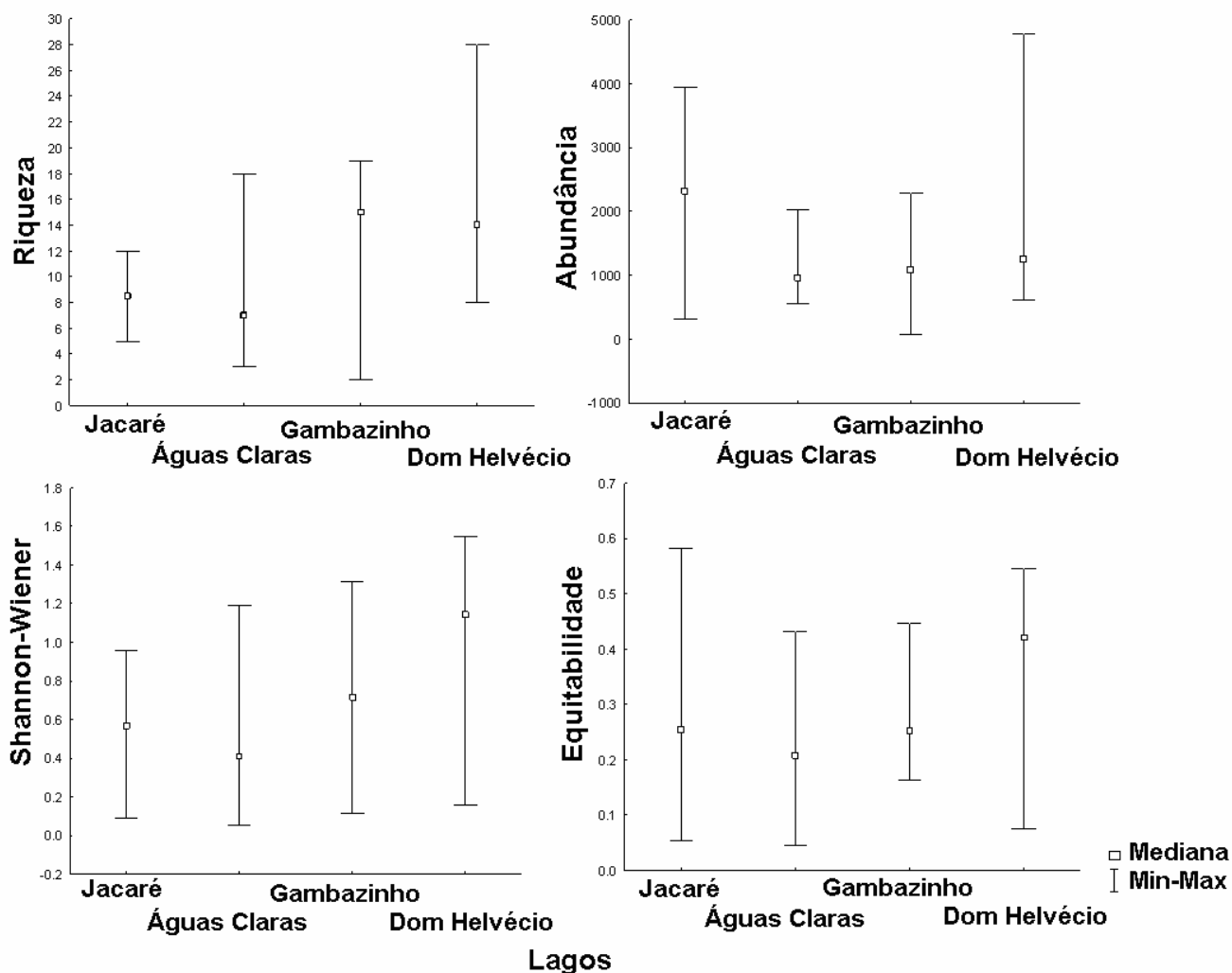


Figura 15. Valores de mediana, mínimo e máximo da riqueza, abundância, Shannon-Wiener e equitabilidade dos lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG).

Para abundância, não houve diferença significativa entre os lagos, apesar de que era esperado que lagos com alta densidade de *M. tuberculatus* superassem o lago Gambazinho, que é livre desse invasor. Mas podemos observar pelo gráfico de medianas que os lagos com alta abundância da família Thiaridae apresentaram a maior variância nesse parâmetro.

Quanto ao índice de Shannon-Wiener foi significativa apenas a diferença entre os lagos Dom Helvécio e Jacaré ($p= 0,04$), o que era esperado, mas o mesmo não ocorreu com o lago Gambazinho. Os valores do índice para os lagos Águas Claras (0,57) e Jacaré (0,41) são relativamente baixos quando comparados aos lagos Gambazinho (0,71) e Dom Helvécio (1,14). Marques *et al.* (1999) encontrou

diversidade de 0,70 e 0,69 nos lagos Carioca e Barra, respectivamente, sendo que o primeiro se localiza dentro do parque e o outro no entorno, o qual também apresenta monoculturas de *Eucaliptus* sp. em sua margem.

A equitabilidade não apresentou diferença entre os lagos e assim como a abundância, era esperado que houvesse diferença entre os lagos de dentro do parque com os do entorno, como encontrado para os demais parâmetros. Isso ocorre, talvez, devido ao intervalo de mínimo e máximo ser grande e não gerar um valor significativo, como pode ser notado no gráfico (Fig.15).

Mesmo sem diferença significativa, as medianas dos índices de diversidade, riqueza, e equitabilidade dos lagos localizados no PERD são maiores que os valores dos lagos do entorno. Resultado parecido foi encontrado por Barroso & Matthews-Canon em 2009 em que áreas onde *M. tuberculatus* estava presente e dominava o ambiente, o valor de Shannon-Wiener era menor e o valor de dominância foi maior, em relação a áreas onde o molusco estava ausente.

5.4.5. Índice de diversidade beta

O índice de Whittaker (diversidade beta) calcula a variação na composição de espécies de um habitat para o outro, gerando a heterogeneidade local. Quanto maior esse valor, maior é a diferença ou a substituição de espécies de um habitat para o outro. Ele pode ser usado em várias escalas, nesse caso, para cada lago (local) e juntando todos os lagos (regional).

O valor da diversidade beta espacial (entre lagos) é alto, cujos valores oscilaram entre 1,05 e 1,57 (Fig. 16), indicando que os lagos são heterogêneos entre si e essa heterogeneidade é estável ao longo do período analisado.

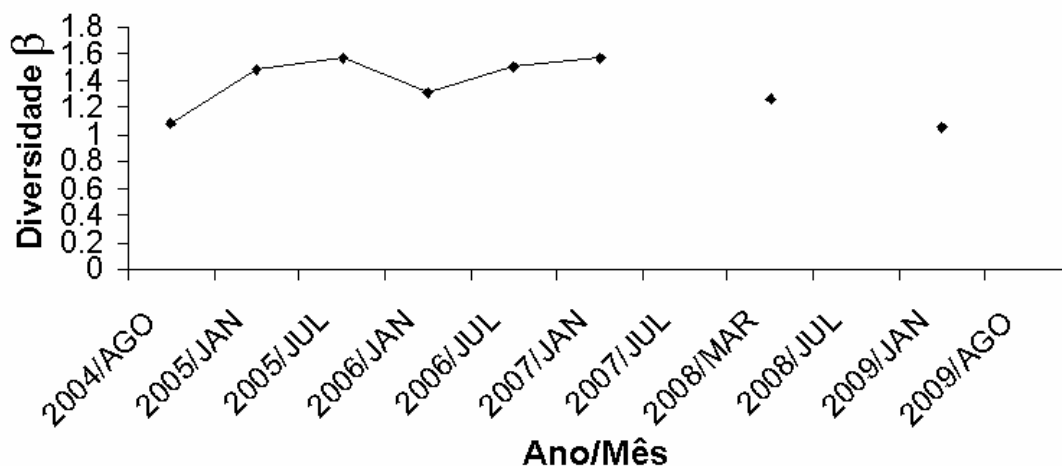


Figura 16. Variação interanual da diversidade β entre os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

A diversidade beta temporal (para cada lago) varia entre os lagos (Fig. 17). O ambiente de menor diversidade beta temporal foi o lago Jacaré com média de 0,19 e a maior média (0,56) foi registrada para o lago Águas Claras, seguido pelo lago Gambazinho (0,43), que mostrou considerável variância, ultrapassando, inclusive, a diversidade média registrada para o lago Águas Claras. O lago Dom Helvécio mostra uma média de 0,38, porém com uma baixa variância. Esses valores de diversidade beta permitem concluir, portanto, que o lago Jacaré apresentou pequenas mudanças na composição de espécies ao longo do período estudado, o que provavelmente se deve ao fato de ser um ambiente mais homogêneo (menor valor do índice de desenvolvimento de margem) e com menor riqueza dentre os ambientes, como demonstrado por Felfili & Felfili (2001). Esses autores sugerem que o baixo valor desse índice no ambiente indica pouca substituição de espécies, resultado da simplificação do local, como é o caso do lago Jacaré.

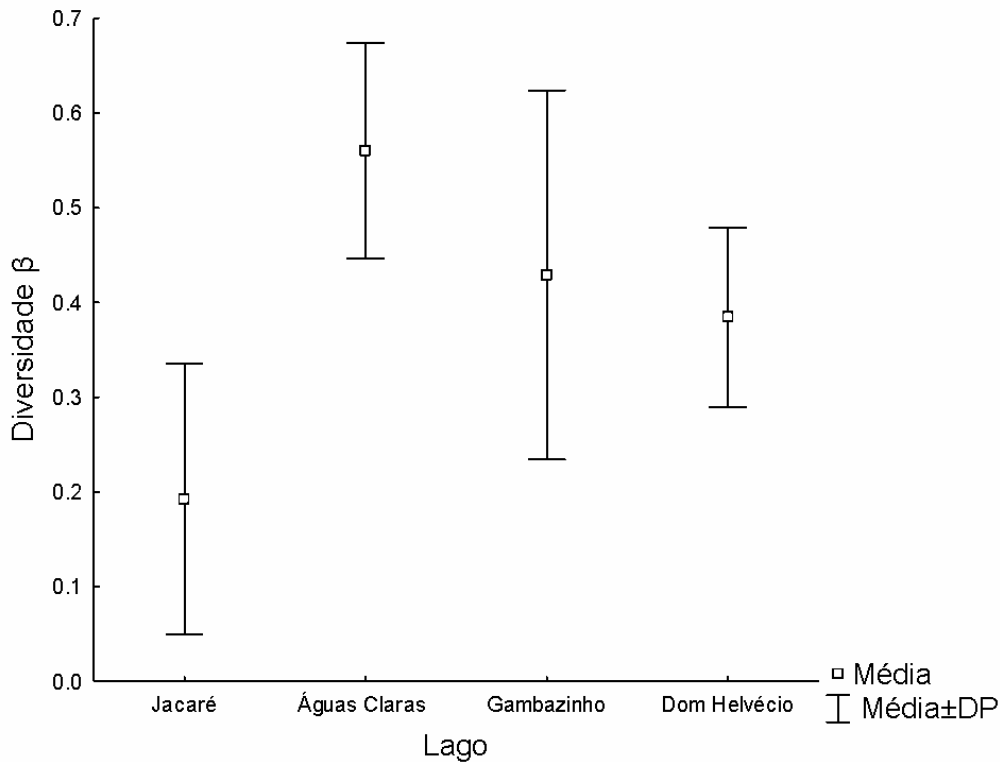


Figura 17. Valores de média e desvio padrão da diversidade β para os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG).

A heterogeneidade espacial é maior que a temporal, mostrando que os lagos são mais homogêneos temporalmente, resultado esse também encontrado por Suárez (2008) com peixes, sugerindo que os ambientes se diferenciaram pela micro-bacia hidrográfica.

5.4.6. Similaridade entre os lagos estudados

A similaridade entre os lagos para a fauna bentônica (Fig. 18) variou consideravelmente ao longo do período de estudos. O lago Gambazinho apresentou os mais baixos valores entre todos os lagos, mas com algumas ressalvas: similaridade próxima de 50% com Dom Helvécio em 2006 janeiro e 2009 janeiro e agosto e com Águas Claras similaridade próxima de 70% em janeiro de 2009.

Esse resultado pode ser um indicativo de que a alta heterogeneidade espacial ocorre principalmente por causa do lago Gambazinho, pelo fato desse ambiente apresentar mais taxa exclusivos (Tab. III) e ser o único sem registro de *M. tuberculosis* e de outras espécies exóticas. Esse lago mostra ser um ambiente peculiar, talvez por fatores da morfologia do lago ou por outras características da micro-bacia. Sperling (1999) destaca a influência da morfologia de lagos no comportamento abiótico e, por

consequência, biótico de um lago ou represa, condicionando suas interações. Além disso, a ausência de espécies invasoras pode refletir na distribuição e composição da comunidade bentônica, como demonstrado por Bezerra-Neto *et al.* (2009) que conduziu estudos de comportamento de zooplâncton no lago Carioca (dentro do PERD) e na represa do Nado (Parque Municipal Lagoa do Nado), e mesmo apresentando características morfológica, físico, química e estado trófico semelhantes, essa comunidade apresentou comportamento diferente entre eles. A explicação encontrada foi a distinta composição da ictiofauna entre esses ambientes. O lago Carioca com espécies invasoras piscívoras (tucunaré e piranha) acarretou na extinção local e redução de juvenis de espécies nativas planctívoras e invertívoras enquanto na represa do Nado essas são abundantes.

Outro estudo que corrobora esse resultado foi desenvolvido com o gênero *Chaoborus* por Bezerra-Neto *et al.* (2012), em que o mesmo padrão de migração vertical diurna foi detectado nos lagos Dom Helvécio e do Nado, mas ausente no lago Carioca. Assim como proposto por Marques *et al.* (1999), que realizou estudos no lago da Barra e também no lago Carioca, em lagos com maior biomassa de peixes invertívoros (Barra), a comunidade bentônica sofre maior pressão de predação resultando em menor riqueza e abundância dessa assembleia. Tais interações bióticas são difíceis de detectar em campo e podem envolver processos diretos e indiretos, por exemplo, em que o peixe limite a abundância de predadores invertebrados reduzindo seu impacto sobre a comunidade bentônica (Jackson & Harvey, 1993).

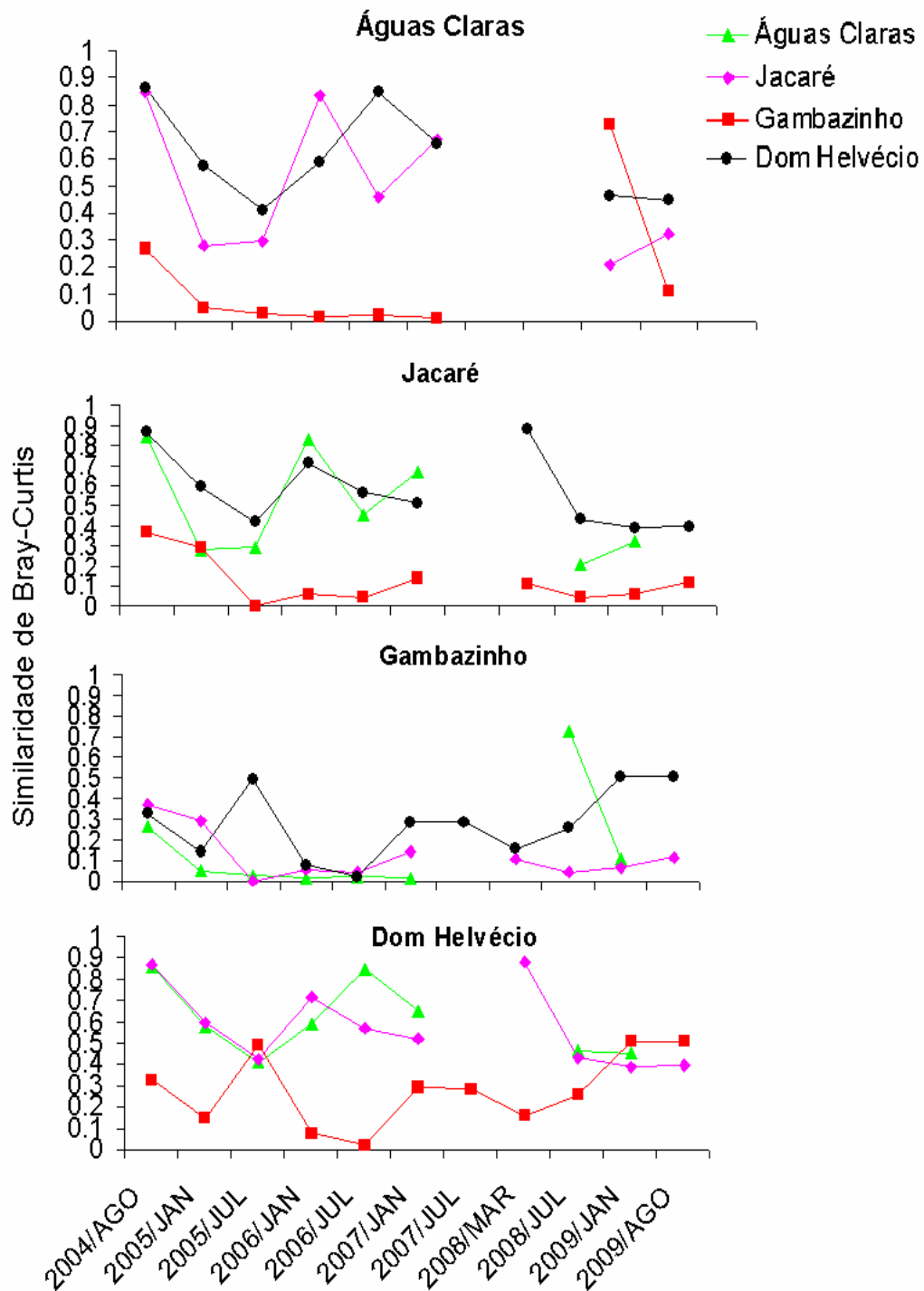


Figura 18. Similaridade de Bray-Curtis da abundância da comunidade bentônica para os lagos Jacaré, Águas Claras, Gambazinho e Dom Helvécio, médio Vale do Rio Doce (MG), entre 2004 e 2009.

5.4.7. Sazonalidade da comunidade bentônica

Para o teste Two-Way Anova (Fig. 19) o p-valor foi significativo para riqueza (0,006) e índice de Shannon-Wiener (0,033) entre os lagos, mas não entre as estações

seca e chuva (0,70 e 0,38, respectivamente) para cada lago. Os valores de significância para equitabilidade (0,54) e abundância (0,46) não mostraram diferença entre as estações, e nem entre os lagos para a equitabilidade (0,15). Apenas o parâmetro abundância foi significativo entre os lagos (0,052) devido ao lago Gambazinho ter baixo valor na estação chuvosa.

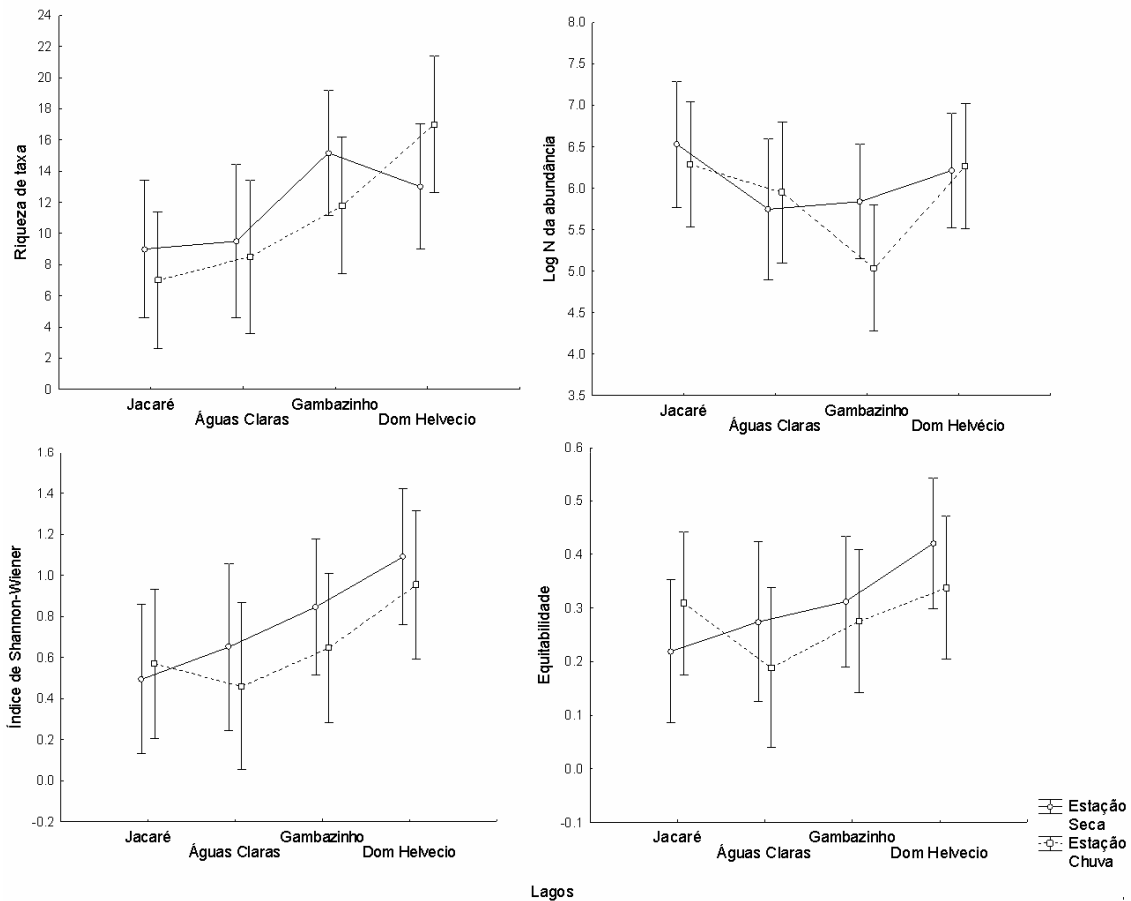


Figura 19. Teste Two-Way Anova da sazonalidade (média e \pm desvio padrão) da riqueza, abundância, índice de Shannon-Wiener e equitabilidade entre os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG).

Esperava-se que todos os lagos apresentassem comportamento sazonal para todos os parâmetros, uma vez que a riqueza e densidade devem diminuir na estação chuvosa, pois há aumento na taxa de sedimentação e redução do teor de oxigênio, enquanto o oposto deve ocorrer na estação seca (Esteves, 1998). Logo, a baixa riqueza e a baixa densidade resultariam nos baixos valores dos índices de Shannon-Wiener e equitabilidade. Apesar de não apresentarem sazonalidade significativa, é notável a prevalência dos baixos valores desses parâmetros na estação seca em relação à estação chuvosa (exceto a riqueza do lago Dom Helvécio; o índice de Shannon-Wiener e

equitabilidade no lago Jacaré; a abundância no lago Águas Claras). O lago Gambazinho foi o ambiente que mais evidenciou a sazonalidade para abundância, possivelmente por ter a menor área, ele é mais susceptível a mudanças ambientais apresentando variações mais bruscas.

Esperava-se também que a abundância no lago Gambazinho fosse significativamente menor que nos demais lagos, pelo fato desse ambiente não apresentar invasão por *M. tuberculatus*, o qual atinge elevadas densidades e domina a comunidade. Sendo assim, percebe-se que o número de organismos colonizados na área amostrada foi bastante parecido entre os ambientes. Entretanto, áreas invadidas pelo molusco obtiveram menor riqueza, evidenciando o deslocamento e/ou desaparecimento da fauna nativa.

5.4.8. Tendência de crescimento da abundância

O teste de permutação para a tendência da abundância no lago Jacaré para a classe Oligochaeta ($p=0,018$) e a família Thiaridae ($p=0$), mostraram um crescimento significativo, enquanto a família Caenidae ($p=0,002$) mostrou declínio, apesar da baixa abundância dessa família, ela chama a atenção por ter valores significativos em todos os lagos (Fig. 20). Os valores da média de abundância e da significância podem ser avaliados na Tabela I do apêndice.

Jacaré

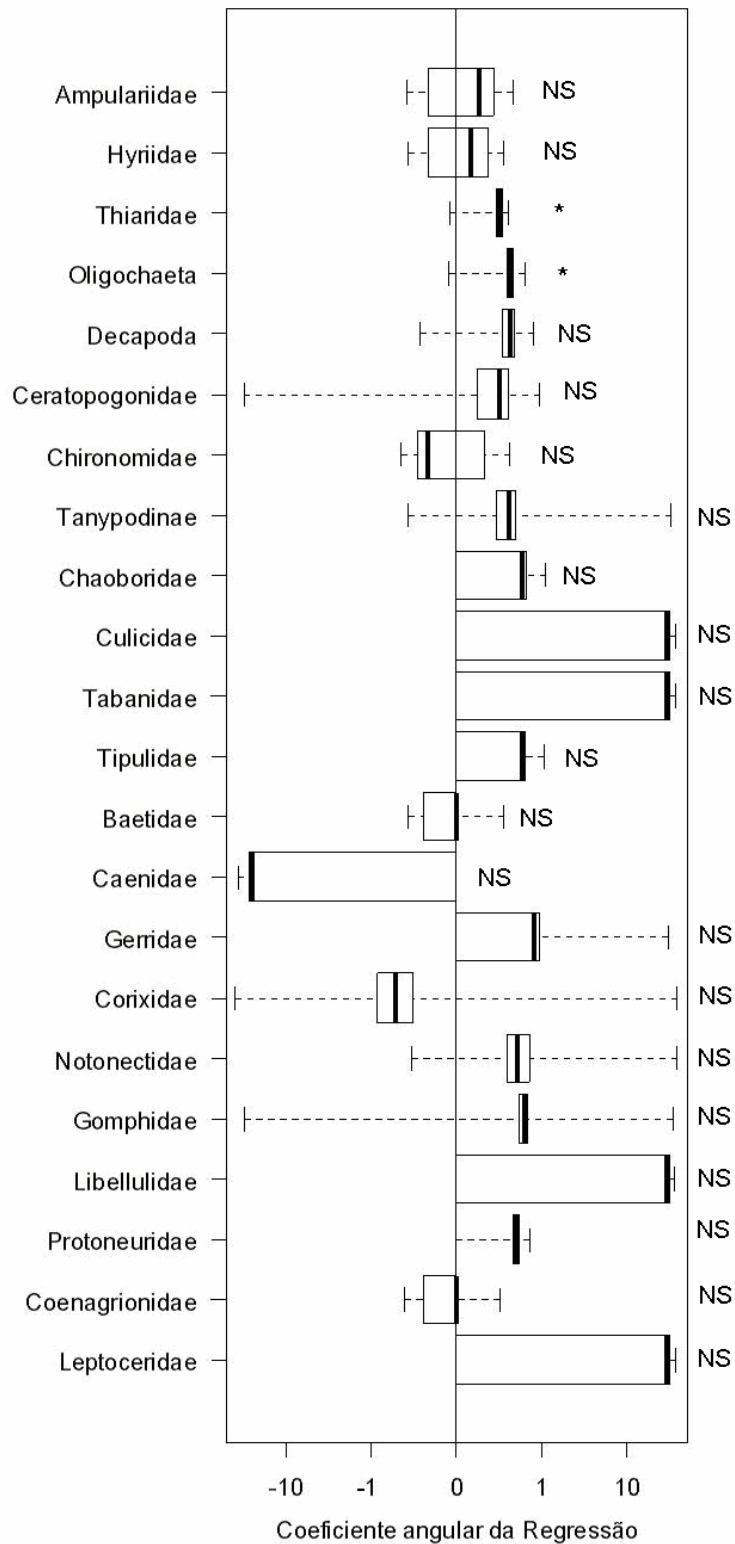


Figura 20. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).

O mesmo teste para Águas Claras mostrou tendência de crescimento apenas para a ordem Decapoda ($p= 0,01$) e a família Chironomidae ($p= 0,004$). A família Caenidae tem tendência para declínio ($p=0,002$), chamando atenção para baixa abundância (Fig. 21). Os valores da média de abundância e da significância podem ser avaliados na Tabela II do apêndice.

Águas Claras

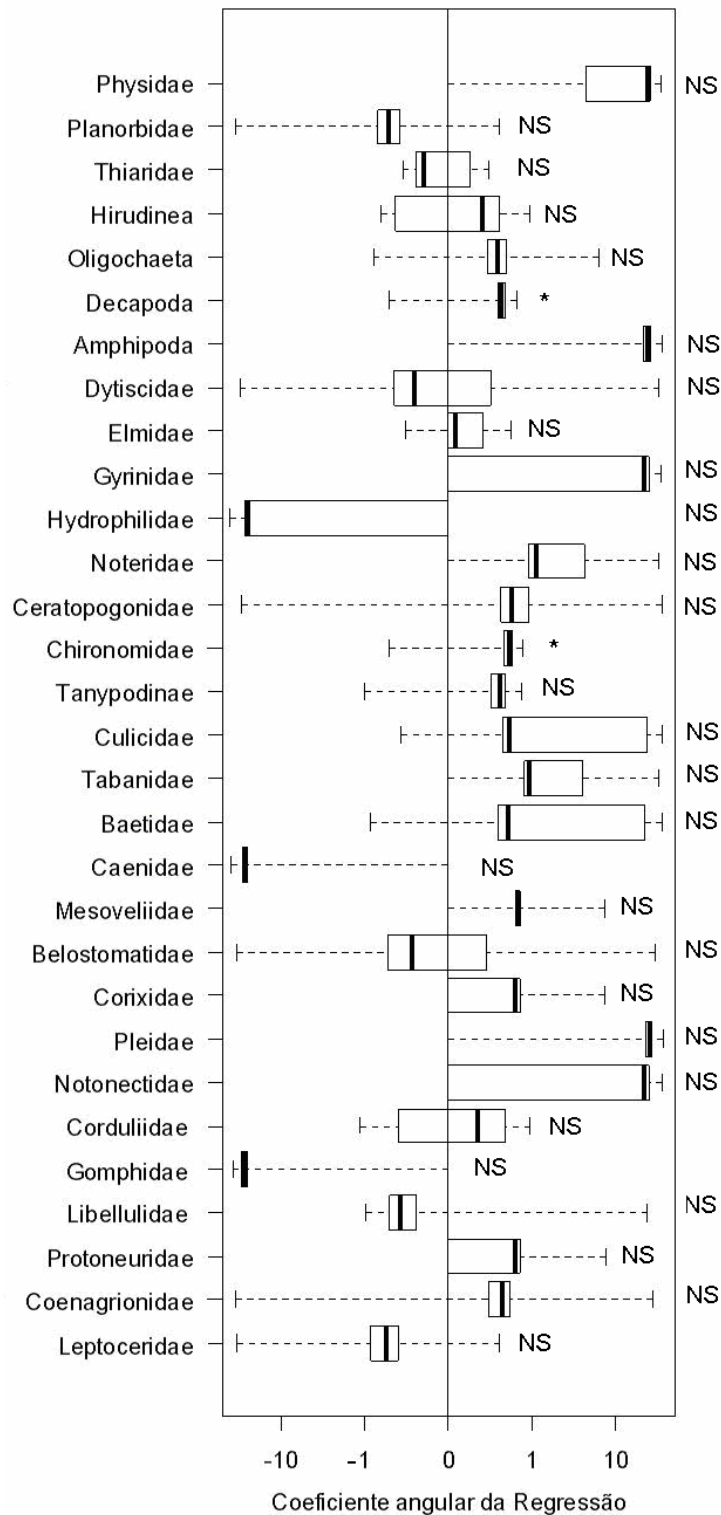


Figura 21. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).

No lago Gambazinho os taxa com tendência significativa para crescimento foram: Chironomidae ($p=0,004$), Tanypodinae ($p=0,014$) e Caenidae ($p=0,002$) enquanto a família Decapoda ($p=0,014$) teve tendência para declínio (Fig. 22). Os valores da média de abundância e da significância podem ser avaliados na Tabela III do apêndice.

Gambazinho

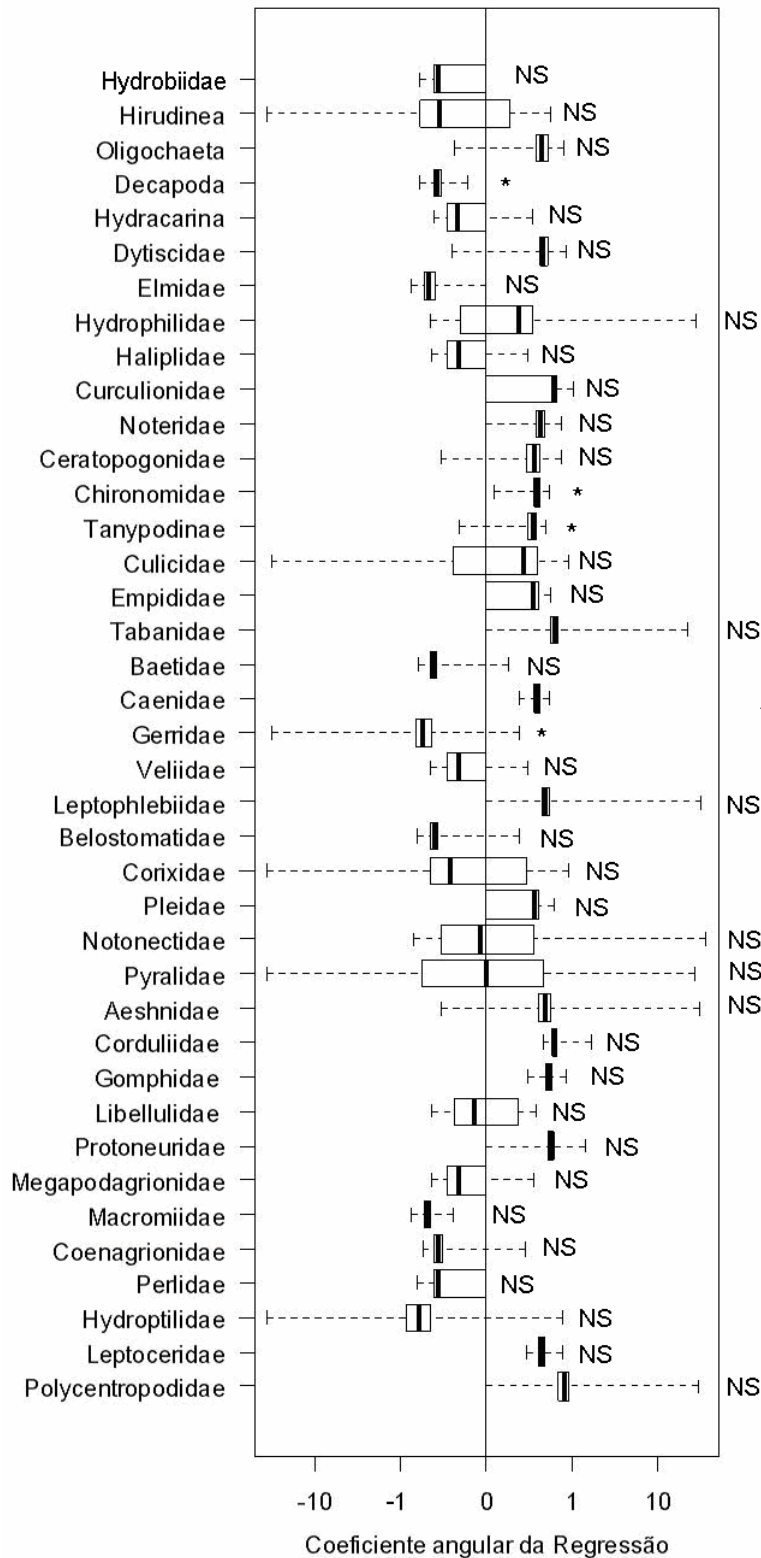


Figura 22. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Gambazinho, Parque Estadual do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).

No lago Dom Helvécio, as famílias Physidae ($p=0,01$), Tanypodinae ($p=0,006$), Caenidae ($p=0,032$), Notonectidae ($p=0,088$) e Leptoceridae ($p=0,002$) tiveram tendência para crescimento significativo. A família Hydrobiidae ($p=0,058$) teve tendência para declínio (Fig. 23). Os valores da média de abundância e da significância podem ser avaliados na Tabela IV do apêndice.

Dom Helvécio

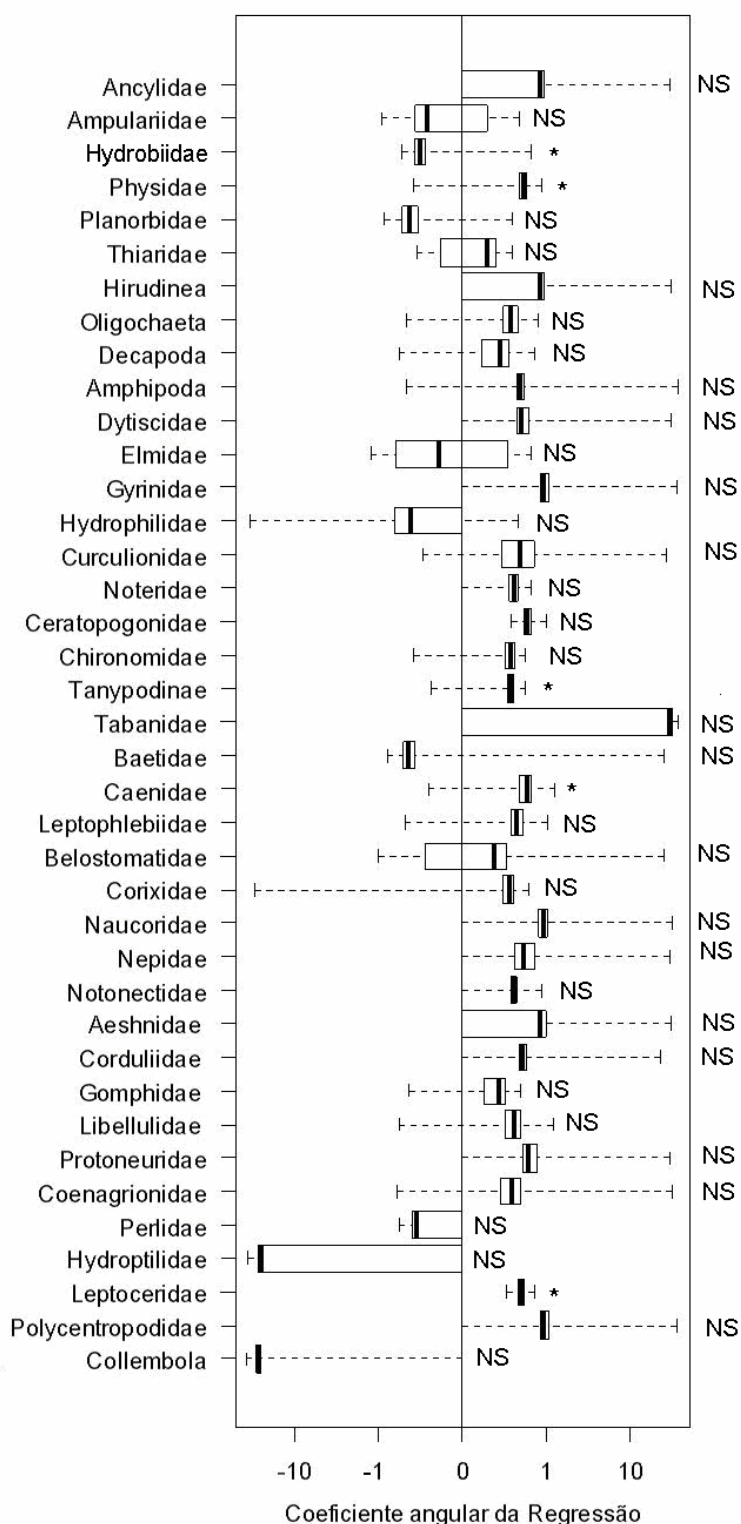


Figura 23. Intervalos de confiança não paramétricos (gerados via bootstrap) para a tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (MG). A barra preta marca a mediana. Valores negativos indicam tendências ao decréscimo da abundância e valores positivos, ao aumento da abundância. NS= não significativos e *= significativos (significância de 0,05).

A família Caenidae mostrou uma diminuição com o tempo nos dois lagos fora do PERD, aumentando, contudo, no lago Dom Helvécio. Resultado esse que descarta a hipótese de perturbação por *M. tuberculatus*, mas pode ser indicação de más condições desses ambientes devido a ações antrópicas, como apresentado anteriormente.

A família Thiaridae aumenta apenas no lago Jacaré, sendo que o esperado era de crescimento para os demais lagos invadidos por *M. tuberculatus*. Isso pode ser mais uma evidência de que esse organismo se beneficia das condições desfavoráveis do ambiente, se tornando mais invasor (p. 44), enquanto nos demais lagos, se ocorre crescimento, não foi detectado pela análise estatística usada. Assim como o Oligochaeta, amplamente conhecido por sua tolerância à poluição, o molusco invasor resiste aos impactos gerados no entorno do lago e aumenta a sua densidade, resultando na simplificação do ambiente.

A família Hydrobiidae foi a única que apresentou declínio no lago Dom Helvécio, indicando possível competição com a espécie invasora, enquanto Physidae aumentou sua densidade provavelmente em função de comportamento oportunista que se beneficia da invasão. A ordem Diptera apresentou crescimento em todos os lagos, apesar da família Chironomidae ter mostrado o coeficiente angular negativo no lago Jacaré, o qual apresenta maior densidade do molusco invasor. Lucca (2006) encontrou a maior riqueza dessa família no lago ausente de *M. tuberculatus* em relação ao lago em que esse organismo estava presente, resultado de uma provável competição entre esses grupos.

5.4.9. Correlação entre a malacofauna que compõe o grupo funcional raspador

No lago Jacaré não houve correlação significativa entre os moluscos que compõem o grupo funcional raspador. Esse grupo foi representado por *Pomacea* sp. (Ampulariidae) e a espécie *M. tuberculatus* (Thiaridae), as quais obtiveram o valor da correlação de 0,05.

No lago Águas Claras também não houve correlação significativa para esses organismos, sendo os valores da correlação -0,09 entre *Physa* sp. (Physidae) e *Biomphalaria* sp. (Planorbidae), -0,35 entre *Physa* sp. e *M. tuberculatus* e -0,17 entre *Biomphalaria* sp. e *M. tuberculatus*.

No lago Dom Helvécio houve correlação significativa entre *Pomacea* sp. e Ancyliidae (0,31), *M. tuberculatus* com *Littoridina aff. miaulis* (Hydrobiidae) (0,30), *M. tuberculatus* e *Physa* sp. (0,32), *M. tuberculatus* e *Biomphalaria* sp. (0,28). Por apresentar maior quantidade desses organismos, o lago Dom Helvécio foi o único com correlações significativas.

Como era esperado, as famílias pertencentes ao grupo funcional alimentar raspador compartilham o mesmo habitat e apesar da baixa correlação, elas foram significativas. Dentre essas, a família Hydrobiidae representada pela espécie *Littoridina aff. miaulis* tem sua população em declínio (Fig. 23), talvez resultado da ocupação em grandes densidades do molusco invasor. Por ser o único ovovivíparo dentre os raspadores, essa pode ter sido a vantagem que proporcionou ao *M. tuberculatus* grande sucesso de invasão, uma vez que seu lambda (taxa de crescimento populacional) de 1,02 não é elevado e apresenta crescimento lento (Bedê, 1999). A ovoviviparidade é um cuidado parental que evoluiu em alguns prosobrânquias (Bem-Ami & Hodgson, 2005). Assim como *Pomacea* sp., *Biomphalaria* sp e *Physa* sp. os hidrobídeos são ovíparos. Pointier *et al.* (1991) atribuiu o conceito de k-estrategista ao molusco invasor por possuir tempo de vida longo comparado com o gênero *Biomphalaria*, o que é outra vantagem competitiva. Além disso, seu alto potencial biótico, alta taxa reprodutiva e longevidade (4-5 anos) resultam no deslocamento, desaparecimento ou redução populacional das espécies nativas (Pino *et al.*, 2010).

O gênero *Physa* sp. que também apresenta correlação positiva significativa com o *M. tuberculatus* apresenta crescimento populacional, indicando ser um oportunista da invasão do molusco exótico ou um caso de ACF (Apparent Competition through Facilitation) proposto por Giovanelli (2003). Essa teoria é uma extensão do conceito de “competição aparente” (Holt, 1977) e sugere que o aumento na população de uma espécie em virtude da chegada de outra é um indício de que esta produz algum benefício inicial para aquela. Entretanto, taxas de crescimento crescentes tendem a desestabilizar as populações aumentando as oscilações, produzindo dinâmica caótica e levando à extinção (May, 1974; Soulé, 1987). Esse resultado foi demonstrado por Giovanelli (2003), correlacionando *M. tuberculatus* e *B. glabrata*, em que taxa de crescimento de baixa a moderada produz populações estáveis do competidor inferior (*B. glabrata*) e, aumentando essa taxa, produz oscilações dessa população e possível extinção.

Outros trabalhos também detectaram impactos na malacofauna nativa em ambientes naturais. Nas localidades de Betim e Prudente de Moraes, região central do

estado de Minas Gerais, Guimarães *et al.* (2001) registraram marcada redução em populações de *B. glabrata* e *B. straminea* em dois lagos depois da introdução de *M. tuberculatus*, seguido pelo completo desaparecimento dessas espécies após período de 8 anos. Fernandez *et al.* (2001) também documentaram o deslocamento e declínio das populações de *B. glabrata* e *P. lineata* em um pequeno córrego no campus da Fundação Oswaldo Cruz (Rio de Janeiro). Em outros países, como na França, detectou-se que *M. tuberculatus* reduziu substancialmente as populações de *B. glabrata* por competição (Pointier, 1993) e no caso das Antilhas Francesas o desaparecimento ocorreu em 2 anos (Pointier, 1992).

Em laboratório (ambiente controlado), Giovanelli *et al.* (2002) demonstraram que *B. glabrata* eliminou *M. tuberculatus* e, inclusive, aquele apresentou aumento na produção de ovos e embriões, tendo o mesmo resultado sido encontrado por Moné (1991). Por ser um ambiente controlado, a vantagem da ovoviviparidade presente no *M. tuberculatus* perde sua finalidade, uma vez que as desovas de *B. glabrata* não estão expostas a predadores, resultando no seu sucesso reprodutivo. Além disso, a hipótese de facilitação por *M. tuberculatus* no crescimento populacional de *B. glabrata*, que foi discutida nesses trabalhos, induz a concluir se não seria mais uma caso de ACF (Apparent Competition through Facilitation).

A composição desse grupo variou entre os lagos, mas alguns moluscos podem ocorrer em substratos variados, como a vegetação aquática (França, 2007), que não foi coletada neste trabalho. Como é o caso da família Ancyliidae, que vive preferencialmente aderida a folhas ou talos de plantas aquáticas (Santos, 2003).

Essa análise chama atenção para a riqueza desse grupo que é maior no lago Dom Helvécio (5 taxa) (lembrando que *L. aff. miailis* está em declínio), em relação aos lagos do entorno, em cada um dos quais apareceu apenas 1 espécime. Um possível deslocamento das espécies nativas pelo invasor também foi demonstrado por Vidigal *et al.* (2005), em que variações nas frequências relativas de *Biomphalaria* e *M. tuberculatus* ocorreram em função da presença de uma das espécies no médio Rio Doce.

5.5. Parâmetros físico-químicos

5.5.1. Análise de Componentes Principais (ACP) e Análise de Correlação Canônica (ACC)

Como mostrado na Figura 24, para as variáveis físicas e químicas através da análise de componentes principais, os dois primeiros eixos explicam apenas 45% da variação dos dados, embora seja possível identificar que há um padrão de correlação entre os lagos, permitindo uma análise exploratória. Assim, nos componentes 1 e 2 percebe-se o agrupamento oposto entre o lago Gambazinho e os demais.

O lago Gambazinho se associa à clorofila-*a*, enquanto os lagos Jacaré, Águas Claras e Dom Helvécio mostram maior correspondência entre fósforo total, nitrogênio total, silicato, condutividade e temperatura.

Pujoni (2010) encontrou alta biomassa fitoplanctônica no Gambazinho (mediana de 2 mg/L), o que pode explicar a associação desse lago com a clorofila-*a*. O lago Jacaré apresentou a maior associação com N-total e silicato onde foi encontrada a maior concentração de silicato (ver Tab. VIII). O lago Águas Claras tem maior associação com o P-total, onde foram encontradas as maiores concentrações desse parâmetro, apesar de no trabalho de Lucca (2006) a proporção NT/PT ter sido acima de 10 nesse ambiente, indicando ser fósforo o elemento limitante.

Barros (2010) calculou os níveis tróficos dos lagos estudados com base no índice de Carlson (Carlson, 1977) modificado. Para esse índice, os lagos Gambazinho, Dom Helvécio e Águas Claras foram considerados oligotróficos, enquanto o lago Jacaré é mesotrófico, o que pode explicar a associação desse lago com o N-total. Como no trabalho de Donohue (2009), o aumento de nutrientes no ecossistema lacustre resulta em diminuição da diversidade beta por consequência da homogeneização do ambiente (como discutido no tópico 5.4.5).

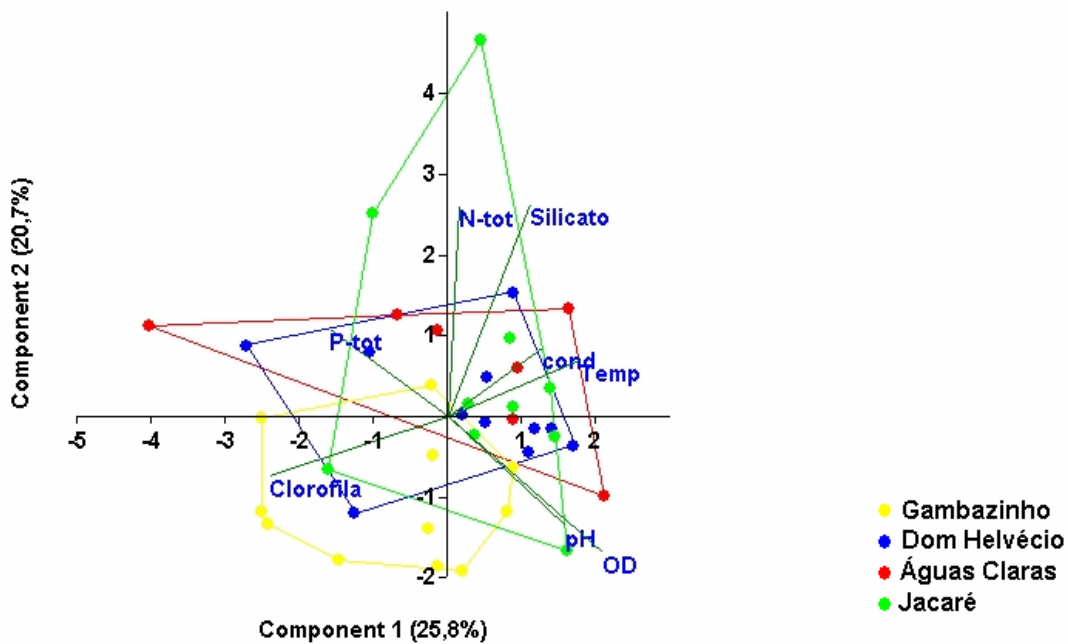


Figura 24. Análise de componentes principais entre os lagos (Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras) e os dados físicos e químicos (Clorofila-*a*, P- total, N-total, Silicato, Condutividade, Temperatura, Oxigênio dissolvido e pH), médio Vale do Rio Doce (MG).

Através da ACP entre os grupos funcionais, os dois eixos explicam 77,5% da variação dos dados, sendo essa associação elevada (Fig. 25). O componente 1 mostra associação entre Gambazinho e Dom Helvécio com os grupos funcionais predador, filtrador e coletor, enquanto no componente 2 o grupo funcional raspador se relacionou com os lagos Jacaré, Águas Claras e Dom Helvécio. Sendo este último o lago com maior associação com os fragmentadores.

Esse resultado mostra que lagos associados ao grupo raspador são aqueles que apresentam altas densidades de *M. tuberculatus* e o lago onde ele é ausente, além de apresentar baixa relação com esse grupo, obteve alta correlação com predador, filtrador e coletor demonstrando ter diversidade funcional maior. O lago Dom Helvécio, mesmo com a presença do molusco invasor, mostra alta associação com os grupos fragmentador, predador, filtrador e coletor, ou seja, manteve a diversidade funcional alta, mostrando mais uma vez seu bom estado de conservação.

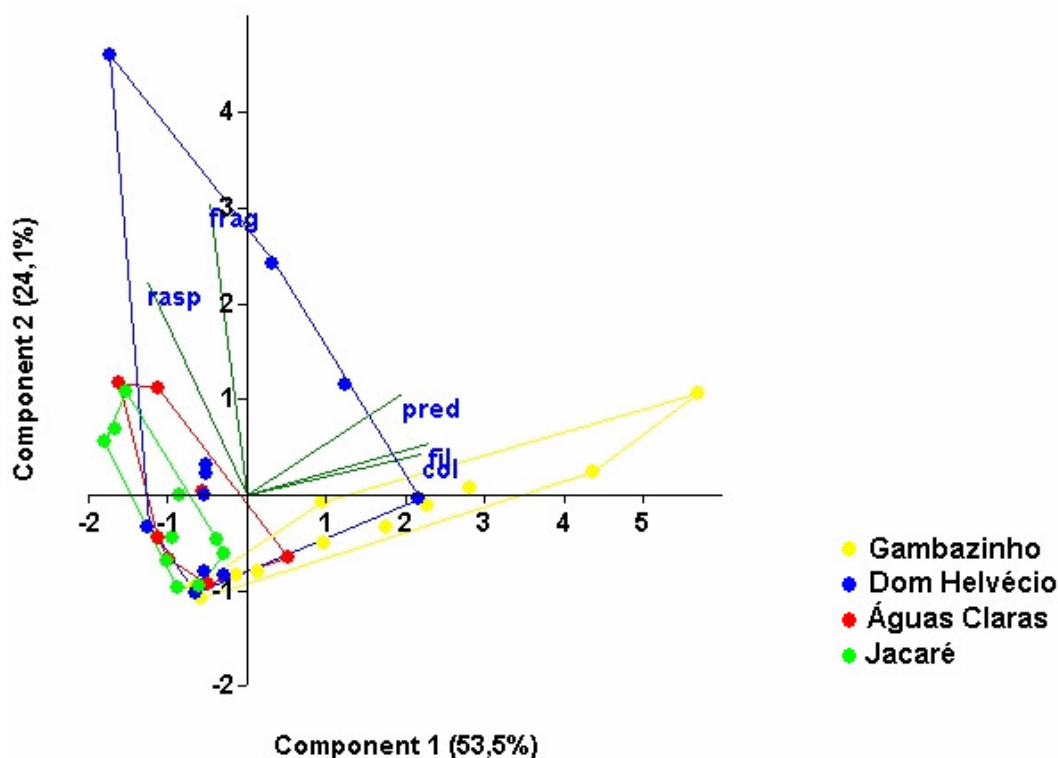


Figura 25. Análise de componentes principais entre os lagos (Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras) e os grupos funcionais de alimentação que compõem a comunidade bentônica (rasp-raspador, frag-fragmentador, pred-predador, fil-filtrador e col-coletor), médio Vale do Rio Doce (MG).

Na análise de correlação canônica (ACC) das variáveis bióticas e abióticas, apenas o primeiro eixo foi significativo ($p < 0,001$) e explica 92% da variação dos dados (Fig. 24). Essa análise confirma o que foi descrito acima, o lago Gambazinho mostra-se isolado, associado com os grupos funcionais coletor, filtrador e predador. Enquanto os lagos Jacaré, Águas Claras e Dom Helvécio se associaram com o grupo funcional raspador (alta densidade de *M. tuberculatus*), condutividade e silicato. Segundo Marques & Barbosa (2001) um aumento na abundância de perifíton associado com níveis medianos de enriquecimento de nutrientes (no caso, silicato e N-total) pode favorecer o aumento da proporção de raspadores. O lago Dom Helvécio e Gambazinho tem alta diversidade funcional e aquele, mesmo com elevadas densidades de *M. tuberculatus*, apresenta características de um ambiente preservado.

Os valores abióticos aproximados entre os lagos sugerem que a composição da comunidade é afetada por outros fatores além dos físicos e químicos (ver Tab.VIII).

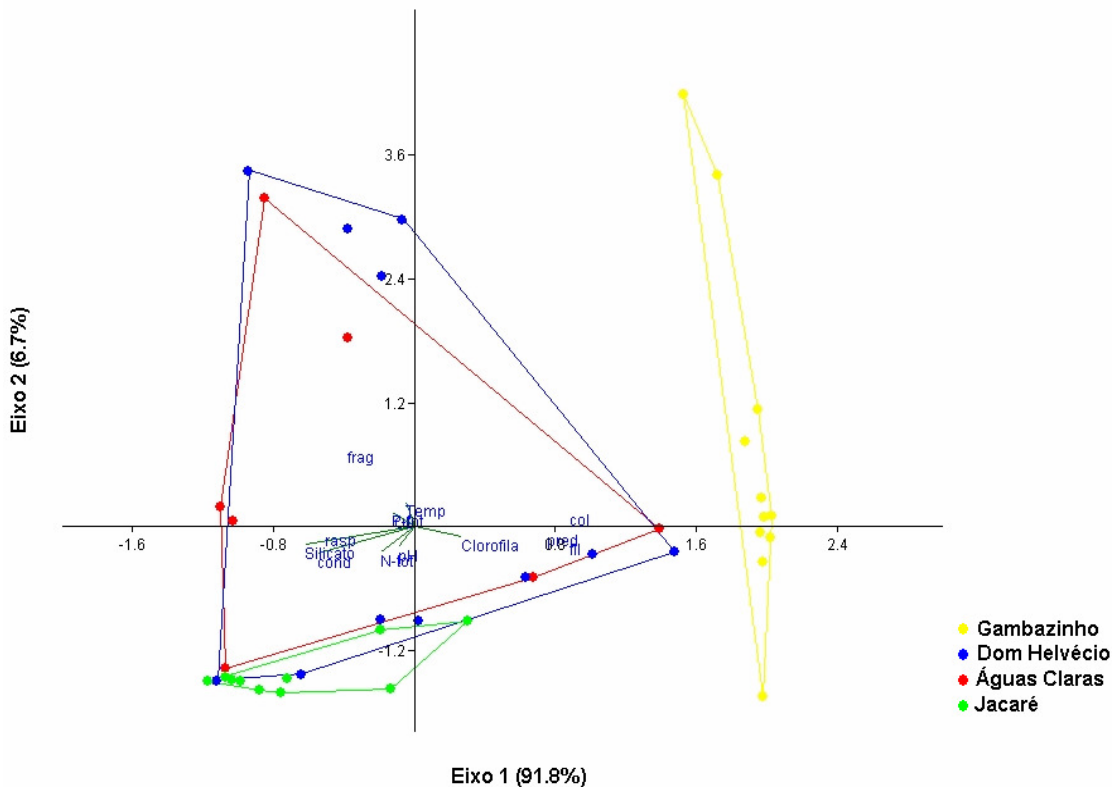


Figura 26. Análise de correlação canônica entre os dados físicos e químicos (Clorofila-*a*, P- total, N-total, Silicato, Condutividade, Temperatura, Oxigênio dissolvido e pH) e os grupos funcionais de alimentação (rasp-raspador, frag-fragmentador, pred-predador, fil-filtrador e col-coletor) entre os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Jacaré e Águas Claras, médio Vale do Rio Doce (MG).

5.5.2. Análise física e química dos ambientes estudados

Os valores de pH são bem próximos entre os ambientes, sem diferença significativa ($p=0,89$), sendo os lagos Jacaré e Gambazinho aqueles com maior intervalo entre máximo 9,28 e 9,17 e mínimo 4,79 e 4,61, respectivamente. As médias mantiveram-se próximas da neutralidade. Segundo Esteves (1998) o pH é uma variável de difícil interpretação devido aos inúmeros fatores que podem influenciá-lo, destacando-se a geologia do lago e a decomposição da matéria orgânica.

A menor condutividade elétrica foi registrada no lago Gambazinho (14,07 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o seu valor máximo (22 $\mu\text{S}/\text{cm}$) não atinge a média dos demais ambientes (Águas Claras 39,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Jacaré 37,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e Dom Helvécio 34,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$), apresentando diferença significativa com Águas Claras ($p=0,0004$) e Dom Helvécio ($p=0,0024$). Além disso, Esteves (1998), explica que em regiões tropicais o estado

trófico do corpo d'água é um dos fatores que mais interferem na condutividade, e em águas continentais os principais íons são macronutrientes formados por compostos nitrogenados e fosfatados, o que provavelmente explica a baixa condutividade do lago Gambazinho, ambiente predominantemente com baixas concentrações de fósforo total (Tab. XI do apêndice).

A concentração média de sílica solúvel reativa foi também menor no lago Gambazinho (0,69 mg/L), atingindo o menor valor (0,23 mg/L) entre os ambientes. O lago Jacaré apresentou o maior valor (3,86 mg/L), seguido de Dom Helvécio (2,79 mg/L) e de Águas Claras (2,59 mg/L). A diferença foi significativa entre Gambazinho e Águas Claras ($p=0,0076$) e Gambazinho e Jacaré ($p=0,0026$).

A concentração de oxigênio dissolvido mostrou pequena variação entre os ambientes (sem diferença significativa), embora com ampla variação em cada ambiente. Assim, os maiores intervalos observados foram nos lagos Águas Claras (3,34 mg/L a 13,91 mg/L) e Dom Helvécio (2,75 mg/L a 12,95 mg/L), indicando tratar-se de ambientes bem oxigenados.

A temperatura da água é a variável que melhor responde à sazonalidade, sendo que os valores máximos são obtidos na estação chuvosa (verão) e os valores mínimos correspondem à estação de estiagem (inverno). O lago Jacaré mostrou a maior variação da temperatura entre esses períodos, com valores entre 22,4 e 32 C°, mas sem diferença significativa.

As concentrações de clorofila-*a* também mostraram valores médios próximos (sem diferença significativa) entre os lagos, sendo registrado o maior valor (41,43 µg/L) no lago Gambazinho.

A concentração média de fósforo total é bastante semelhante (sem diferença significativa) entre os ambientes, embora os valores máximos variem muito. Assim, o lago Águas Claras apresentou a maior concentração (228,2 µg/L), seguido de Jacaré (114,6 µg/L), Dom Helvécio (71,1 µg/L) e Gambazinho (28 µg/L).

A concentração média de nitrogênio total foi bem parecida entre os ambientes, sem diferença significativa entre eles (Águas Claras 479,59 µg/L, Jacaré 430 µg/L, Gambazinho 373,24 µg/L e Dom Helvécio 534,38 µg/L).

Tabela VIII. Valores de média, máximo e mínimo dos dados físicos e químicos para os lagos Dom Helvécio, Gambazinho, Águas Claras e Jacaré, médio Vale do Rio Doce (MG).

Lago	Valores	pH	Cond	Silicato	OD	Temp	Clorofila	P-tot	N-tot
Águas Claras	Média	6.34	39.21	1.68	8.10	26.42	13.20	39.03	479.59
	Máximo	7.56	53.00	2.59	13.91	30.90	26.73	228.20	633.53
	Mínimo	4.94	5.70	0.65	3.34	23.40	7.48	8.01	330.16
Jacaré	Média	6.63	37.80	2.24	7.09	27.27	14.09	28.80	430.00
	Máximo	9.28	51.00	3.86	10.07	32.00	24.06	114.60	721.25
	Mínimo	4.79	5.80	0.49	2.41	22.40	8.29	6.78	50.94
Gambazinho	Média	6.37	14.07	0.69	6.95	27.06	16.23	12.60	373.24
	Máximo	9.17	22.00	1.80	10.15	31.50	41.43	28.00	765.60
	Mínimo	4.61	1.80	0.23	2.20	23.10	5.61	6.02	34.86
Dom Helvécio	Média	6.33	34.52	1.62	7.48	27.85	13.97	18.44	534.38
	Máximo	7.87	45.00	2.79	12.95	31.80	25.93	71.10	914.45
	Mínimo	4.81	0.05	0.44	2.75	23.50	6.15	5.92	35.89

6. CONCLUSÃO

- A espécie exótica *Melanoides tuberculatus* é a espécie dominante nos lagos colonizados. O lago Gambazinho foi dominado pela família Chironomidae.
- Mesmo utilizando-se níveis taxonômicos mais elevados (ex. Família e Ordem) foi possível constatar baixa diversidade de taxa para os ambientes fora da unidade de conservação.
- O lago Dom Helvécio é o mais diverso mostrando ser um ambiente resistente à invasão, mas ainda vulnerável.
- Os lagos são heterogêneos entre si biologicamente, sendo o lago Gambazinho o menos semelhante com os demais.
- O comportamento sazonal foi mais evidente no lago Gambazinho.

- A correlação positiva entre as espécies *M. tuberculatus* e *Littoridina aff. miaulis* pode explicar a queda na população desta devido a presença do molusco invasor, assim como o crescimento da espécie *Physa* sp. no lago Dom Helvécio.
- Os lagos Dom Helvécio e Gambazinho apresentam maior diversidade funcional.
- Os lagos são bastante semelhantes entre si físico-quimicamente, com exceção do lago Gambazinho.
- As populações de *M. tuberculatus* estão bem estabelecidas nos lagos estudados e como tal, afetam consideravelmente a estrutura da comunidade zoobentônica.

7. RERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abelho, M. & Graça, M.A.S. (1996) – Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324: 195-204.

Abílio, F.J.P. (1997) - Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata*, Muller, 1774 (Gastropoda-Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação dos Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos.

Amaral, A.C.Z.; Migotto, A.E.; Turra, A. & Schaeffer-Novelli, Y. (2010) - Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. *Biota Neotropical* 10(1): 220 – 264.

Barroso, C.X. & Matthews-Cascon, H. (2009) – Distribuição espacial e temporal da malacofauna no estuário do rio Ceará, Ceará, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 4(1): 79-86.

Barros, C.F.A. (2010) – Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagos naturais do médio Rio Doce. Tese doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais.

Bedê, L.C. (1992) – Dinâmica populacional de *Melanoides tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae) no Reservatório da Pampulha, Belo Horizonte – MG – Brasil. Tese mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais.

- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L.** (2007) – Ecologia de indivíduos a ecossistemas. 4th Ed. Artmed. Sao Paulo, Brasil. 740p.
- Ben-Ami, F. & Hodgson, A. N.** (2005) – Oviviparity and the structure of the brood pouch in *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiariidae). Journal of Morphology. 263: 322 – 329.
- Berry, A.J. & Kadri A.B.H.** (1974) – Reproduction on Malayan freshwater cerithiacean gastropod *Melanoides tuberculata*. Journal of Zoology, 172: 369 – 381.
- Bezerra-Neto, J.F.; Mello, N.A.S.T.; Maia-Barbosa, P.M. & Pinto-Coelho, R.M.** (2009) - The role of predation in the diel vertical migration of zooplankton in two tropical freshwaters ecosystems. Acta Limnologica Brasiliensia, 21(1): 45-56.
- Bezerra-Neto, J.F.; Brighenti, L.S.; Mello, N.A.S.T. & Pinto-Coelho, R.M.** (2012) - Hydroacoustic assessment of fish and *Chaoborus* (Diptera-Chaoboridae) distribution in three Neotropical lakes. Acta Limnologica Brasiliensia, 24(1): 18-28.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T.** (1957) - An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs, 27: 325–349.
- Brehm, G.; Fiedler, K.; Häuser, C.L. & Dalitz, H.** (2008) - Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Ecological Studies, 198p.
- Cairns, Jr. J. & Prall, J.R.** (1993) - A history of biological monitoring using benthos macroinvertebrates. *in*: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (Eds.), Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, 159–194 p.
- Callisto, M.; Barbosa, F.A.R. & Moreno, P.** (2000) – Macrobenthic diversity on different habitats in an altitudinal lake surrounded by eucalyptus plantations and secondary Atlantic forest (southeast Brazil). Acta Limnologica Brasileira, 12: 55-61.
- Callisto, M.; Goulart, M.; Barbosa, F.A.R. & Rocha, O.** (2005) - Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir ascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). Brazilian Journal of Biology, 65(2): 229-240.
- Canhoto, C. & Graga, M.A.S.** (1995) - Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore, *Tipula lateralis* . Freshwater Biology, 34: 209-214.
- Carvalho, O.S.** (1986) - Ocorrência de um Tiarídeo (mollusca) no lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG, Brasil. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, 19(1): 57.

- Clark, T.E. & Samways, M.J.** (1996) - Dragonflies (Odonata) as indicators of biotype quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1001–1012.
- Colautti, R.I. & MacIsaac, H.J.** (2004) – A neutral terminology to define “invasive” species. *Diversity and Distributions*, 10:135-141
- Colpo, K.D.; Brasil, M.T. & Camargo, B.V.** (2009) - Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. *Ciência Rural*, 39(7): 2087-2092.
- Corbi, J.J. & Trivinho-Strixino, S.** (2002) – Spatial and bathymetric distribution of the macrobenthic fauna of the Ribeirão das Anhumas reservoir (Américo Brasiliense – SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1): 35-42.
- Costa, C; Ide, S. & Simonka, C.E.** (2006) – Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Editora Holos. Ribeirão Preto, Brasil, 249p.
- Cummins, M.** (1984) – An introduction to the aquatic insects of North America. 2nd ed. Kendall/Hunt Publishing Company. USA, 722p.
- De Marco, P.Jr.** (1999) – Invasion by the introduced aquatic snail *Melanooides tuberculata* (Muller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 34: 186-189
- Dillon, R.T.Jr.** (2000) - The ecology of freshwater molluscs. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Donohue, I.; Jackson, A.L.; Push, M.T. & Irvine, K.** (2009) – Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology*, 90(12): 3470-3477.
- Dudgeon, D.** (1986) – The life cycle, population dynamics and productivity of *Melanooides tuberculata* (Muller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in Hong Kong. *Journal of Zoology*, 208(1): 37-53.
- Dudgeon, D.** (1989) – Ecological strategies of Hong Kong Thiaridae (Gastropoda: Prosobranchia). *Malacological Review*, 22: 39-53.
- Esteves, F.A.** (1998) – Fundamentos de Limnologia. 2^a Ed. Editora Interciência, RJ. 602p.
- Everett, R.A.** (2000) - Patterns and pathways of biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(5): 177-178.

- Fernandez, M.A.; Thiengo, S.C. & Boaventura, M.F.** (2001) – Gastrópodes límnicos do campus de Manguinhos. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 3(34): 279-282.
- Fernandez, M.A.; Thiengo, S.C. & Simone, L.R.L.** (2003) – Distribution of the introduced freshwater snail *Melanooides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. *The Nautilus*, 117 (3): 78-82.
- Figueiredo-Barros, M.P.; Savassi, F.; Pires, A.P.F.; Dantas, M.; Leal, J.J.F.; Esteves, F.A.; Farjalla V.F. & Bozelli R.L.** (2007) - Efeito da bioturbação por *Campsurus notatus* (ephemeroptera: polymitarcidae) sobre a concentração de sólidos totais em suspensão e nitrogênio do séston. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- Foote, L.A. & Hornung, C.L.R.** (2005) - Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology*, 30 (3): 273–283.
- França, R.S.; Suriani, A.L. & Rocha, O.** (2007) – Composição das espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios do baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(1): 41-51.
- Franklin, J.F.** (1987) – Importance and justification of Long-Term Studies in Ecology *in*: Likens, G.E. (1989) – Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives. 2nd ed. Springer-Verlag, INC. New York, USA, 214p.
- Felfili, M.C & Felfili, J.M.** (2001) – Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da chapada pratinha, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, 15(2): 243-254
- Freitas, J.R., Bedê, L.C. & De Marco, P. Jr.** (1987) – Population dynamics of aquatic snails in Pampulha Reservoir. *Memória do Instituto Oswaldo Cruz*, Rio de Janeiro, 82 (4): 299-305.
- Giovanelli, A.** (2002) – Interaction between the host intermediate host of schistosomiasis in Brazil *Biomphalaria glabrata* (planorbidade) and a possible competitor *Melanooides tuberculata* (Thiaridae): laboratory experiments. *Memória do Instituto Oswaldo Cruz*, Rio de Janeiro, 97(3): 363-369.
- Giovanelli, A.** (2005a) – Avaliação dos efeitos de *Melanooides tuberculatus* sobre *Biomphalaria* spp. e sobre a biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em Guapimirim, RJ., Tese doutorado, Fiocruz, RJ.

- Giovanelli, A.; Ayres, C.L.P.; Medeiros, L. & Vasconcelos, M.C.V.** (2001) – The molluscicidal activity of the látex of *Euphorbia splendens* var. *hislopii* on *Melanooides tuberculata* (Thiaridae), a snail associated with habitats of *Biomphalaria glabrata* (Planorbidae). Memória do Instituto Oswaldo Cruz, 96(1): 123 -125.
- Giovanelli, A.; Coelho-da-Silva, C.L.P.A.; Leal, G.B.E. & Baptista, D.F.** (2005b) - Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774). Memória do Instituto Oswaldo Cruz, 100(2): 169-176.
- Giovanelli, A.; Vieira, M. V. & Coelho-da-Silva, C.L.P.A.;** (2003) Apparent competition through facilitation between *Melanooides tuberculata* and *Biomphalaria glabrata* and the control of Schistosomiasis. Memória do Instituto Oswaldo Cruz, 98(3): 429-431 .
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M.** (1978) - Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 213p.
- Guilbert, E.; Baylac, M. & Najt, J.** (1995) - Canopy arthropod diversity in a New Caledonian primary forest sampled by fogging. Pan-Pacific Entomologist, 71: 3-12.
- Guimarães, C.T.** (1983) – Controle biológico: *Pomacea haustorium* Reeve, 1856 (Mollusca, Pilidae) sobre planorbídeos, em laboratório. Revista Saúde Pública, 17: 138-147.
- Guimarães, T.C.; Souza, C.P. & Soares, D.M.** (2001) - Possible Competitive Displacement of Planorbids by *Melanooides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. Memória do Instituto Oswaldo Cruz, 96: 173-176.
- Heller, J. & Farstay, V.** (1989) - A field method to separate males and females of the freshwater snail *Melanooides tuberculata*. Journal of Molluscan Studies 55: 427–429.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Ciências/IBGE** (2004) – Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169 (acessado em 6 de fevereiro de 2012).
- Instituto Estadual de Florestas / IEF-MG** (2002) - Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/306?task=view> (acessado em 20 de janeiro de 2012).

Jackson, D.A. & Harvey H.H. (1993) – Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 50: 2641 – 2651.

Karlson, R.H., & Cornell, H.V. (1998) - Scale-dependent variation in local vs. regional effects on coral species richness. *Ecological Monographs*, 68:259–274.

Kennen, J.G.; Murray, K.R. & Beaulieu, K.M. (2010) - Determining hydrologic factors that influence stream macroinvertebrate assemblages in the northeastern US. *Ecohydrology*, 3: 88–106.

Leal, J.J.F.; Esteves, F.A.; Farjalla, V.F. & Enrich-Prast, A. (2003) - Effect of *Campylobacter notatus* on NH_4^+ , DOC fluxes, O_2 uptake and bacterioplankton production in experimental microcosms with sediment-water interface of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. *International Review of Hydrobiology*, 88: 167-178.

Lobo, E. & Leighton, G. (1986) – Estructuras de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha*, 22 (1): 143-170. *apud*: Lucca, J. V. (2006) – Caracterização limnológica e análise da comunidade bentônica sujeita à invasão por espécies exóticas, em lagos do Vale do Rio Doce, MG, Brasil. Tese de doutorado, São Carlos, São Paulo.

Lorenzen, C.J. (1967) - Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnological Oceanography*, 12: 343-346.

Lucca, J.V. (2006) – Caracterização limnológica e análise da comunidade bentônica sujeita à invasão por espécies exóticas, em lagos do Vale do Rio Doce, MG, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

Lucca, J.V.; Ramos, R.C.; Suriani, A.L. & Rocha, O. (2004) - Densidade e estrutura em tamanho de *Melanoides tuberculata* (Muller, 1774) Gastropoda-Thiaridae em três lagoas no Parque Estadual do Vale do Rio Doce, (MG). X Simpósio do Curso de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC-USP.

Mackereth, J.F.H.; Heron, J. & Talling, J.F. (1978) - Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, 36: 121.

Malek, E.A. (1980) – Snail-transmitted parasitic diseases. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, Vol. 1, 334p.

- Marques, M.M.** (1999) - A comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho médio da bacia do rio doce, MG: bases para a conservação da biodiversidade e avaliação de qualidade de água. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Marques, M.M.; Ferreira, R.L. & Barbosa, F.A.R.** (1999) – A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2): 203-210.
- Marques, M.M. & Barbosa, F.A.R.** (2001) - Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrates communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457:69-76.
- Marques, M.M. & Barbosa, F.A.R.** (2002) - Áreas prioritárias para a conservação da diversidade aquática no trecho médio da bacia do Rio Doce, MG. *Naturalia*, 27: 211–229.
- May, R.M.** (1974) - Biological populations with nonoverlapping generations: stable points, stable cycles, and chaos. *Science*, 186: 645-647.
- Mayrink, N.; Moretti, M.; Goulart, M.; Moreno, P.; Ferreira, W. & Calisto, M.** (2002) – Benthic macroinvertebrate diversity in the middle Doce River: the beginning of the Brazilian Long term Ecological Research (LTER) Program. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1827-1830.
- McArthur, R.H. & Willson, E.O.** (1967) – The theory of island biogeography. Princeton University Press, USA. 224p.
- McCafferty, W.P.** (1981) – Aquatic entomology. The fishermen`s and ecologists`s illustrated guide to insects and their relatives. 1st ed. Jones and Bartlett Publishers, INC. Boston, USA. 448p.
- Miller, M.P.; Kennen, J.G.; Mabe, J.A. & Mize, S.V.** (2012) - Temporal trends in algae, benthic invertebrate, and fish assemblages in streams and rivers draining basins of varying land use in the south-central United States, 1993–2007. *Hydrobiologia*, 684:15–33.
- Milwarde-de-Andrade, R; Carvalho, O. S. & Guimarães, C. T.** (1978) – Alguns dados bioecológicos de *Pomacea haustrum* (Reeve, 1856), predador-competidor de hospedeiros intermediários de *Schistosoma mansoni* (Sambom, 1907). *Revista Saúde Pública*, 12: 78-89.

- Mittermeier, R.A.; Fonseca G.A.B.; Rylands, A.B. & Brandon, K.** (2005) – Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1: 14-21.
- Mills, E.L.; Leach, J.H.; Carlton, J.T. & Secor, C.L.** (1994) – Exotic species and the integrity of the Great Lakes. *Bioscience*, 4(10): 666-676.
- Moretto, E.M.** (2001) – Diversidade zooplanctônica e variável limnológica das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do Vale do Rio Doce – MG e suas relações com o entorno. Dissertação de mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- Moretto, E.M. & Nogueira, M.G.** (2003) - Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita reservoir (São Paulo - Brazil). *Acta Limnologica Brasileira*, 15(1): 27-39.
- Mormul, R.P.; Michelan, T.S. & Thomaz, S.M.** (2011) - Espécies exóticas e invasoras no Brasil: a grande preocupação com macrófitas aquáticas. *Boletim Ablimno*, 39(1), artigos de divulgação.
- Myers, N.; Mittermeier R.A.; Mittermeier C.G.; Fonseca G.A.B. da & Kent, J.** (2000) - Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Mungai, R; Nessimian, J.L. & Baptista, D.F.** (2010) – Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos de Estado do Rio de Janeiro. 1 ed. Editora Technical Books. Rio de Janeiro, Brasil. 176p.
- Neiser, N & Melo, A.L. de.** (1997) – Os Heterópteros Aquáticos de Minas Gérias. Guia Introductório com Chave de Identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Editora UFMG. Belo Horizonte, Brasil. 180p.
- Nimer, E.** (1966) – Clima in Atlas do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE.
- Nimer, E.** (1989) – Climatologia do Brasil. IBGE. 421p.
- Okumura, D.T.; Takenaka, R.A. & Rocha, O.** (2005) – Avaliação da tolerância da espécie exótica *Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae) a fatores ambientais e substâncias tóxicas. *in*: Rocha, O.; Espíndola, E.L.G.; Verani, N.F.; Verani, J.R. & Rietzler, A.C. (2005) – Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo. Universidade Federal de São Carlos, 416p.
- Okumura, D. T.** (2006) – Estudos ecológicos e ecotoxicológicos de *Melanoides tuberculata* Muller, 1774 (Gastropoda, Thiaridade), espécie exótica para a região neotropical. Tese de mestrado, Universidade de São Paulo.

- Pino, J.; Lopez, F. & Iannacone, J.** (2010) – Environmental impact on the proportion of male specimens in parthenogenetic population of *Melanooides tuberculata* (Muller, 1774) (Prosobranchia, Thiariidae) in Peru. *The Biologist* (Lima), 8(2): 139-149.
- Pointier, J.P.; Toffart, J.L. & Lefevre, M.** (1991) – Life tables of freshwater snails of the genus *Biomphalaria* (*B. glabrata*, *B. Alexandria* e *B. straminea*) and of one of its competitors *Melanooides tuberculata* under laboratory conditions. *Malacologia*, 33(1-2): 43-54.
- Pointier, J.P.** (1993) – The introduction of *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiariidae) to the island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalaria glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. *Acta Tropica*, 54: 13-18.
- Pointier, J.P. & Guyard, A.** (1992) - Biological control of the snail intermediate hosts of *Schistosoma mansoni* in Martinique, French West Indies. *Tropical Medicine and Parasitology*, 43(2): 98-101.
- Ponzo, J.** (1993) – Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Aguera stream system (North Spain): I. chemical changes. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 127(3): 299-317.
- Pujoni, D.G.F.** (2010) - A Comunidade Zooplanctônica da região limnética de dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as implicações para a conservação ambiental: Um Olhar Macroecológico. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Ramos, R.C.; Lucca, J.V.; Silva, F.L. & Rocha, O.** (2007) - Distribuição de *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) no sistema de lagoas do vale médio Rio Doce (MG). III Fórum Ambiental da Alta Paulista.
- Ricklefs, R.E.** (2004) - A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7:1–15.
- Samways, M.J. & Stetler, N.S.** (1996) - Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forested landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, 78: 279–288.
- Santos, S.B.** (2003) – Estado atual do conhecimento dos ancélídeos na América do Sul (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Basommatophora). *Revista Biologia Tropical*, 51 (Suppl.3): 191-224.

- Santos, C.M. & Eskinazi-Sant'anna, E.M.** (2010) – The introduced snail *Melanooides tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). *Brazilian Journal of Biology*, 70(1): 1-7.
- Saska, C. & Rocha, O.** (2005) – Avaliação de potenciais predadores de *Melanooides tuberculata* Muller (1774), (Gastropoda, Thiaridae) em experimentos laboratoriais. *in: Rocha, O.; Espíndola, E.L.G.; Verani, N.F.; Verani, J.R. & Rietzler, A.C.* (2005) – Espécies Invasoras em águas doces: Estudos de caso e propostas de manejo. Universidade Federal de São Carlos, 416p.
- Segura, M.O.** (2007) – Composição e distribuição de coleóptera aquático (insecta) em córregos de baixa ordem no estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.
- Sharma, R.C. & Rawat, J. S.** (2009) – Monitoring of aquatic macroinvertebrate as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*, 9: 118 – 128.
- Simberloff, D. & Stiling, P.** (1996) – Risks of species introduced for biological control. *Biological Conservation*, 78: 185-192.
- Soulé, M.E.** (1987) - Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 189 p.
- Sperling, E.** (1999) – Morfologia de lagos e represas. DESA/UFMG, Belo Horizonte, 138 p.
- Stewart, D.A.B. & Samways, M.J.** (1998) - Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in an African savannah game reserve. *Conservation Biology*, 12: 683–692.
- Súarez, R.Y.** (2008) - Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropical*, 8(3): 197 – 204.
- Suriani, L.A.; França S.R. & Rocha, O.** (2007) - Benthic malacofauna of the reservoirs of the Middle River Tietê (São Paulo, Brazil) and an ecological evaluation of the invading exotic species, *Melanooides tuberculata* (Müller) and *Corbicula fluminea* (Müller). *Revista Brasileira de Zoologia* 24(1): 21-32.
- Tundisi, J.G.** (1997). Climate. *in: Tundisi, J.G. & Saijo, Y.* (eds). *Limnological studies on the Rio Doce valley lakes, Brazil*. Brazilian academy of sciences,

University of São Paulo, School Engineering at S. Carlos and Center for Water Resources and Applied Ecology, São Paulo, p. 7–11.

Valle, L.S.A.; Tavares, K.S.; Castelo-Branco, M.B.; França, R.S.; Suriani, A.L.; Stefani, P.M., Rocha, O. & Espíndola, E.L.G. (2005) – Uma projeção de tecnologia sócio-ambiental para o manejo de espécies exóticas em água doce. *in*: Rocha, O.; Espíndola, E.L.G.; Verani, N.F.; Verani, J.R. & Rietzler, A.C. (2005) – Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo. Universidade Federal de São Carlos, 416p.

Vaz J.F.; Teles, H.M.S.; Correa, M.A. & Leite, S.P.S. (1986) - Ocorrência no Brasil de *Thiara Melanoides tuberculata* (O.F. Muller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). *Revista Saúde Pública*, 20: 318-322.

Vidigal, T.H.D.A.; Marques, M.M.; Lima, H.P & Barbosa F.A.R. (2005) – Gastrópodes e Bivalves Limnicos do Trecho Médio da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Lundiana* 6 (supplement): 67-76.

Weir, S.M. & Salice, C.J. (2011) – High tolerance to abiotic stressor and invasion success of the slow growing freshwater snail, *Melanoides tuberculatus*. *Biological Invasions*, 14(2): 385-394.

Whittaker, R.H. (1960) - Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 279-338.

Zeppelini Filho, D. & Bellini, B.C. (2004) - Introdução ao estudo dos Collembola. Ed. Universitária, UFPB, 82 p.

APÊNDICE

Tabela I. p-valores do teste de significância da tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) para o lago Jacaré. Valores iguais ou menores que 0,05 são considerados significativos (significância de 5%).

Taxa	Média da abundância	p-valor do teste para tendência
Ampulariidae	1,6	0,849
Hyriidae	1,1	0,919
Thiaridae	240,3	0
Oligochaeta	6,8	0,018
Decapoda	0,9	0,104
Ceratopogonidae	0,5	0,37
Chironomidae	11,7	0,667
Tanypodinae	0,9	0,204
Chaoboridae	0	0,006
Culicidae	0	0
Tabanidae	0	0
Tipulidae	0	0,002
Baetidae	0	0,322
Caenidae	0	0,002
Gerridae	0,1	0,134
Corixidae	0,4	0,543
Notonectidae	0,2	0,466
Gomphidae	0,4	0,09
Libellulidae	0	0
Protoneuridae	0	0
Coenagrionidae	0	0,356
Leptoceridae	0	0

Tabela II. p-valores do teste de significância da tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) para o lago Águas Claras. Valores iguais ou menores que 0,05 são considerados significativos (significância de 5%).

Taxa	Média da abundância	p-valor do teste para tendência
------	------------------------	------------------------------------

Physidae	0	0
Planorbidae	0,2	0,394
Thiaridae	109,7	0,761
Hirudinea	0,1	0,581
Oligochaeta	1,4	0,366
Decapoda	5,5	0,01
Amphipoda	0,1	0
Dytiscidae	0,5	0,639
Elmidae	0,1	0,338
Gyrinidae	0	0
Hydrophilidae	0	0,002
Noteridae	0,1	0,699
Ceratopogonidae	0,2	0,599
Chironomidae	11	0,004
Tanypodinae	1,3	0,17
Culicidae	0,1	0,743
Tabanidae	0,1	0,643
Baetidae	0,1	0,615
Caenidae	0	0,002
Mesoveliidae	0,1	0,002
Belostomatidae	0,1	0,883
Corixidae	0	0,004
Pleidae	0,1	0
Notonectidae	0	0
Corduliidae	0	0,657
Gomphidae	0	0,002
Libellulidae	0,3	0,525
Protoneuridae	0	0,006
Coenagrionidae	0,1	0,322
Leptoceridae	0,1	0,527

Tabela III. p-valores do teste de significância da tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) para o lago Gambazinho. Valores iguais ou menores que 0,05 são considerados significativos (significância de 5%).

Taxa	Média da abundância	p-valor do teste para tendência
-------------	----------------------------	--

Hydrobiidae	0	0,008
Hirudinea	0	0,537
Oligochaeta	3,7	0,144
Decapoda	6,6	0,014
Hydracarina	0	0,132
Dytiscidae	0,6	0,002
Elmidae	0	0,018
Hydrophilidae	0,2	0,749
Haliplidae	0	0,136
Curculionidae	0	0,004
Noteridae	0,1	0,042
Ceratopogonidae	1,8	0,326
Chironomidae	90,8	0,004
Tanypodinae	13,3	0,014
Culicidae	0,2	0,611
Empididae	0	0,004
Tabanidae	0,1	0,04
Baetidae	0,6	0,024
Caenidae	2,6	0,002
Gerridae	0,1	0,304
Veliidae	0	0,152
Leptophlebiidae	0,3	0,028
Belostomatidae	0,1	0,036
Corixidae	0,1	0,769
Pleidae	0	0,01
Notonectidae	0,1	0,893
Pyralidae	0	0,981
Aeshnidae	0,2	0,24
Corduliidae	0,5	0,006
Gomphidae	0,3	0,01
Libellulidae	0,9	0,933
Protoneuridae	0,3	0,022
Megapodagrionidae	0	0,13
Macromiidae	0,1	0,006
Coenagrionidae	0,8	0,05
Perlidae	0	0,006
Hydroptilidae	0,1	0,446
Leptoceridae	0,6	0,008
Polycentropodidae	0,1	0,072

Tabela IV. p-valores do teste de significância da tendência ao longo do tempo (inclinação da reta) para o lago Dom Helvécio. Valores iguais ou menores que 0,05 são considerados significativos (significância de 5%).

<u>Taxa</u>	Média da abundância	p-valor do teste para tendência
-------------	--------------------------------	--

Ancylidae	0	0,144
Ampulariidae	0,3	0,723
Hydrobiidae	9,9	0,058
Physidae	4,3	0,01
Planorbidae	0,2	0,28
Thiaridae	156	0,897
Hirudinea	0	0,146
Oligochaeta	3,4	0,282
Decapoda	2,7	0,374
Amphipoda	0,5	0,194
Dytiscidae	0,7	0,28
Elmidae	0	0,777
Gyrinidae	0,1	0,252
Hydrophilidae	0	0,511
Curculionidae	0,1	0,5
Noteridae	0,6	0,104
Ceratopogonidae	0,5	0,012
Chironomidae	35,7	0,082
Tanypodinae	7,3	0,006
Tabanidae	0	0
Baetidae	0,8	0,018
Caenidae	1,7	0,032
Leptophlebiidae	0,5	0,094
Belostomatidae	0,2	0,587
Corixidae	0,4	0,028
Naucoridae	0	0,2
Nepidae	0	0,34
Notonectidae	1,5	0,088
Aeshnidae	0	0,194
Corduliidae	0,1	0,078
Gomphidae	1,6	0,424
Libellulidae	0,3	0,242
Protoneuridae	0	0,154
Coenagrionidae	0,4	0,438
Perlidae	0	0,012
Hydroptilidae	0	0,002
Leptoceridae	2,9	0,002
Polycentropodidae	0,1	0,264
Collembola	0,1	0,002

Tabela V. Frequência relativa dos grupos funcionais de alimentação para cada ambiente ao longo dos anos (col: coletor; fil: filtrador; frag: fragmentador; pred: predador e rasp: raspador).

Lago	Ano/Mês	Col	fil	frag	pred	rasp
Águas Claras	2004/seca	12,05	6,44	11,22	5,78	64,52

	2005/chuva	3,54	3,11	18,22	1,93	73,20	
	2005/seca	2,68	0,30	5,65	1,19	90,18	
	2006/chuva	1,13	0,06	6,52	0,56	91,72	
	2006/seca	1,24	1,10	0,41	0,82	96,43	
	2008/seca	40,43	32,03	0,00	7,81	19,73	
	2009/chuva	27,97	22,21	0,00	8,07	41,76	
	Soma	89,03	65,24	42,03	26,16	477,53	
Gambazinho	2004/seca	42,86	33,67	3,06	19,90	0,51	
	2005/chuva	40,85	33,80	16,90	8,45	0,00	
	2005/seca	52,64	36,52	2,19	8,47	0,18	
	2006/chuva	52,54	25,57	9,98	11,91	0,00	
	2006/seca	24,99	55,80	0,23	18,93	0,06	
	2007/chuva	50,23	48,40	0,00	0,91	0,46	
	2007/seca	45,62	38,04	0,70	15,29	0,35	
	2008/chuva	45,56	39,44	0,14	14,31	0,56	
	2008/seca	41,08	38,80	0,62	19,29	0,21	
	2009/chuva	45,77	46,39	0,05	7,80	0,00	
	2009/seca	39,09	38,89	0,00	22,02	0,00	
	Soma	481,21	435,33	33,87	147,27	2,32	
	Dom Helvécio	2004/seca	11,88	14,97	14,66	2,93	55,56
		2005/chuva	7,84	6,81	16,52	9,54	59,28
2005/seca		15,48	13,03	15,73	4,97	50,79	
2006/chuva		2,12	1,55	19,49	2,21	74,64	
2006/seca		0,79	0,56	0,00	0,45	98,19	
2007/chuva		28,34	26,89	0,44	0,94	43,39	
2007/seca		9,06	5,17	1,02	18,06	66,69	
2008/chuva		4,79	7,23	0,09	5,15	82,73	
2008/seca		14,19	16,50	0,99	7,26	61,06	
2009/chuva		37,14	35,82	0,40	10,31	16,33	
2009/seca		25,86	24,77	1,81	19,02	28,54	
Soma		157,50	153,30	71,15	80,86	637,19	
Jacaré		2004/seca	12,13	14,97	0,90	3,59	68,41
		2005/chuva	21,65	24,24	0,00	0,00	54,11
	2005/seca	0,00	0,00	0,05	0,00	99,95	
	2006/chuva	1,62	1,62	0,00	0,00	96,77	
	2006/seca	1,36	1,49	0,00	1,70	95,45	
	2007/chuva	3,11	9,33	0,00	0,52	87,05	
	2008/chuva	4,95	8,74	0,00	0,46	85,85	
	2008/seca	1,00	6,42	0,29	2,00	90,30	
	2009/chuva	3,32	7,55	0,06	23,80	65,28	
	2009/seca	2,01	3,54	0,00	0,32	94,13	
	Soma	51,13	77,89	1,30	32,40	837,28	

Tabela VI. Valores dos dados físico-químicos ao longo dos anos com média, máximo e mínimo para cada ambiente.

Lago	Ano/Mês	pH	Cond	Silicato	OD	Temp	Clor	P-tot	N-tot
Águas	2004/JUL	5,80	43,00	1,00	4,37	23,40	26,73	228,20	362,80
Claras	2005/JAN	5,77	38,00	2,11	9,10	30,90	12,83	11,04	466,10
	2005/JUL	4,94	47,00	2,37	8,77	24,70	15,24	14,86	576,75

	2006/JAN	7,19	42,00	0,75	13,91	30,50	9,89	9,03	488,85
	2006/JUL	7,56	53,00	1,55	8,25	23,40	9,09	8,01	531,50
	2007/AGO	7,40	5,70	0,65	8,30	23,90	13,10	8,59	330,16
	2008/JUL	5,41	40,00	2,39	3,34	24,30	11,23	9,30	447,03
	2009/JAN	6,68	45,00	2,59	8,74	30,29	7,48	23,18	633,53
	Média	6,34	39,21	1,68	8,10	26,42	13,20	39,03	479,59
	Máximo	7,56	53,00	2,59	13,91	30,90	26,73	228,20	633,53
	Mínimo	4,94	5,70	0,65	3,34	23,40	7,48	8,01	330,16
Jacaré	2004/AGO	6,90	39,00	2,40	6,37	23,80	24,06	114,60	137,20
	2005/JAN	5,47	40,00	2,71	10,07	32,00	10,16	38,29	452,35
	2005/JUL	4,79	44,00	2,72	8,60	24,30	21,65	17,14	708,55
	2006/JAN	7,13	42,00	2,49	8,64	31,70	10,16	14,21	468,55
	2006/JUL	8,94	49,00	2,56	6,70	22,40	10,69	9,82	721,25
	2007/JAN	5,14	51,00	2,30	7,62	30,70	12,30	29,03	523,55
	2007/JUL	7,50	43,00	0,98	8,40	24,50	13,10	20,52	266,20
	2008/MAR	6,00	34,00	3,11	6,30	31,50	8,29	6,78	50,94
	2008/JUL	4,98	34,00	3,86	3,81	23,10	14,17	28,60	628,90
	2009/JAN	6,81	5,80	0,49	9,08	30,69	12,03	20,46	375,20
	2009/AGO	9,28	34,00	0,98	2,41	25,30	18,44	17,40	397,35
	Média	6,63	37,80	2,24	7,09	27,27	14,09	28,80	430,00
	Máximo	9,28	51,00	3,86	10,07	32,00	24,06	114,60	721,25
	Mínimo	4,79	5,80	0,49	2,41	22,40	8,29	6,78	50,94
Gambazinho	2004/AGO	6,61	14,00	1,80	6,06	23,50	16,04	28,00	131,70
	2005/JAN	4,61	14,00	0,67	9,89	31,50	9,09	12,55	558,00
	2005/JUL	4,73	17,00	0,29	10,15	24,30	41,43	10,35	419,55
	2006/JAN	6,59	17,00	0,30	8,45	30,70	6,68	10,58	319,05
	2006/JUL	9,17	22,00	0,50	8,50	23,10	17,11	10,04	765,60
	2007/JAN	4,92	21,00	0,42	7,41	30,80	13,37	14,07	397,80
	2007/JUL	7,40	16,00	0,43	7,90	24,10	18,38	13,61	331,55
	2008/MAR	6,21	10,00	0,79	2,20	30,20	9,62	15,66	34,86
	2008/JUL	5,58	12,00	1,18	4,77	23,40	28,87	6,02	584,58
	2009/JAN	6,54	1,80	0,23	8,68	30,18	5,61	11,29	206,32
	2009/AGO	7,75	10,00	0,97	2,48	25,90	12,30	6,39	356,62
	Média	6,37	14,07	0,69	6,95	27,06	16,23	12,60	373,24
	Máximo	9,17	22,00	1,80	10,15	31,50	41,43	28,00	765,60
	Mínimo	4,61	1,80	0,23	2,20	23,10	5,61	6,02	34,86
Dom Helvécio	2004/AGO	7,87	45,00	2,30	5,82	24,20	20,31	71,10	514,20
	2005/JAN	5,35	37,00	2,23	12,95	31,80	10,42	12,93	648,40
	2005/JUL	4,81	43,00	2,55	8,49	25,60	18,71	23,55	489,10
	2006/JAN	7,44	37,00	1,61	12,15	31,00	9,62	8,69	434,90
	2006/JUL	7,71	0,05	2,33	7,48	23,50	10,69	18,53	914,45
	2007/JAN	5,09	44,00	1,79	8,22	29,90	16,04	14,88	528,05
	2007/JUL	7,20	4,20	0,77	6,60	24,90	14,97	15,01	261,70
	2008/MAR	5,87	29,00	2,79	5,20	30,60	6,15	6,26	35,89
	2008/JUL	5,02	34,00	0,54	3,00	24,60	25,93	11,34	788,36
	2009/JAN	6,86	41,00	0,44	9,65	30,11	8,82	14,63	787,34
	2009/AGO	7,74	31,00	0,47	2,75	25,80	12,03	5,92	475,81
	Média	6,33	34,52	1,62	7,48	27,85	13,97	18,44	534,38
	Máximo	7,87	45,00	2,79	12,95	31,80	25,93	71,10	914,45
	Mínimo	4,81	0,05	0,44	2,75	23,50	6,15	5,92	35,89

Tabela VII. Continuação

		2006/JULHO						2007/JANEIRO						
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM						
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	
Mollusca	Ampulariidae	0	3	1	3	0	0	2	1	1	0	1	0	
	Hyriidae	0	1	0	3	0	4	2	2	4	3	3	7	
	Thiaridae	206	480	568	395	290	298	214	171	249	83	177	105	
Annelida	Oligochaeta	3	0	0	0	0	0	2	4	0	5	57	43	
Crustacea	Decapoda	3	0	1	0	0	10	0	0	0	2	6	0	
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Chironomidae	7	1	2	0	0	21	9	21	0	9	17	27	
	Tanypodinae	0	2	10	0	0	10	0	0	0	0	1	5	
	Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Ephemeroptera	Baetidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Heteroptera	Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixidae		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Notonectidae		0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Tabela VII. Continuação.

		2008/MARÇO						2008/JULHO		
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM		
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	B1	
Mollusca	Ampulariidae	3	4	1	0	1	1	4	1	
	Hyriidae	3	1	0	4	1	0	1	0	
	Thiaridae	184	124	370	201	56	165	259	359	
Annelida	Oligochaeta	5	9	10	14	2	18	0	40	
Crustacea	Decapoda	0	0	4	2	0	7	0	0	
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	9	0	6	
	Chironomidae	27	25	7	2	3	31	0	9	
	Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	2	
	Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0
		Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Heteroptera	Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixidae		0	0	0	0	0	0	0	0	
Notonectidae		0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	11	
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Protoneuridae	0	1	0	0	0	1	0	0	
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	

Tabela VII. Continuação.

		2009/JANEIRO						2009/AGOSTO		
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM		
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	B1	
Mollusca	Ampulariidae	2	1	0	1	0	1	1	2	
	Hyriidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Thiaridae	416	788	568	461	319	248	333	105	
Annelida	Oligochaeta	3	16	33	0	4	1	13	20	
Crustacea	Decapoda	0	11	0	0	0	0	0	0	
Diptera	Ceratopogonidae	0	1	0	0	0	0	0	1	
	Chironomidae	0	27	19	13	14	0	8	9	
	Tanypodinae	0	0	1	0	0	0	2	14	
	Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	1	0	
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	1	0	
	Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0
		Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Gerridae	0	0	5	0	0	0	0	0	
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	3	1	
	Notonectidae	0	0	1	0	0	0	4	1	
Odonata	Gomphidae	0	1	2	0	0	0	3	0	
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	1	0	
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	1	0	

Tabela VIII. Composição e abundância da comunidade da comunidade zoobentônica no período 2004-2009 no lago Águas Claras.

		2004/AGOSTO						2005/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	0	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0
	Thiaridae	7	5	17	155	159	24	87	49	89	106	132	185
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	5	7	15	0	0	0
Crustacea	Decapoda	18	10	2	0	6	1	7	13	8	0	0	0
	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	9	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	32	7	24	0	0	0	0	0	0	2	7	1
	Tanypodinae	0	2	9	0	0	0	0	4	0	2	1	1
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Caenidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Gomphidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	4	1	1	1	1	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Coenagrionidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Tabela VIII. Continuação.

		2005/JULHO					2006/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM					AMOSTRAGEM					
		A1	A2	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	98	73	0	57	103	410	209	376	135	256	102
Annelida	Hirudinea	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	4	1	2	0	2	0	4	0	0	0	10
	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0	1
	Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela VIII. Continuação.

		2006/JULHO						2007/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Physidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Thiaridae	390	39	0	81	78	88	134	98	159	196	25	10
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0
	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tanypodinae	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela VIII. Continuação.

		2008/JULHO				2009/JANEIRO			
		AMOSTRAGEM				AMOSTRAGEM			
		A1	B1	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Physidae	0	0	0	0	0	1	1	0
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	41	58	247	44	46	79	6	66
Annelida	Hirudinea	0	2	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	12	1	14	0	0	6	0	1
Crustacea	Decapoda	29	26	7	28	29	0	8	16
	Amphipoda	0	0	0	0	1	0	0	2
Coleoptera	Dytiscidae	0	1	1	3	2	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	1	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	1	4	0	0	1	0	0
	Ceratopogonidae	0	2	0	0	0	4	0	2
Diptera	Chironomidae	130	172	12	9	34	16	2	6
	Tanypodinae	7	15	1	3	0	0	0	8
	Culicidae	0	0	1	1	0	0	0	1
	Tabanidae	1	0	1	1	0	0	0	0
	Baetidae	0	0	0	1	1	0	0	0
Ephemeroptera	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mesoveliidae	2	3	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Belostomatidae	0	0	0	1	0	0	0	0
	Corixidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	3	2	1	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	1	0	0	0
	Corduliidae	1	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	0	1	0	0	1
	Protoneuridae	0	2	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	2	0	0	0	0	1	0	1
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela IX. Composição e abundância da comunidade da comunidade zoobentônica no período 2004-2009 no lago Gambazinho.

		2004/AGOSTO						2005/JANEIRO				
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM				
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	B1	B2	B3
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Hirudinea	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	4	0	4	1	0	2	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	0	0	0	6	0	5	0	0	0	0	0
Acarina	Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	17	13	19	31	17	9	7	8	8	9	4
	Tanypodinae	6	0	2	8	5	0	2	0	2	0	1
	Culicidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Gerridae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepdoptera	Pyralidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Macromiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela IX. Continuação.

		2005/JULHO						2006/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2
Crustacea	Decapoda	43	3	9	0	18	55	64	29	36	10	13	8
Acarina	Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0
	Elmidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	2	0	0	1	6	0	0	1	0	5
	Chironomidae	109	54	45	178	162	215	0	79	10	84	31	55
	Tanypodinae	9	1	5	21	14	11	7	9	4	13	6	3
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	1	0	1	3	2	5	3	0	11	2	2
	Caenidae	0	1	0	0	0	2	2	0	3	0	0	2
	Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Heteroptera	Gerridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	2	0	1	0	2	0	0	
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Notonectidae	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	
Lepidoptera	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
	Libellulidae	1	0	0	0	0	0	2	2	0	1	1	2	
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Macromiidae	1	1	0	2	0	1	1	1	0	0	0	1	
	Coenagrionidae	1	0	0	4	0	6	4	1	0	2	2	1	
	Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
		Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Trichoptera	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Tabela IX. Continuação.

		2006/JULHO						2007/JANEIRO				
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM				
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	B1	B2	B3
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	6	57	1	8	2	0	2	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	3	0	1	0	7	9	0	0	4	0	0
Acarina	Hydracarina	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0

	Haliplidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	1	0	0	0	1	35	0	0	0	0	0
	Chironomidae	127	74	55	70	120	254	33	0	1	40	10
	Tanypodinae	71	27	33	9	27	75	2	3	0	3	0
	Culicidae	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
	Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0
	Caenidae	9	4	7	4	4	0	0	2	1	0	1
	Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Gerridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Veliidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Libellulidae	3	3	4	6	0	9	0	1	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Megapodagrionidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Macromiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	1	0	6	0	6	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela IX. Continuação.

		2007/JULHO						2008/MARÇO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Hirudinea	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	3	0	0	0	1	2	0	2	0	2
Crustacea	Decapoda	9	4	5	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Acarina	Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	2	1	0	0	3	0	0	1	0	0	0	1
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0
Diptera	Ceratopogonidae	5	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
	Chironomidae	235	193	69	87	19	41	105	143	191	51	14	46
	Tanypodinae	28	23	14	11	7	8	4	34	24	2	4	11
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Empididae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	13	5	14	3	1	0	3	13	0	14	2	12
	Leptophlebiidae	6	1	0	0	0	0	2	6	0	0	0	0
Heteroptera	Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pleidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepdoptera	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	2	0	1	0	0	3	0	1	0	1
	Gomphidae	0	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
	Libellulidae	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9	0
	Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Macromiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	6	2	11	0	0	1	0	1	0	0	0	1
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Tabela IX. Continuação.

		2008/JULHO					2009/JANEIRO			2009/AGOSTO	
		AMOSTRAGEM					AMOSTRAGEM			AMOSTRAGEM	
		A1	B1	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	B1
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	1	3	47	4	8	8	13	10	8	2
Crustacea	Decapoda	8	6	2	1	0	1	2	1	4	0
Acarina	Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	4	6	2	0	0	0	4	3	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	2	5	0	5	9	1	0	0	11	1
	Chironomidae	241	113	651	283	255	127	56	32	97	89
	Tanypodinae	14	20	71	10	11	8	11	3	26	24
	Culicidae	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0

Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Caenidae	5	5	5	1	0	0	4	1	0	1	1	
	Leptophlebiidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heteroptera	Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Corixidae	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Notonectidae	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	
	Pyralidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Lepidoptera	Aeshnidae	0	2	2	0	0	0	1	1	1	1	0	
	Corduliidae	8	6	0	0	1	2	0	1	0	0	1	
Odonata	Gomphidae	5	1	2	1	1	1	0	0	0	0	0	
	Libellulidae	4	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
	Protoneuridae	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Megapodagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Macromiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Coenagrionidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
	Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Hydroptilidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trichoptera	Leptoceridae	1	0	3	1	1	0	1	1	0	0	0
		Polycentropodidae	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0

Tabela X. Composição e abundância da comunidade da comunidade zoobentônica no período 2004-2009 no lago Dom Helvécio.

		2004/AGOSTO						2005/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Ancylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ampulariidae	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Physidae	1	0	3	2	1	1	6	1	0	0	0	0

	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Thiaridae	17	16	39	141	51	86	53	44	45	64	76	56
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	9	15	27	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Crustacea	Decapoda	5	4	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Chironomidae	17	14	23	4	14	6	19	7	9	11	37	16
	Tanypodinae	0	0	5	5	0	5	12	4	6	8	9	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
	Corixidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nepidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	1	0	0	0	1	0	1	2	1	7	2
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	0	0	0	3	2	1	0	3	3	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entognatha	Collembola	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela X. Continuação.

		2005/JULHO						2006/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Ancylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ampulariidae	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
	Hydrobiidae	0	18	0	0	0	11	292	120	55	2	3	1
	Physidae	5	0	0	0	0	0	9	0	1	0	0	0
	Planorbidae	0	2	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
	Thiaridae	108	150	15	94	94	215	1752	912	106	41	22	78
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	8	0	13	0	0	1	0	0	0	1	8	0
	Amphipoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	109	0	75	0	247	47	30	32	0	7	24	6
	Tanypodinae	0	0	4	0	19	23	9	11	0	6	0	1
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Baetidae	0	0	2	0	0	29	0	9	0	0	0	0
Ephemeroptera	Caenidae	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Heteroptera	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nepidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	2	0	0	0	1	3	2	4	3	3	3	8
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0

	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	0	0	1	7	4	0	0	0	0	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entognatha	Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela X. Continuação.

		2006/JULHO						2007/JANEIRO					
		AMOSTRAGEM						AMOSTRAGEM					
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3
Mollusca	Ancylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ampulariidae	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	4	0	3	0	1	0
	Physidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	78	172	480	37	110	33	47	1	113	54	42	93
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	4	1
	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	0	0	0	12	0	0	15	5	32	1	3	18
	Tanypodinae	0	0	0	3	0	1	1	0	1	0	0	2
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ephemeroptera	Baetidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Heteroptera	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nepidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae	0	0	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0
	Libellulidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entognatha	Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela X. Continuação.

		2007/JULHO			2008/MARÇO			2008/JULHO				
		AMOSTRAGEM			AMOSTRAGEM			AMOSTRAGEM				
		B1	B2	B3	A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	B1
Mollusca	Ancylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ampulariidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4
	Physidae	7	37	12	0	0	0	0	0	3	0	0
	Planorbidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	381	343	260	124	105	64	44	101	471	99	80
Annelida	Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Crustacea	Oligochaeta	0	0	0	6	19	13	3	6	0	9	8
	Decapoda	3	34	2	0	0	0	1	0	0	2	1
	Amphipoda	16	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0
Coleoptera	Dytiscidae	25	0	3	0	0	0	0	0	0	6	2
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Noteridae	0	34	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Ceratopogonidae	0	0	2	0	3	0	3	0	0	3	1
Diptera	Chironomidae	59	24	79	10	23	6	3	17	4	41	26
	Tanypodinae	53	7	25	1	12	13	10	9	0	0	4
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Caenidae	2	6	0	1	0	0	1	8	3	0	1
	Leptophlebiidae	1	4	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Heteroptera	Belostomatidae	0	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Corixidae	5	13	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nepidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Notonectidae	61	3	17	0	0	0	0	0	0	1	0
Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0
	Gomphidae	1	2	4	0	2	0	0	0	0	6	1
	Libellulidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Coenagrionidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	27	10	13	2	0	0	1	0	0	6	5
Entognatha	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela X. Continuação.

		2009/JANEIRO AMOSTRAGEM						2009/AGOSTO AMOSTRAGEM	
		A1	A2	A3	B1	B2	B3	A1	B1
Mollusca	Ancylidae	0	0	0	0	0	1	0	0
	Ampulariidae	2	0	0	0	0	2	0	0
	Hydrobiidae	0	6	0	1	0	24	0	0
	Physidae	51	9	1	36	3	41	4	0
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	94	106	111	134	116	295	42	75
Annelida	Hirudinea	1	0	0	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	16	4	21	7	1	6	10	1
Crustacea	Decapoda	23	1	8	6	0	3	1	0
	Amphipoda	1	0	0	0	0	0	1	5
Coleoptera	Dytiscidae	0	1	0	0	0	1	0	2
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae	1	0	3	0	1	1	0	0
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	0	0	2	0	0	0
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	1	8	1	1	0	2
	Chironomidae	172	37	48	209	239	32	91	3
	Tanypodinae	10	13	1	42	17	13	24	10
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	Baetidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Caenidae	0	1	1	47	6	4	0	0
Heteroptera	Leptophlebiidae	3	0	0	6	1	1	0	0
	Belostomatidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Naucoridae	1	0	0	1	0	0	0	0
	Nepidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	Notonectidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	1	0	0	0	0	0	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	1	0	0	0
	Gomphidae	6	1	0	7	3	4	0	0
	Libellulidae	0	0	0	1	3	4	0	0
	Protoneuridae	0	0	0	1	0	0	0	0

	Coenagrionidae	2	0	0	0	4	4	0	1
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	21	1	5	9	8	3	20	3
	Polycentropodidae	2	0	0	1	2	0	0	0
Entognatha	Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0
