

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Pós-Graduação em Biologia Parasitária

Monica Lemos Ammon Fernandez

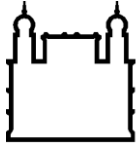
**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA MALACOFUNA LÍMNICA EM DOIS RESERVATÓRIOS
NO RIO TOCANTINS, COM ÊNFASE NA TRANSMISSÃO DA ESQUISTOSSOMOSE,
NO PERÍODO ENTRE JUNHO DE 2004 E OUTUBRO DE 2010**

Tese apresentada ao Instituto Oswaldo Cruz como parte
dos requisitos para obtenção do título de Doutor em
Ciências

Orientador: Prof^a. Dr^a. Silvana Carvalho Thiengo

RIO DE JANEIRO

2011



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Pós-Graduação em Biologia Parasitária

Monica Lemos Ammon Fernandez

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA MALACOFUNA LÍMNICA EM DOIS RESERVATÓRIOS
NO RIO TOCANTINS, COM ÊNFASE NA TRANSMISSÃO DA ESQUISTOSSOMOSE,
NO PERÍODO ENTRE JUNHO DE 2004 E OUTUBRO DE 2010**

Tese apresentada ao Instituto Oswaldo Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências - Área de concentração: Malacologia

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Silvana Carvalho Thiengo

RIO DE JANEIRO

Setembro, 2011

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Biomédicas/ ICICT / FIOCRUZ - RJ

F363

Fernandez, Monica Lemos Ammon

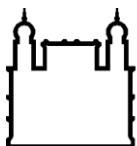
Varição espaço-temporal da malacofauna límnic em dois reservatórios no rio Tocantins, com ênfase na transmissão da esquistossomose, no período entre junho de 2004 e outubro de 2010. / Monica Lemos Ammon Fernandez. – Rio de Janeiro, 2011.
xvi, [188] f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Instituto Oswaldo Cruz, Pós-Graduação em Biologia Parasitária, 2011.

Bibliografia: f. 87-99

1. Malacofauna límnic. 2. Rio Tocantins. 3. Usinas hidrelétricas. 4. Esquistossomose. I. Título.

CDD 616.963098117



Ministério da Saúde

FIUCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Pós-Graduação em Biologia Parasitária

Monica Lemos Ammon Fernandez

**Variação espaço-temporal da malacofauna límnic em dois reservatórios
no rio Tocantins, com ênfase na transmissão da esquistossomose,
no período entre junho de 2004 e outubro de 2010**

ORIENTADOR: Prof^a. Dr^a. Silvana Carvalho Thiengo

Aprovada em: 21 de Setembro de 2011

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Arnaldo Maldonado Junior, IOC/Fiocruz - Presidente

Prof. Dr. Otávio Sarmiento Pieri, IOC/Fiocruz - Membro e Revisor

Prof^a. Dr^a. Sonia Barbosa dos Santos, UERJ - Membro

Prof^a. Dr^a. Delir Gomes Maués da Serra-Freire, IOC/Fiocruz - Suplente

Prof^a. Dr^a. Tereza Cristina Favre, IOC/Fiocruz - Suplente

Rio de Janeiro, 21 de setembro de 2011

Ao Fernando Fernandez dedico este trabalho, uma pessoa extremamente importante que me apoiou em todo o meu crescimento profissional e formou, com muito amor, a minha família tão querida: nós dois, Tejumim e Julio.

À Dra. Silvana Carvalho Thiengo que, junto comigo, me presenteou com este trabalho, o qual me fez conhecer lugares tão lindos, e simultaneamente, adquirir mais conhecimentos para a minha vida profissional.

À Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Parasitária pela extensão de quatro meses do prazo de entrega deste trabalho, uma vez que as pesquisas no campo se estenderam até outubro do ano anterior ao término desta tese.

Ao Dr. Otávio Sarmiento Pieri, pesquisador do Laboratório de Ecoepidemiologia e Controle da Esquistossomose e Geohelmintoses do Instituto Oswaldo Cruz, pelas orientações nas abordagens estatísticas e pela revisão desta tese.

À todas as pessoas do Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, que direta ou indiretamente, ajudaram em vários dos trabalhos de campo e nas atividades técnicas desenvolvidas, sempre prestativos e bem humorados.

Ao Dr. Darcílio Fernandes Baptista, chefe do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental do Instituto Oswaldo Cruz, pelas sugestões na abordagem dos dados referentes à biodiversidade.

À Dra. Maria Cristina Dreher Mansur, Dra. Sonia Barbosa dos Santos e ao Arthur de Souza Stuart pela identificação dos bivalves e dos ancilídeos .

À Maria Fernanda Furtado Boaventura, Aline Carvalho de Mattos, Márcio da Silva Loureiro e Bruno Guimarães Lopes pela identificação dos tipos cercarianos.

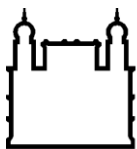
Ao Pablo Menezes Coelho pela confecção dos mapas e da prancha da malacofauna límnic.

Às empresas Enerpeixe S.A. e Tractebel Energia, que através dos contratos firmados com a Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Saúde, com a interveniência da técnica Fundação Oswaldo Cruz, proporcionaram o apoio logístico às atividades de campo.

Ao Dr. Pedro Augusto Cassimiro de Araújo que nos incentivou a fazer nossa primeira viagem à Peixe, iniciativa que desencadeou os estudos nesse trecho do rio Tocantins.

Aos profissionais técnicos contratados pelas empresas Enerpeixe S.A. e Tractebel Energia que nos apoiaram nas atividades de campo.

À todos aqueles que acreditam, como eu, que a cada momento a vida pode ser melhor, bastando para isso honestidade, compreensão e esforço pessoal.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ

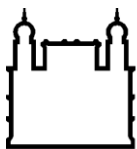
VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA MALACOFUNA LÍMNICA EM DOIS RESERVATÓRIOS NO RIO TOCANTINS, COM ÊNFASE NA TRANSMISSÃO DA ESQUISTOSSOMOSE, NO PERÍODO ENTRE JUNHO DE 2004 E OUTUBRO DE 2010

RESUMO

TESE DE DOUTORADO

Monica Lemos Ammon Fernandez

A energia gerada por usinas hidrelétricas constitui a matriz energética brasileira. O grande número de usinas hidrelétricas que vem sendo construídas nos principais rios tem causado grandes transformações ambientais, que afetam tanto o homem quanto as comunidades faunísticas locais. O principal objetivo deste projeto foi avaliar a malacofauna límnic do trecho do rio Tocantins entre as Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de Cana Brava, entre os Estados de Tocantins e Goiás, respectivamente, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Foram georreferenciadas 94 estações de amostragem, com coletas periódicas entre junho de 2004 e outubro de 2010. Toda a área foi dividida em sete trechos (I, II, III, IV, V, VI e VII, no sentido jusante a montante) e os moluscos foram obtidos por coleta direta, resultando no número de exemplares/minuto/coletor. Todos os moluscos foram examinados quanto à presença de larvas de trematódeos digenéticos e identificados com base na morfologia e conchiliologia. Representantes de cada estação de amostragem estão sendo depositados na Coleção Malacológica do Instituto Oswaldo Cruz. Diante da ocorrência de *Biomphalaria straminea*, espécie hospedeira intermediária da esquistossomose, populações dessa espécie foram mantidas no Laboratório de Malacologia e os descendentes submetidos à infecção experimental com três cepas de *Schistosoma mansoni* (CM, CMO e BH). Das 12 famílias encontradas (Ampullariidae, Ancylidae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Hyriidae, Mycetopodidae, Pisidiidae, Physidae, Pomatiopsidae, Planorbidae, Lymnaeidae e Thiaridae), oito foram avaliadas quanto aos índices de constância e abundância. A mesma análise foi realizada em relação às espécies de Planorbidae e Thiaridae. Os índices de diversidade de Shannon, Margalef e a Equitabilidade foram calculados com base nas unidades taxonômicas operacionais. Para as análises estatísticas foram utilizados o teste *t* e análise de variância. Houve diferença significativa no índice de constância das famílias de gastrópodes em cinco dos seis trechos analisados, em relação aos dois períodos; o mesmo ocorrendo no índice de constância das espécies de Planorbidae e Thiaridae. Após a formação dos reservatórios *B. straminea*, *Lymnaea columella*, *Melanoides tuberculatus* e *Pomacea lineata* mostraram-se mais constantes; enquanto *Potamolithus* sp. tornou-se menos ocorrente. Em relação à abundância, a formação dos reservatórios favoreceu o estabelecimento das populações de Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae. O índice de diversidade de Shannon mostrou diferença significativa entre os períodos de pré e pós-enchimento, o que não ocorreu com o índice de Margalef e Equitabilidade. A análise da helmintofauna nas amostras coletadas não revelou ocorrência de *S. mansoni* ou *Fasciola hepatica*, embora tipos larvais de 21 famílias de digenéticos, alguns com importância médica, tenham sido obtidos na área de estudo. Quando submetida à infecção experimental, *B. straminea* mostrou-se suscetível à cepa BH (índice de infecção de 0,6%). Diante do exposto, a área de estudo pode ser considerada indene com potencial de transmissão de parasitoses e vulnerável à ocorrência da esquistossomose, sendo indicada a implementação de medidas preventivas contra a instalação de focos desta endemia na região.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ

TIME-SPACE VARIATION OF FRESHWATER MOLLUSCS FROM TWO RESERVOIRS IN TOCANTINS RIVER, FOCUSING SCHISTOSOMIASIS TRANSMISSION, BETWEEN JUNE 2004 AND OCTOBER 2010

ABSTRACT

TESE DE DOUTORADO

Monica Lemos Ammon Fernandez

Energy obtained from hydroelectric power plants is the energetic matrix of Brazil. The great number of dams that have been built on major rivers in Brazil causes major environmental changes that affect humans as well as the local faunistic communities. The main objective of this project was to evaluate the freshwater mollusc fauna of the stretch of the Tocantins River between the hydroelectric power plants Peixe Angical and Cana Brava, between the states of Tocantins and Goiás, respectively, in pre-inundation and post-inundation of the reservoirs. There were georeferenced 94 sampling stations, which were sampled periodically from June 2004 to October 2010. The studied area was divided into seven sections (I, II, III, IV, V, VI and VII, downstream towards the upstream), and molluscs were obtained by direct collection, resulting in the number of specimens per minute/collector. All samples were examined for the presence of digenetic trematode larvae and identified based on morphology and conchology. Specimens from each sampling station are being deposited in the mollusc collection of the Instituto Oswaldo Cruz. Upon the occurrence of *Biomphalaria straminea*, intermediate host of schistosomiasis, populations of this species were kept in the Laboratório de Malacologia and the offspring were submitted to experimental infection with three strains of *Schistosoma mansoni* (CM, BH and CMO). Of the 12 families found (Ampullariidae, Ancyliidae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Hyriidae, Mycetopodidae, Pisidiidae, Physidae, Pomatiopsidae, Planorbidae, Lymnaeidae and Thiaridae), eight were evaluated as indices of abundance and constancy. The same analysis was performed for Planorbidae and Thiaridae species. The diversity index of Shannon, Margalef and Equitability were calculated on the basis of operational taxonomic units. For the statistical analysis we used the *t* test and analysis of variance. There were significant differences in the index of constancy of the families of gastropods in five of the six sections analyzed in the two periods; the same occurring in the index of constancy of species of Planorbidae and Thiaridae. After the formation of reservoirs *B. straminea*, *Lymnaea columella*, *Melanoides tuberculatus* and *Pomacea lineata* were the most constant, while *Potamolithus* sp. became less occurring. Regarding abundance, the dam formation favored the establishment of populations Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae and Thiaridae. The Shannon diversity index showed significant difference between pre- and post-inundation, which did not occur with the Margalef index and Equitability. Analysis of helminth parasites in the samples did not reveal *S. mansoni* or *Fasciola hepatica*, although larval types of 21 digenetic families have been obtained in the study area, some of them of medical importance. When submitted to experimental infection, *B. straminea* was susceptible to BH strain (infection rate 0.6%). Taking all data in account, the studied area can be considered with potential transmission of parasites and vulnerable to the occurrence of schistosomiasis, which indicate preventive actions and epidemiological surveillance measures.

	Página
1 - INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	1
1.1 Bacia do rio Tocantins	1
1.2 Usinas Hidrelétricas	2
1.3 Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador	5
1.4 Malacofauna límnic em áreas de influência de Usinas Hidrelétricas	7
1.5 Justificativas e Objetivos	9
1.5.1 Justificativas	9
1.5.2 Objetivo geral	10
1.5.3 Objetivos específicos	10
2 - MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1. Área de estudo	12
2.2. Coleta dos moluscos	15
2.3. Manutenção dos moluscos no laboratório e pesquisa da helmintofauna associada	17
2.4. Identificação dos moluscos	18
2.5. Análise dos dados	19
2.5.1. Composição da malacofauna límnic	20
2.5.2. Constância	20
2.5.3. Abundância	20
2.5.4. Abundância relativa	21
2.5.5. Diversidade	21
2.6. Testes de suscetibilidade do vetor da esquistossomose frente à cepas de <i>Schistosoma mansoni</i>	22
3 - RESULTADOS	25
3.1. Malacofauna límnic	25
3.1.1. Composição da malacofauna límnic	25
3.1.2. Constância	31
Famílias Ampullariidae, Ancyliidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Pomatiopsidae e Thiaridae	31
Espécies das famílias Planorbidae e Thiaridae	37
Índices de constância das famílias por campanha e por trecho.	41

3.1.3. Abundância	42
3.1.4. Abundância relativa	47
3.1.5. Tabelas comparativas: Abundância relativa e Constância	49
3.1.6. Diversidade	51
3.2. Variáveis ambientais	55
3.3. Helmintofauna associada à malacofauna	57
3.4 Testes de suscetibilidade do vetor da esquistossomose frente à cepas de <i>Schistosoma mansoni</i>	60
4 - DISCUSSÃO	62
5 - CONCLUSÕES.....	86
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
7 - TABELAS E GRÁFICOS	100
8 - ANEXO	184
Trabalho publicado nas Memórias do Instituto Oswaldo Cruz	185

	Página
Figura 1.1	Rio Tocantins entre os Estados de Goiás e Tocantins, usinas hidrelétricas em cascata: UHE Serra da Mesa, UHE Cana Brava, UHE São Salvador e UHE Peixe Angical, no sentido montante-jusante 4
Figura 1.2	Rio Tocantins, Usina Hidrelétrica de Peixe Angical 6
Figura 1.3	Rio Tocantins, Usina Hidrelétrica de São Salvador 6
Figura 2.1	Área de influência da UHE Peixe Angical: estações de amostragem e trechos I a IV..... 12
Figura 2.2	Área de influência da UHE São Salvador: estações de amostragem e trechos V a VII..... 13
Figura 2.3	Área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador: estações de amostragem 14
Figura 2.4	Estação de amostragem n° 58: novembro, 2009 16
Figura 2.5	Exemplares de <i>Pomacea lineata</i> (Spix in Wagner, 1827)..... 16
Figura 3.1	Representantes da malacofauna límnic obtidos no rio Tocantins na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador: <i>Corbicula largillierti</i> (Philippi, 1844), <i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774), <i>Pomacea lineata</i> (Spix in Wagner, 1827), <i>Aylacostoma tenuilabris</i> (Reeve, 1960), <i>Melanooides tuberculatus</i> (Müller, 1774), <i>Gundlachia</i> sp., <i>Biomphalaria straminea</i> (Dunker, 1848), <i>Biomphalaria schrammi</i> (Crosse, 1864), <i>Antillorbis nordestensis</i> (Lucena, 1954), <i>Drepanotrema anatinum</i> (d'Orbigny, 1835), <i>Drepanotrema lucidum</i> (Pfeiffer, 1839), <i>Drepanotrema depressissimum</i> (Moricand, 1839), <i>Drepanotrema cimex</i> (Moricand, 1839), <i>Lymnaea columella</i> Say, 1817 e <i>Physa marmorata</i> Guilding, 1828..... 28
Figura 3.2	Porto de São Salvador, estação de amostragem n° 41 (setembro, 2008): <i>Physa marmorata</i> Guilding, 1828 29
Figura 3.3	Córrego Curralinho, estação de amostragem n° 85: abril de 2009 e agosto de 2010 31
Figura 3.4	Estação de amostragem n° 48, abril de 2008 32
Figura 3.5	Estação de amostragem n° 53, junho de 2008 32
Figura 3.6	Estação de amostragem n° 81, abril de 2010 38
Figura 3.7	Estação de amostragem n° 93, junho de 2006 38

Figura 3.8	Estação de amostragem n° 10, junho de 2007	42
Figura 3.9	Rio Tocantins, área a jusante das barragens da UHE Peixe Angical e da UHE Cana Brava	43
Figura 3.10	Exemplares de <i>Biomphalaria straminea</i> (Dunker, 1848) e <i>Melanooides tuberculatus</i> (Müller, 1774), em sintopia, na estação de amostragem n° 19, fevereiro de 2007	47
Figura 3.11	Travessão São Miguel: estação de amostragem n° 94 - lago natural e rio Tocantins	52
Figura 3.12	Córrego Albano, estação de amostragem n° 18: dezembro de 2004 e abril de 2008	53
Figura 3.13	Córrego Cruzeiro, estação de amostragem n° 12: fevereiro de 2006	56
Figura 3.14	Alguns tipos cercarianos: Brevifurcate-apharyngeate cercaria (Famílias prováveis Schistosomatidae e Spirorchiidae), Gymnocephalous cercaria (Fasciolidae) e Pleurolophocercous cercaria (Cryptogonimidae, Heterophyidae e Opisthorchiidae)...	57
Figura 3.15	Estação de amostragem n° 44 (córrego em frente à praia de São Salvador), um afluente na margem direita do rio Tocantins com população de <i>Biomphalaria straminea</i> (Dunker, 1848) suscetível ao <i>Schistosoma mansoni</i> Sambon, 1907	61
Figura 4.1	Estação de amostragem n° 10, São Salvador do Tocantins, ocorrência de <i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774).....	63
Figura 4.2	UHE São Salvador: período de pré-enchimento do reservatório, setembro de 2008, e período de pós-enchimento do reservatório, junho de 2009	65
Figura 4.3	Estação de amostragem n° 7, agosto de 2007: exemplares de <i>Potamolithus</i> sp.	67
Figura 4.4	<i>Pomacea lineata</i> (Spix in Wagner, 1827): casal em cópula e desova. Estação de amostragem n° 58	71
Figura 4.5	Ribeirão das Lajes, estação de amostragem n° 15: abril de 2004 e dezembro de 2007, os pilares da ponte não foram demolidos antes do alagamento	72
Figura 4.6	Rio Paranã, fevereiro de 2005	73
Figura 4.7	Rio Tocantins, agosto de 2005	73
Figura 4.8	Rio Custódio, estação de amostragem n° 64: março de 2007 e julho de 2010	73
Figura 4.9	Rio Tocantins: desmatamento e queima da vegetação, setembro de 2008	76
Figura 4.10	Rio Traíras, estação de amostragem n° 80: setembro de 2008 ...	76
Figura 4.11	Margem do reservatório da UHE São Salvador: bovinos	79

Figura 4.12	<i>Lymnaea columela</i> Say, 1817 sobre uma pedra no ambiente límnico	79
Figura 4.13	Praia de São Salvador nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical	82
Figura 4.14	Rio Paranã, travessia da população entre a praia de Paranã e a localidade Porto Espírito Santo, município de Paranã, abril de 2008	83
Figura 4.15	Rio Tocantins, travessia da população entre os municípios de Paranã e Palmeirópolis, dezembro de 2009	83
Figura 4.16	Palestras nos municípios de Palmeirópolis, Paranã e São Salvador do Tocantins, Estado do Tocantins	84

		Página
Tabela 2.1	Estações de amostragem da malacofauna límnic na área de influência das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador	100
Tabela 3.1	Composição da fauna de gastrópodes límnicos na área de influência dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento.....	106
Tabela 3.2	Composição da fauna de gastrópodes límnicos na área de influência dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador nas estações de amostragem próximas à UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento.....	110
Tabela 3.3	Índice de constância (%) das famílias de gastrópodes límnicos encontrados na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento	112
Tabela 3.4	Índice de constância (%) da fauna dos gastrópodes límnicos das estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios	116
Tabela 3.5	Índice de constância (%) das famílias Planorbidae e Thiaridae nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador	117
Tabela 3.6	Índice de constância (%) das famílias Planorbidae e Thiaridae ocorrentes nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios	121
Tabela 3.7	Índice de constância (%) da fauna dos gastrópodes límnicos durante todo o período de estudo, a cada campanha realizada, nas áreas de influência das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador	123
Tabela 3.8	Índice de constância (%) das famílias de gastrópodes límnicos durante todo o período de estudo, a cada campanha, nos sete trechos analisados	124
Tabela 3.9	Abundância específica das famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae em cada estação de amostragem da área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, durante todo o estudo e nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios.....	130
Tabela 3.10	Abundância específica das famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, durante todo o estudo e nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios	140

Tabela 3.11	Abundância de <i>Melanoides tuberculatus</i> (quantidade de exemplares coletados/minuto/coletor) nas estações de amostragem na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento	142
Tabela 3.12	Abundância de <i>Biomphalaria straminea</i> (quantidade de exemplares coletados/minuto/coletor) nas estações de amostragem na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento.....	149
Tabela 3.13	Abundância relativa (%) das famílias de gastrópodes límnicos encontrados na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento	158
Tabela 3.14	Abundância relativa (%) da fauna dos gastrópodes límnicos das estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios	162
Tabela 3.15	Abundância relativa (%) das espécies de Planorbidae e Thiaridae encontradas na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento	163
Tabela 3.16	Abundância relativa (%) das espécies de Planorbidae e Thiaridae ocorrentes nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios	167
Tabela 3.17	Variação nas categorias de abundância relativa e constância das famílias obtidas na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios.....	50
Tabela 3.18	Variação nas categorias de abundância relativa e constância das espécies pertencentes às famílias Planorbidae e Thiaridae obtidas na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios.....	50
Tabela 3.19	Variação nas categorias de abundância relativa e constância da malacofauna obtida na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os três seguintes períodos: pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical (Pré-Peixe); pós-enchimento do reservatório de Peixe Angical, mas pré-enchimento do reservatório da UHE São Salvador (Pré-SS); e pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador (Pós-SS).....	51
Tabela 3.20	Índices de diversidade nas estações de amostragem na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo	169

Tabela 3.21	Índices de diversidade nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo	174
Tabela 3.22	Variáveis ambientais observadas na área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador durante todo o período do estudo, em cada estação de amostragem.....	176
Tabela 3.23	Infecção experimental das populações de <i>B. straminea</i> descendentes da área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, frente à cepas de <i>S. mansoni</i>	180

	Página
Gráfico 3.1 Gêneros de Ancyliidae encontrados nas estações de amostragem nos sete trechos da área de estudo	111
Gráfico 3.2 Abundância das famílias encontradas na área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, nos sete trechos analisados	128
Gráfico 3.3 Abundância das famílias observadas nas estações de amostragem próximas a UHE São Salvador. Periodos: pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, pós-enchimento da UHE Peixe Angical mas pré-enchimento da UHE São Salvador e pós-enchimento da UHE São Salvador..	129
Gráfico 3.4 Abundância de <i>M. tuberculatus</i> e <i>B. straminea</i> em toda a área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010	156
Gráfico 3.5 Abundância relativa de <i>M. tuberculatus</i> e <i>B. straminea</i> em toda a área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, durante todas as campanhas, nos sete trechos definidos para o estudo	157
Gráfico 3.6 Número de amostras parasitadas por trematódeos digenéticos, em relação ao taxon, nos sete trechos analisados dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010	182
Gráfico 3.7 Tipos cercarianos encontrados nos sete trechos analisados na área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010, em relação ao número total de amostras parasitadas por tipo larval e por trecho	183

1.1 – Bacia do rio Tocantins

A bacia hidrográfica do rio Tocantins foi considerada prioritária pelo Ministério de Minas e Energia para elaboração dos estudos de avaliação ambiental integrada, por possuir diversos empreendimentos hidrelétricos (EPE 2009), sendo assinalados 12 empreendimentos entre os estados de Goiás e Pará (Thiengo e Fernandez 2008). Algumas características geomorfológicas do rio Tocantins, como a diferença de nível de queda (desce 1.100 metros das cabeceiras à foz) e a vazão (volume de água médio por unidade de tempo), favoreceram a implantação de usinas hidrelétricas em seu leito (Müller 1995) de modo que, hoje, a região possui hidrelétricas em cascata.

Até 1970, os estudos realizados em áreas de influência de usinas hidrelétricas dedicavam-se basicamente às questões no campo da engenharia, sendo raríssimos aqueles voltados aos efeitos físicos (como a erosão, as modificações de superfície, evaporação e qualidade da água) ou biológicos (como eutrofização, desmatamento prévio e piscicultura). A inserção ambiental no setor elétrico decorreu da preocupação com a migração dos peixes ao longo dos rios represados, o que desencadeou o surgimento das primeiras estações de piscicultura e de hidrobiologia (Müller 1995). Em 1986, a criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) passou a exigir os estudos de impacto ambiental como instrumento do licenciamento, sejam para a licença prévia (LP), a licença de instalação (LI) ou a licença de operação (LO). Definir e fiscalizar as condições de operação de reservatórios por agentes públicos e privados são atribuições da Agência Nacional de Águas (ANA), criada por meio da Lei nº 9.984 em julho de 2000. A ANA, enquanto responsável pela implantação da política nacional de recursos hídricos, atua em parceria com a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs), Agências Ambientais Estaduais e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (Moreira 2004).

Atendendo a esta legislação, em 1996, Furnas Centrais Elétricas instituiu 17 programas ambientais para serem realizados na área de influência da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa (UHSM), o principal reservatório do Alto Tocantins. Dentre eles, o Programa de Saúde Pública incluiu atividades visando ao monitoramento das espécies envolvidas na transmissão de parasitoses de importância médica, abrangendo a fauna malacológica (gastrópodes límnicos) e entomológica (mosquitos e simulídeos). Com base nestes estudos, Guimarães *et al.* (2004) e Thiengo *et al.* (2005) observaram que as modificações ambientais

decorrentes da instalação da UHSM alteraram a frequência de ocorrência dos anofelinos e dos planorbídeos, vetores da malária e da esquistossomose, respectivamente.

Segundo Primack e Rodrigues (2001), o monitoramento pode ser de três tipos: os inventários (40% dos biomonitoramentos), os estudos sobre populações demográficas (40%) e os levantamentos de fauna (20%). Um levantamento de população envolve o uso de um método de amostragem repetidamente, diferentemente dos anteriores que se refere simplesmente à contagem do número de indivíduos de uma população ou se baseia nas taxas de crescimento, reprodução e sobrevivência dos indivíduos, respectivamente. Estes autores ressaltaram que somente censos efetuados a longo prazo podem distinguir as variações de curto prazo, em decorrência do clima ou eventos naturais não previsíveis, das variações de longo prazo, causadas pelo impacto humano e com resultados marcantes para a população.

1.2 – Usinas Hidrelétricas

Diante da riqueza da rede fluvial brasileira, a instalação de hidrelétricas tornou-se a principal fonte de energia elétrica no Brasil. Historicamente, em 1883, a usina de Ribeirão do Inferno na então província de Minas Gerais, atualmente no município de Diamantina, foi o aproveitamento hidrelétrico pioneiro ao movimentar uma roda d'água num desnível de cinco metros (Müller 1995). Posteriormente, surgiram as usinas particulares voltadas às atividades que vinham crescendo junto ao desenvolvimento nacional, até que em 1889 foi construída a primeira usina hidrelétrica pública, a usina de Marmelos, no rio Paraíba, em Juiz de Fora, Minas Gerais (Müller 1995). Nos últimos 50 anos, inúmeras usinas com diferentes capacidades geradoras e tamanhos de reservatórios foram construídas e Reis *et al.* (2005), ao comparar os diferentes recursos energéticos brasileiros existentes em 2000, apontaram as hidrelétricas como as principais fontes de energia, seguidas pelas centrais termelétricas. Ambas causam impactos ao meio ambiente, sendo que as hidrelétricas interferem nos meios aquático, aéreo e biótico, enquanto que as termelétricas dependem do combustível utilizado, sendo a emissão de efluentes aéreos o principal problema. Além das questões sociais envolvidas, a formação de reservatórios gera consequências irreversíveis: o alagamento das áreas (sejam elas, históricas, produtivas ou de outras naturezas) e a alteração no fluxo d'água interferem diretamente na fauna e na flora local, e podem causar alterações climáticas e hidrológicas a longo prazo (Dixon *et al.* 1989).

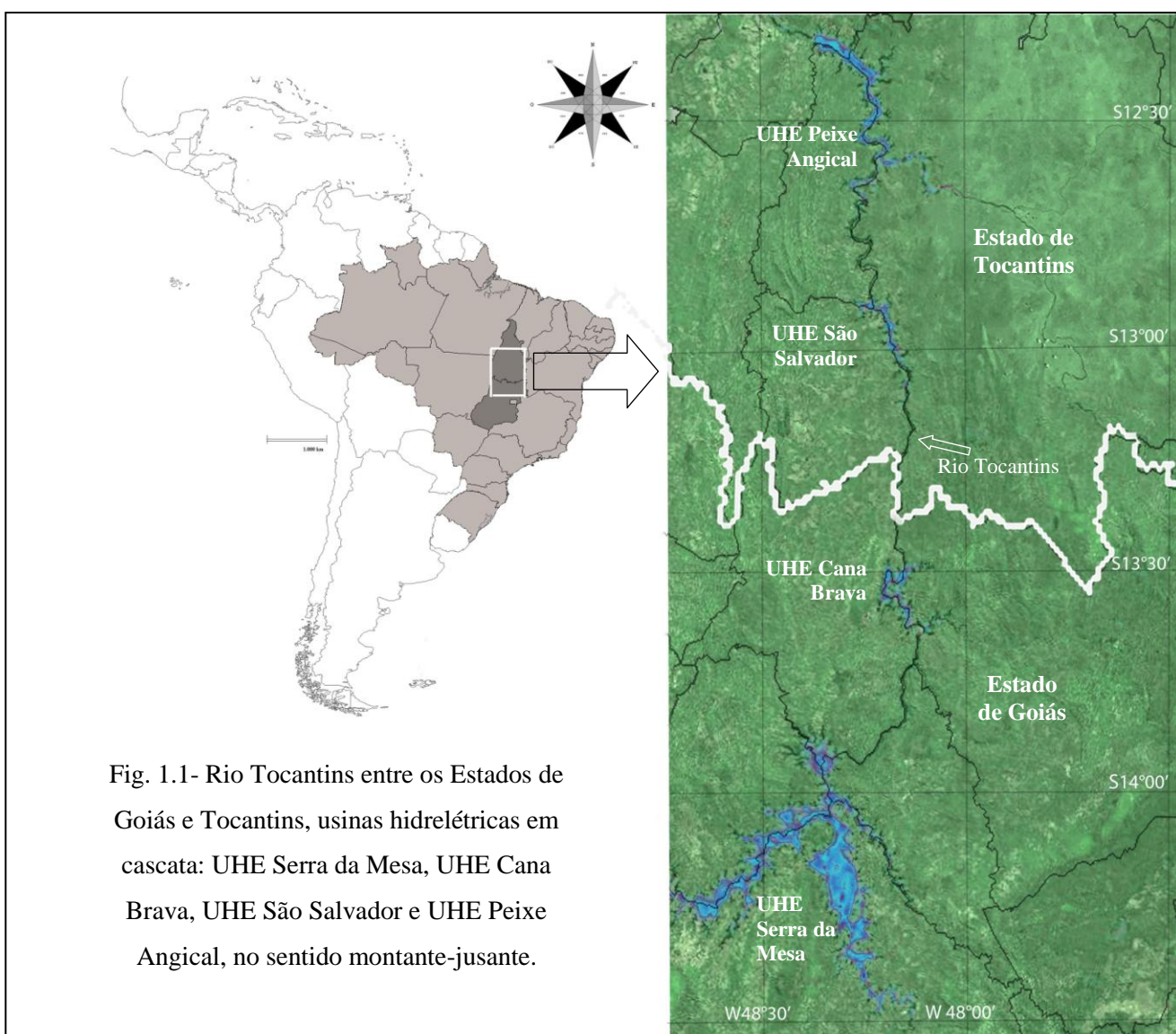
A sucessão ecológica e os parâmetros hidrológicos dos rios e dos lagos naturais diferem dos reservatórios, sendo estes normalmente considerados uma posição intermediária, sob os seguintes aspectos: (1) rios são alongados, enquanto os lagos são circulares ou ovais; (2) o fluxo d'água nos rios é rápido e direcionado, e nos lagos é lento e não direcionado; (3) a taxa de renovação dos rios é rápida e nos lagos é lenta; (4) e a influência das bacias hidrográficas é muito grande nos rios e nos lagos é menor (Straskraba e Tundisi 2000). A morfometria dos reservatórios depende da topografia local e, diferentemente dos lagos naturais, as maiores profundidades encontram-se próximas à barragem, predominando áreas com pouca profundidade, fato este que interfere nas condições de temperatura do ambiente límnic, nos ciclos hidrológicos, na deposição de sedimentos, na evaporação, nos ventos, na radiação solar e nas interações biológicas (Dodds 2002). Straskraba e Tundisi (2000) associaram ao tempo de retenção da água no reservatório, obtido pela razão entre o volume do reservatório e as vazões afluentes, às principais diferenças de qualidade da água e, relataram que os reservatórios apresentam um processo rápido de envelhecimento, o qual se inicia logo após seu enchimento.

Os estudos de viabilidade visando à construção de hidrelétricas no Brasil inicialmente concentraram-se nas regiões Sul e Sudeste em decorrência da necessidade de geração de energia dessas regiões e, ainda, pela preocupação quanto aos gastos destinados para a transmissão. Atualmente, além da produção energética, estes estudos de viabilidade tornaram-se mais abrangentes por incluir aspectos socioambientais destinados ao uso múltiplo do empreendimento, como por exemplo, favorecer o transporte fluvial. Com isso, algumas usinas hidrelétricas passaram a ser denominadas diferentemente, como o Aproveitamento Hidrelétrico de Manso, uma usina hidrelétrica localizada na confluência dos rios Manso e Casca, no município de Chapada dos Guimarães/Mato Grosso, que regulariza a vazão do rio Cuiabá e controla o regime de seca/cheia na região.

Atualmente uma série de debates quanto à construção de usinas hidrelétricas tem sido documentados na mídia, principalmente depois que o Governo Federal realizou o leilão das usinas de Teles Pires (rio Teles Pires, Mato Grosso), Belo Monte (na bacia do rio Xingu, Pará), Santo Antônio e Jirau (rio Madeira, Rondônia). Canazio (2011) comentou que mesmo sendo usinas hidrelétricas onde não há a formação de reservatórios, uma das principais preocupações dos ambientalistas pelo alagamento de inúmeros habitats, os processos de licenciamento têm sido demorados e difíceis. Este mesmo autor relatou algumas das opiniões sobre esta questão, como a do diretor-geral do Operador Nacional do Sistema Elétrico (Órgão

responsável pela distribuição e geração energética) que afirmou a possível diminuição dos custos de operação do sistema elétrico nos projetos com formação de reservatórios.

Os reservatórios quando localizados ao longo de um mesmo rio, denominam-se reservatórios em cascata, havendo um reservatório com grande capacidade de acumulação d'água na posição superior do rio (denominado por reservatório de cabeceira), o qual regula o fluxo da massa de água para os reservatórios seguintes. No caso do rio Tocantins (Figura 1.1), o reservatório da UHSM com um volume total de $54,4\text{km}^3$ (De Filippo *et al.* 1999) controla o fluxo hídrico das usinas hidrelétricas a jusante, denominadas usinas de fio d'água. Estas, as Usinas Hidrelétricas de Cana Brava, de São Salvador e de Peixe Angical, possuem áreas de influência sobrepostas diante da proximidade dos empreendimentos.



O rio Tocantins se forma a partir da confluência dos rios Almas, Maranhão e Tocantinzinho, próximo à barragem da UHSM, no Estado de Goiás, embora haja discordâncias. Para a Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento do Estado de Goiás, o rio Tocantins é formado por estes três rios (SEPLAN 2011) enquanto que para o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1972) ele tem como origem somente os rios Almas e Maranhão, cujas nascentes situam-se no interior do Distrito Federal, no Planalto de Goiás.

Historicamente a ocupação entre o norte de Goiás e o sul de Tocantins decorreu da exploração dos recursos naturais, principalmente pela exploração de minérios, e do avanço da pecuária. A tribo indígena Avá-Canoeiro, um povo de etnia tupi que ocupava o rio Tocantins, foi praticamente exterminada pelos colonizadores durante o massacre ocorrido no final da década de 60, informação verbal obtida na comunidade de Minaçu (Estado de Goiás), bem como documentada por Walter Sanches, Técnico Indigenista da FUNAI (Sanches 2008). A população atualmente é formada pelos descendentes dos muitos migrantes que se estabeleceram no local, inclusive garimpeiros vindos em busca do ouro extraído do leito do rio Tocantins.

1. 3 – Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador

A Usina Hidrelétrica de Peixe Angical (UHE Peixe Angical) está localizada na região sul do Estado de Tocantins, aproximadamente a 320 km de Palmas, e possui três unidades geradoras capazes de fornecer 452 MW. O reservatório possui uma área de 294 km², no entorno dos municípios de Peixe, São Salvador do Tocantins e Paranã, com 120 km de comprimento no sentido norte-sul. A barragem (S 12°14', W 48°21') (Figura 1.2), situada no leito do rio Tocantins a 1.680 km da confluência com o rio Paranã, possui 559,9 m de comprimento entre os municípios de Peixe e São Salvador do Tocantins. Uma vez que a instalação do empreendimento previa o alagamento de 22.996 hectares, estando sua maior parte (cerca de 77%) recobertos por vegetação nativa, e havia evidências da escassez de dados científicos sobre os elementos bióticos da região, o Programa Básico Ambiental propôs o levantamento, acompanhamento e manejo da fauna (Santarelli *et al.* 2003). Assim, foi firmado o contrato n° PX-SP-5516-CO-0044/03 entre a Enerpeixe S.A. e a Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FIOTEC), com a interveniência técnica da Fundação Oswaldo Cruz, que propôs a avaliação ecológica dos vetores de doenças humanas

nas áreas de influência da UHE Peixe Angical, incluindo moluscos, simúlídeos, mosquitos (Diptera: Culicidae), triatomíneos e flebotomíneos. Inicialmente proposto para 36 meses, sendo realizadas coletas bimestrais, foi aditado por mais 12 meses, abrangendo os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório.

A Usina Hidrelétrica de São Salvador (UHE São Salvador) encontra-se entre os municípios de São Salvador do Tocantins e Paranã, no sul do Estado do Tocantins, no trecho do rio Tocantins entre as Usinas Hidrelétricas de Cana Brava, à montante, e de Peixe Angical, à jusante. A barragem (S 12°48', W 48°14') (Figura 1.3) possui duas unidades geradoras capazes de fornecer 243 MW ao sistema energético brasileiro. A área do reservatório é de 104 km² no entorno dos municípios de São Salvador do Tocantins, Palmeirópolis e Paranã, no estado de Tocantins, e Minaçu e Cavalcante, no estado de Goiás. Para realizar o monitoramento da fauna de vetores de doenças humanas previsto no Projeto Básico Ambiental proposto pela UHE São Salvador, foi firmado o contrato nº190 entre a Companhia Energética São Salvador e a FIOTEC, com a interveniência técnica da Fundação Oswaldo Cruz. Este propôs o monitoramento dos vetores da esquistossomose, da oncocercose e da malária durante toda a fase de implantação do empreendimento (24 meses) e pós-enchimento do reservatório, totalizando 44 meses, com campanhas trimestrais de coleta.

O principal objetivo destes contratos foi realizar estudos para acompanhar as transformações decorrentes dos impactos ambientais ocorridos em função da formação do reservatório, capazes de interferir na saúde da população humana, nas áreas a montante a a jusante da barragem. Áreas a montante se referem àquelas localizadas acima da barragem da referida hidrelétrica para o lado da nascente do rio, enquanto as áreas a jusante localizam-se no sentido contrário, ou seja, no sentido barragem-foz.



Fig. 1.2- Rio Tocantins,
Usina Hidrelétrica de Peixe Angical.



Fig. 1.3 - Rio Tocantins,
Usina Hidrelétrica de São Salvador.

1.4 – Malacofauna límnic em áreas de influência de Usinas Hidrelétricas

Embora o Filo Mollusca seja o segundo maior em número de espécies, os estudos voltados à comunidade de invertebrados bentônicos em áreas de influência de usinas hidrelétricas abordam com mais frequência outros grupos, como os nematódeos, os anelídeos e os dípteros quironomídeos (Brandimarte *et al.* 1999; Henry e Nogueira 1999; Stevaux e Takeda 2002). Os poucos registros da fauna malacológica límnic nesses ambientes, referem-se aos gastrópodos e bivalves (como em Santos *et al.* 2005, Takeda *et al.* 2002, 2003 e Souza-Franco e Takeda 2000), os quais não definiram todas as espécies, o que é crucial para o diagnóstico dos hospedeiros intermediários de parasitoses, de espécies exóticas, de espécies competidoras e, num aspecto mais global, para o conhecimento da biodiversidade. O esvaziamento parcial da represa de Piraju, no rio Paranapanema (São Paulo), proporcionou o levantamento da malacofauna límnic (Henry e Simão 1986) e a análise de parâmetros ambientais, pesquisas estas bastante limitadas nos sistemas lacustres brasileiros conforme comentaram os autores.

No reservatório de Salto Grande, no município de Americana, São Paulo, Dornfeld *et al.* (2004) analisaram a composição, distribuição e mudanças temporais da fauna de invertebrados durante onze meses, cerca de 50 anos após o enchimento do lago, e observaram somente quatro famílias de Gastropoda (Ancylidae, Lymnaeidae, Planorbidae e Thiaridae) e duas de Bivalvia (Corbiculidae e Mycetopodidae). Estes autores, embora não tenham apontado as espécies encontradas, concluíram que a presença de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) foi provavelmente o principal fator para a exclusão quase completa de moluscos na represa, atuando como competidor por recursos. Sua atuação indireta no controle da esquistossomose, como competidor dos moluscos vetores, foi assinalada por alguns autores, dentre eles Giovanelli *et al.* (2003).

A ocorrência de densas populações de *M. tuberculatus* e sua atuação sobre as espécies nativas foram documentadas por Thiengo *et al.* (2005) após coletas sistemáticas em áreas de influência da UHSM, entre 1996 e 2004. Observaram a redução do número de exemplares de *Aylacostoma tenuilabris* (Reeve, 1960) em três rios formadores do rio Tocantins, cinco anos após a instalação da UHSM, diante do aumento exponencial de populações de *M. tuberculatus*. Além disso, registraram quando e como surgiram as primeiras populações de *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) no reservatório e o estabelecimento destas em seu entorno.

Das três espécies vetoras naturais da esquistossomose, *B. straminea* é a que possui a distribuição mais extensa, sendo a mais bem adaptada a todas as variedades de clima e condições ecológicas do Brasil (Paraense 1986). Segundo Paraense (1975), apesar de não ser um bom hospedeiro do *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907 é mais importante que *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) como vetor no nordeste do país, devido à sua distribuição geográfica e à sua associação com os altos índices de infecção humana.

No Brasil, a instalação de novos focos de esquistossomose relacionados às transformações ambientais, deve-se principalmente à construção de canais, represas ou açudes, associada ao aumento do fluxo humano diante das novas oportunidades de emprego, geradas pelos empreendimentos, como observado nos municípios de Altamira no Pará e Pentecoste, no Ceará (Kvale 1981). O Programa do Trópico Semi-árido, desenvolvido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), abordou a epidemiologia e o controle da esquistossomose no Nordeste, correlacionando a expansão da esquistossomose à construção de barragens, principalmente destinadas à irrigação das regiões semi-áridas (CNPq 1978). Por outro lado, há relatos de alterações na epidemiologia da esquistossomose mansônica e hematóbica no Continente Africano em represas no Egito, Senegal e Mali (Stanley e Alpers 1975; Saif e Gaber 1980; Southgate 1997). Na represa de Kamburu, no Kenya, Oomen (1981) alertou sobre o possível surgimento de um foco ativo de esquistossomose no local devido à presença de todas as condições determinantes para a transmissão do trematódeo.

Southgate (1997) registrou mudanças ecológicas na bacia do rio Senegal, após a construção de duas barragens, relatando: novos focos de *Schistosoma haematobium* (Bilharz, 1852); introdução e dispersão de *S. mansoni*; alteração no potencial hidrogeniônico da água, beneficiando a fecundidade e o crescimento dos moluscos transmissores; e o aparecimento de novos habitats para os moluscos colonizarem. Além de assinalarem algumas represas do mundo (Egito, Mali, Africa e China) e os agravos relacionados (transmissão da esquistossomose, malária, leishmaniose, oncocercose e infecções intestinais), Oliveira *et al.* (2006) comentaram que as atividades como pescaria e recreação aquática, além da falta de saneamento, favorecem a infecção humana e ainda mantem o ciclo de vida do parasito. Após reunir uma série de informações sobre as doenças ocasionadas pela construção de sistemas de irrigação ou reservatórios no mundo, Oomen *et al.* (1990) relataram algumas medidas de controle (e.g. moluscidas e controle biológico) e os custos orçamentários observados em dois reservatórios em Puerto Rico, Caribe.

Estudos sobre a suscetibilidade dos moluscos procedentes de áreas de influência de usinas hidrelétricas foram realizados por Fernandez e Thiengo (2002, 2006), com amostras oriundas da UHSM e do Aproveitamento Hidrelétrico de Manso (APM Manso). No primeiro, foram submetidos à infecção experimental *B. straminea* e, no segundo, *Biomphalaria amazonica* Paraense, 1966 e *Biomphalaria occidentalis* Paraense, 1981. Os índices de infecção obtidos (1,3% para *B. straminea*, 6,6% para *B. amazonica*), com exceção de *B. occidentalis* (0%), demonstraram a necessidade de medidas preventivas à instalação da esquistossomose mansoni, entre elas, o saneamento básico e o monitoramento da malacofauna e helmintofauna associada.

Embora ainda haja muitas lacunas nos estudos sobre a interação Mollusca e Trematoda, a bibliografia é bem vasta. Boaventura *et al.* (2007), ao reunirem todas as informações existentes sobre a malacofauna límnic brasileira com formas larvais de digenéticos aos dados obtidos nos trabalhos de campo realizados pela equipe do Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz (LABMAL), documentaram 11 e 18 interações entre Gastropoda e Digenea observadas nos Estados de Tocantins e Goiás, respectivamente, com base nos tipos cercarianos observados. As autoras ressaltaram a importância do uso de técnicas moleculares ou infecções experimentais para caracterizar o trematódeo encontrado, o que na maioria das vezes não é conseguido somente pela caracterização morfológica dos tipos larvais encontrados nos moluscos.

1.5 – Justificativas e Objetivos

1.5.1 – Justificativas

As modificações ambientais resultantes da construção de barragens no leito dos rios são extremas e, para serem amenizadas, requerem estudos de impacto ambiental (EIA). Esses estudos constituem um conjunto de atividades científicas e técnicas que incluem o diagnóstico ambiental, a identificação, previsão e medição de impactos, a interpretação e a valorização dos impactos, a definição de medidas mitigadoras e programas de monitorização dos impactos ambientais (Rohde 2006), documentadas nos relatórios de impacto ambiental (RIMA). Raríssimos foram os estudos de impacto ambiental que abordaram a fauna malacológica e os resultados, em sua maioria, se encontram restritos aos relatórios pertencentes aos financiadores do empreendimento. E no caso da malacofauna límnic, a escassez de

informações ecológicas em áreas submetidas a grandes transformações ambientais é notória, embora seja consenso que a formação de reservatórios propicie condições favoráveis à proliferação dos hospedeiros intermediários de parasitoses. São ainda menos frequentes os estudos de longa duração, desenvolvidos desde o início das obras até a formação do reservatório, relacionados à sucessão das espécies (antes, durante e após a transformação do ambiente lótico em lêntico) e as conseqüências ambientais causadas à malacofauna e à saúde humana pela presença de vetores.

Os estudos sobre a ocorrência dos moluscos transmissores da esquistossomose mansônica em áreas submetidas a grandes transformações ambientais, em sua maioria, resultaram de observações únicas ou em períodos restritos, sendo poucos os levantamentos sobre a malacofauna nestes ambientes impactados por ação antrópica. Os contratos firmados pela FIOTEC/IOC-Fiocruz e os empreendedores das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador possibilitaram estudos longitudinais da malacofauna límnic num trecho do rio Tocantins, entre os estados de Goiás e Tocantins.

As análises dos dados obtidos na área de influência destes reservatórios, buscou verificar as alterações na malacofauna límnic em biótopos impactados por empreendimentos para geração de energia e, no caso da ocorrência de espécies hospedeiras da esquistossomose, caracterizar as áreas epidemiologicamente vulneráveis à introdução dessa endemia. Estes estudos tornaram-se ainda mais pertinentes diante da presença de *B. straminea* no reservatório da UHSM no rio Tocantins, sua potencialidade na transmissão de *S. mansoni*, observação da participação dos moluscos no ciclo de vida de vários trematódeos digenéticos, bem como a ocorrência de *M. tuberculatus*, molusco exótico e competidor dos hospedeiros da esquistossomose.

1.5.2 - Objetivo Geral

Gerar conhecimentos ecológicos, taxonômicos e parasitológicos sobre a malacofauna límnic em duas áreas impactadas por grandes transformações ambientais, como a construção de empreendimentos de geração de energia hidrelétrica.

1.5.3 - Objetivos Específicos

- Identificar e mapear a distribuição da malacofauna límnic nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador;

- Caracterizar a sucessão das espécies de gastrópodes em locais previamente demarcados em áreas de influência destas usinas, comparando os períodos de pré-enchimento (fases de implantação do empreendimento, ou seja, o início da construção da barragem) e pós-enchimento do reservatório (após a operação das turbinas das usinas hidrelétricas);
- Verificar a ocorrência, a constância e a abundância dos gastrópodes límnicos frente às mudanças temporais do habitat;
- Determinar a diversidade intrabiótopo nos reservatórios, com base na riqueza e na equabilidade das comunidades de gastrópodes;
- Verificar a presença de formas larvais de trematódeos digenéticos nos moluscos coletados na área de estudo, com ênfase na epidemiologia da esquistossomose;
- Assinalar as áreas vulneráveis que requerem vigilância epidemiológica quanto à ocorrência de transmissão da esquistossomose;
- Ampliar o acervo das Coleções Malacológicas existentes no Estado do Rio de Janeiro, particularmente a do Instituto Oswaldo Cruz, do Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro e da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

2.1 – Área de estudo

O trecho do rio Tocantins destinado a este estudo encontra-se entre as coordenadas geográficas S 12°13'52.5" W 48°26'16.2" e S 13°23'36.1" W 48°08'52.7", abrangendo toda a área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador. Por serem usinas em cascata, algumas áreas a montante da UHE Peixe Angical são a jusante da UHE São Salvador, de modo que os estudos foram simultâneos e complementares. Para avaliar os impactos sobre a malacofauna límnic, decorridos da transformação na dinâmica do rio Tocantins com a passagem do sistema lótico a lêntico, todos os afluentes foram georreferenciados durante a fase de construção das barragens, bem como algumas enseadas. Com o enchimento dos reservatórios, por estarem submersas, as estações de amostragem da malacofauna foram novamente georreferenciadas nas margens mais próximas ao posicionamento geográfico anterior (Tabela 2.1 – pág. 100).

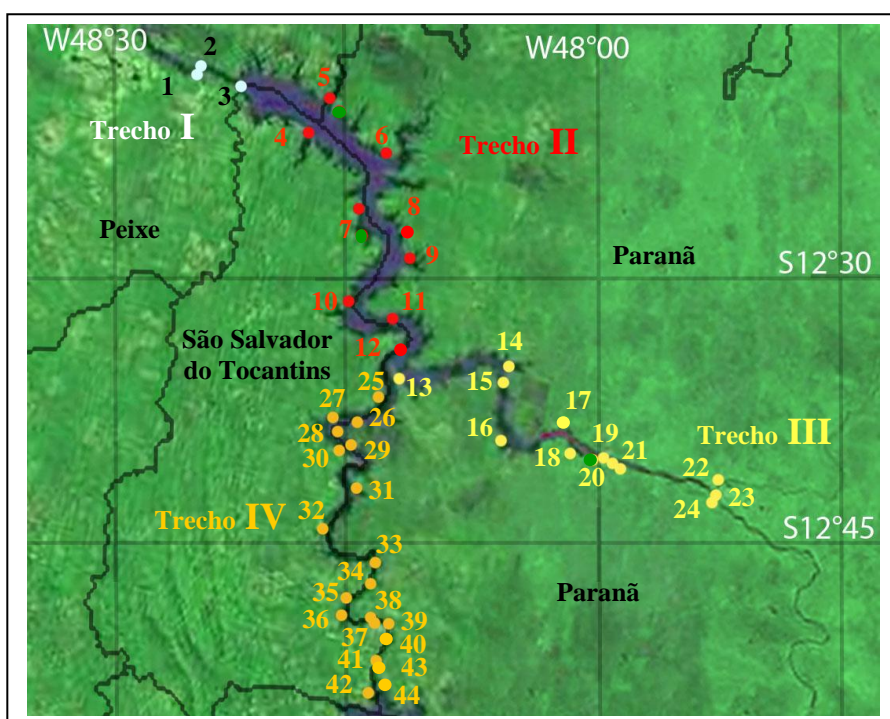


Fig. 2.1 - Área de influência da UHE Peixe Angical: estações de amostragem e trechos I a IV.

Para possibilitar análises comparativas da malacofauna límnic, a área do estudo foi dividida em sete trechos. O critério para a separação dos trechos foi a presença dos maiores afluentes (o rio Paranã entre os trechos II e III, bem como entre os trechos II e IV; o rio Custódio entre os trechos V e VI; e o rio Traíras entre os trechos VI e VII) e a localização das

barragens das usinas (da UHE Peixe Angical entre os trechos I e II, e da UHE São Salvador entre os trechos IV e V). O trecho I, situado entre o Travessão São Miguel e a barragem da UHE Peixe Angical, possui três estações de amostragem visando observar a malacofauna presente na área a jusante da UHE Peixe Angical. Os trechos II a IV correspondem à área a montante desta barragem, sendo o rio Paranã o trecho III e os demais o rio Tocantins. Nestes, 44 estações de amostragem foram georrefrenciadas (Figura 2.1). As estações de amostragem n^{os} 19, 20 e 25 eram lagos naturais no município de Paranã, nas fazendas Traçadal (S 12°36'03.8", W 48°09'41.1", estação n^o 25 pertencente ao trecho IV), Lagoa Bonita (S 12°35'04.6", W 48°00'45.5", estação n^o 19, trecho III) e Maronésia (S 12°35'10.4", W 47°59'53.0", estação n^o 20, trecho III) que foram incorporados ao reservatório da UHE Peixe Angical após o enchimento (posicionamentos geográficos alterados: estação n^o 19 - S 12°35'12.0", W 48°00'47.4"; estação n^o 20 - S 12°35'20.3", W 47°59'54.5"; e estação n^o 25 - S 12°31'39.7", W 48°13'18.9").

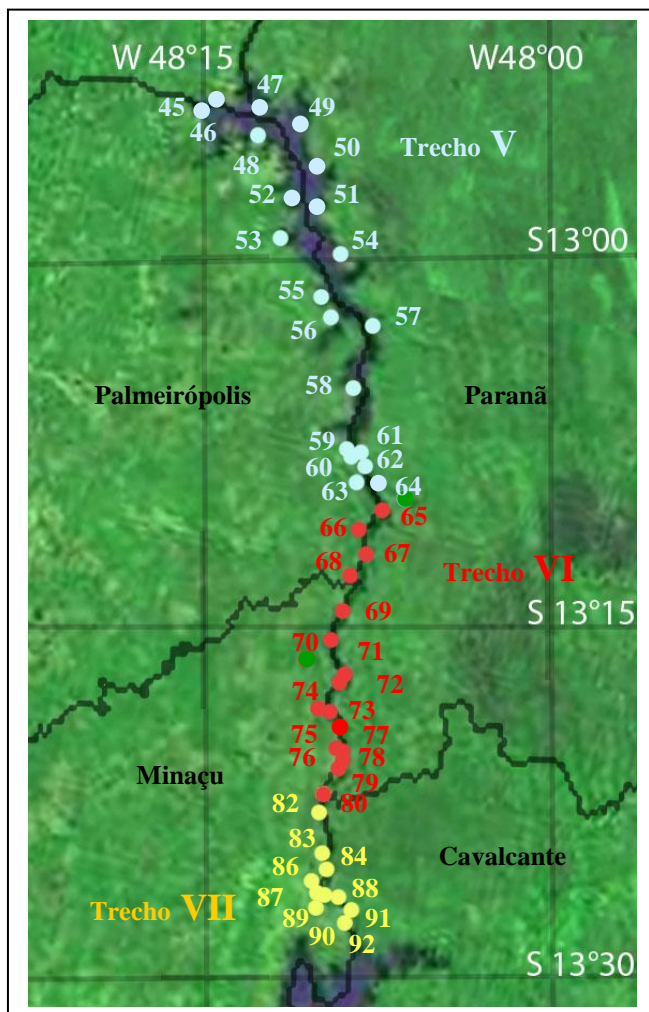


Fig. 2.2 - Área de influência da UHE São Salvador: estações de amostragem e trechos V a VII.

Os trechos V a VII correspondem à área a montante da barragem da UHE São Salvador (Figura 2.2) e para avaliar a malacofauna límnic a jusante, três estações de amostragem (n^{os} 39, 42 e 44) do trecho IV foram analisadas. Além das estações assinaladas nas figuras 2.1 e 2.2, quatro outras foram georreferenciadas: Travessão São Miguel, um afloramento rochoso na margem direita do rio Tocantins, a jusante da barragem da UHE Peixe Angical (S 12°13'24.4", W 48°26'01.4", estação n° 94) no município de Peixe; uma lagoa natural (S 12°37'03.2", W 47°52'33.3", estação n° 93) na cidade de Paranã que, na época das chuvas, deságua no rio Tocantins; e na estrada entre os municípios de Cavalcante e Paranã, o córrego Curralinho (S 13°21'50.5", W 48°08'21.0", estação n° 85) e o rio Traíras (S 13°18'12.5", W 48°09'18.9", estação n° 81).

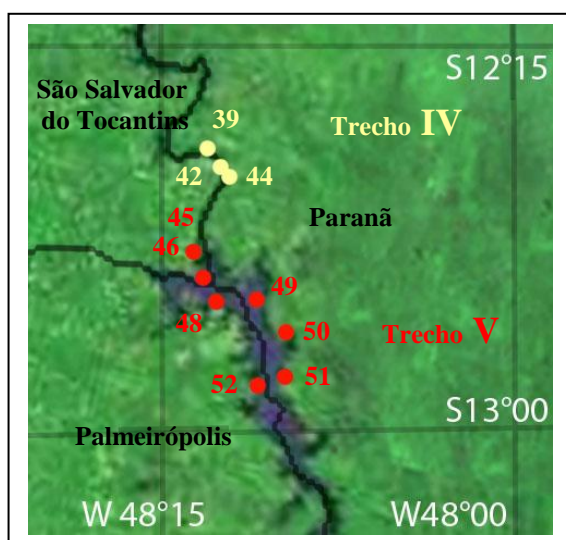


Fig. 2.3 - Área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador: estações de amostragem.

Por serem usinas em cascata, o monitoramento da malacofauna em 10 estações de amostragem (Figura 2.3), sendo três do trecho IV e sete do trecho V, abrangeu um período mais extenso, desde a fase de construção da UHE Peixe Angical até 20 meses após o fechamento da barragem da UHE São Salvador. As estações n^{os} 39, 42 e 44 são locais tanto situados a montante da UHE Peixe Angical, quanto a jusante da UHE São Salvador, de modo que o acompanhamento da malacofauna límnic abrangeu três momentos bem distintos: (1°) período de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, um ambiente lótico sem a influência da construção da barragem; (2°) período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e pré-enchimento da UHE São Salvador, um ambiente lótico por ser a área mais distante da barragem da UHE Peixe Angical mas alterado pela formação do reservatório (3°) período de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador, um ambiente influenciado pela instalação da UHE São Salvador, sendo a vazão d'água controlada

pela operação das turbinas. Já as estações n^{os} 45, 46, 48, 49, 50, 51 e 52 são locais a montante de ambas as barragens, caracterizado da seguinte forma: (1^o) período de pré-enchimento dos reservatórios, um ambiente predominantemente lótico; (2^o) período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e pré-enchimento da UHE São Salvador; (3^o) período de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador, um ambiente lêntico devido à formação do reservatório. Assim, os resultados das coletas realizadas nestas dez estações de amostragem foram apresentados separadamente para possibilitar análises entre os períodos.

2.2 – Coleta dos moluscos

Para realizar a coleta dos moluscos no rio Tocantins, a equipe foi transportada em barcos de alumínio motorizado, guiado por um piloto que conhecia a região, logística que facilitou o acesso aos afluentes e enseadas existentes. O estudo na área de influência da UHE Peixe Angical foi realizado entre junho de 2004 e abril de 2008, enquanto que na área de influência da UHE São Salvador foi entre março de 2007 e outubro de 2010. A periodicidade das coletas em cada estação de amostragem variou em decorrência do plano de trabalho proposto nos Projetos com os empreendedores das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, podendo ser mensal, bimestral ou trimestral.

Resumidamente, os períodos de amostragem da malacofauna limnica em cada área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, bem como o mês de início de operação das turbinas, encontra-se na linha de tempo abaixo:

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Períodos	Junho a Dezembro	Janeiro a Dezembro	Janeiro Fevereiro a Dezembro	Janeiro a Março a Dezembro	Janeiro a Abril a Dezembro	Janeiro a Fevereiro a Dezembro	Janeiro a Outubro
	#						
	Amostragens na área de influência da UHE Peixe Angical						
				##			
				Amostragens na área de influência da UHE São Salvador			
Início de operação das turbinas da Usina Hidrelétrica de Peixe Angical (#) e da Usina Hidrelétrica de São Salvador (##), definindo os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios na linha de tempo.							

A metodologia de coleta foi baseada na técnica descrita por Olivier e Schneiderman (1956) descrita para estimar a densidade das populações de moluscos aquáticos, porém adaptada às condições do ambiente a ser amostrado pela impossibilidade em definir o tamanho de uma única área amostral e do uso de concha de captura. Giovanelli (2000) ressaltou que o método descrito por Olivier e Schneiderman permite apenas estimativas de abundância, sendo o método do “quadrat” o apropriado para verificar a densidade. Entretanto, quando este autor comparou os resultados obtidos pelos dois métodos, observou resultados semelhantes e ainda dificuldades para realizar as coletas com “quadrat”. Além disso, outros autores (Braun 2005 e Miyahira 2010) ao comparar os métodos de coleta com amostragem “Suber” e coleta visual, observaram que para gastrópodes a coleta direta é o melhor método e, ainda, abrange uma maior gama de ambientes. Assim, este foi o método utilizado durante todo o estudo.

Foram realizadas coletas diretas nas estações de amostragem definidas na área de estudo, por coletores experientes (dois a quatro indivíduos), durante 10 ou 15 minutos em cada uma delas. Não foram coletados animais mortos ou conchas durante este período, visto que eles poderiam estar no local por terem sido trazidos com a corrente, não correspondendo à malacofauna “in situ”. Em situações com grande densidade populacional de moluscos das famílias Ampullariidae (Figuras 2.4 e 2.5) e Thiaridae, o tempo destinado às buscas foi em dois momentos: primeiro foi cronometrado 1 ou 2 minutos para a coleta destes exemplares e, em seguida, outros 10 ou 15 minutos para as demais famílias.



Fig. 2.4 - Estação de amostragem n° 58:
novembro, 2009.

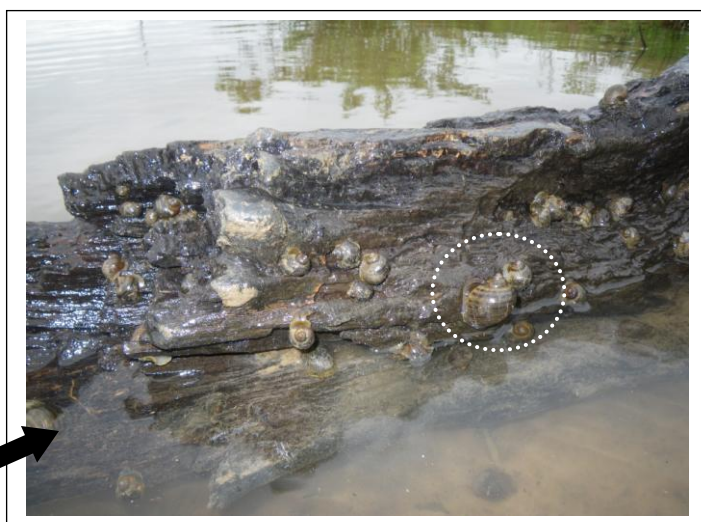


Fig. 2.5 - Exemplares de *Pomacea lineata*
(Spix in Wagner, 1827).

As variáveis ambientais das estações de amostragem foram mensuradas, "in situ", pelos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura da água, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e temperatura atmosférica. O equipamento utilizado dependeu da época em que a coleta foi realizada: o Multi-parâmetro portátil marca Horiba 10-U, um oxímetro marca Lutron DO-5510, ou na impossibilidade destes, termômetros digitais e fita de medição de pH.

Todos os moluscos encontrados foram postos em frascos plásticos com um pouco de água do ambiente para manter a umidade, com exceção dos Ampullariidae que foram postos em sacos plásticos. Nas estações de amostragem com ocorrência de diferentes famílias, os exemplares coletados foram postos nos frascos separados por família ou por tamanhos próximos.

Após as coletas, os moluscos foram mantidos vivos em potes plásticos com água durante cinco dias, até o retorno da equipe ao LABMAL. Todos os exemplares foram contados e separados por famílias. Para o transporte das amostras, os moluscos foram acondicionados em gaze, conforme a metodologia descrita em Fernandez *et al.* (2008).

2.3 – Manutenção dos moluscos no laboratório e pesquisa da helmintofauna associada

No LABMAL, os moluscos foram postos em aquários de vidro com uma tampa perfurada que permite melhor aeração. Para o preparo do aquário, foi utilizada água sem traços de chumbo ou cloro, ou qualquer outra substância química que a torne instável, e substrato (formado por argila peneirada enriquecida com carbonato de cálcio e farinha de ostra, na proporção de 10:1,5:2, respectivamente). Todas as metodologias utilizadas na manutenção dos moluscos e na pesquisa da helmintofauna encontram-se em Fernandez *et al.* (2008). Alface (*Lactuca sativa* L.) fresca ou desidratada foi utilizada para a alimentação.

Os aquários foram mantidos numa temperatura entre 24 e 26°C, e na semana seguinte à coleta, os exemplares foram examinados quanto à presença de estádios larvais de helmintos através da exposição dos exemplares à luz e ao escuro. No primeiro caso, os espécimes foram colocados separadamente em frascos de vidro transparente (capacidade de 10 ml) com 4 ml de água (desclorada e filtrada) e expostos à luz de lâmpadas incandescentes (60W) a uma distância de 30 cm, durante 6 horas. Os ampulariídeos foram colocados em frascos maiores

com aproximadamente 40 ml. Este procedimento de exposição à luz fornece uma temperatura entre 28-30 °C, capaz de estimular a emissão cercariana.

Para a visualização das cercárias nos frascos foi utilizado o microscópio estereoscópico Stemi SV6 da Zeiss, em um aumento de oito vezes. Aqueles que não eliminaram cercárias tiveram a água dos frascos trocada e foram mantidos no escuro até o dia seguinte, quando pela manhã, foram examinados novamente. Este procedimento permite verificar se o molusco possui alguma forma larval de Trematoda com hábitos noturnos. Os moluscos que permaneceram negativos foram devolvidos aos aquários e aqueles que eliminaram cercárias foram postos em outros aquários para o acompanhamento da infecção, uma linha paralela de pesquisa que vem sendo desenvolvida no LABMAL.

Para a identificação do tipo cercariano, as cercárias foram examinadas vivas ou fixadas, sob microscópio (modelo Axiolab da Zeiss) em aumento entre 40 e 100 vezes, visando à observação das estruturas que, segundo a chave de classificação proposta por Schell (1970), associa o tipo larval à provável família do trematódeo.

No LABMAL descendentes de exemplares de *B. straminea* procedentes das amostras obtidas no campo foram mantidas em aquários de vidro, seguindo a metodologia descrita acima, a fim de se obter colônias destinadas aos estudos de infecção experimental.

2. 4 – Identificação dos moluscos

Os moluscos foram identificados com base nas características anatômicas e conquiliológicas, até o menor nível taxonômico possível. De cada estação de amostragem, espécimes de cada família foram anestesiados em solução de Hypnol para serem processados conforme a técnica de fixação de moluscos límnicos descrita em Thiengo (1995) e Fernandez *et al.* (2008). Tanto a concentração do anestésico quanto o tempo necessário à anestesia do exemplar e o aquecimento do mesmo para o desprendimento do músculo columelar, variaram em função do tamanho do exemplar e do grupo taxonômico. Assim, a concentração de Hypnol foi 0,05% ou 0,1% por um período que variou entre duas horas e 20 horas, no caso dos ancilídeos e ampulariídeos, respectivamente. O tempo de imersão em água a 70° C variou entre 30 segundos e 2 minutos.

Foram utilizadas para a fixação a solução em Railliet-Henry modificada para moluscos límnicos (930 ml de água destilada, 6 g de cloreto de sódio, 20 ml de ácido acético glacial e 50 ml de formol neutralizado) ou álcool 70%. As conchas foram lavadas, secas em

temperatura ambiente e postas em sacos plásticos identificados. As amostras de *Drepanotrema* spp. e *Biomphalaria schrammi* (Crosse, 1864) foram divididas em duas partes, sendo uma delas colocada no fixador Railliet-Henry sem que os animais fossem extraídos da concha, após a anestesia e aquecimento, e a outra mantida em água até o apodrecimento da parte mole, quando então a concha foi lavada, seca e guardada.

Uma amostra das espécies encontradas em cada estação de amostragem foi separada para ser depositada na Coleção Malacológica do Instituto Oswaldo Cruz (CMIOC), Fiocruz. Os demais lotes encontram-se guardados no LABMAL para estudos futuros, como por exemplo, comparações conculiológicas de populações de *M. tuberculatus*. Parte das amostras da família Ancyliidae serão doadas à Coleção Malacológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro para compor seu acervo científico e algumas amostras foram entregues à Coleção do Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro.

2.5 – Análise dos dados

Para caracterizar a sucessão das espécies neste trecho do rio Tocantins impactado pela construção de usinas hidrelétricas, buscando assinalar as áreas que requerem vigilância epidemiológica constante devido à presença de moluscos vetores da esquistossomose, foram analisados os seguintes parâmetros: composição da fauna de gastrópodes límnicos e riqueza das famílias Planorbidae e Thiaridae, bem como a constância e a abundância. Todos os dados foram organizados em planilhas eletrônicas no Programa Excel e posteriormente analisados para verificar diferenças significativas ou não entre os valores obtidos. A análise estatística foi realizada pelo programa SYSTAT 11 (Systat Inc., USA) sendo os dados de constância e abundância transformados logaritmicamente ($\log x+1$) para diminuir a influência da amplitude numérica. Os índices de diversidade foram também analisados com este programa estatístico, sendo utilizados o Teste *t* para dados pareados, ou seja para comparação dos resultados obtidos nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, e a Análise de Variância (ANOVA) para testar possíveis diferenças significativas entre os trechos. Nesse caso, o teste Tukey de comparações múltiplas foi utilizado para comparar os trechos dois a dois.

Os dados obtidos no trecho I não foram confrontados estatisticamente com os demais por serem somente três estações de amostragem e ainda pertencerem exclusivamente a uma área a jusante da barragem da UHE Peixe Angical, que sofre principalmente a interferência da

operação das turbinas que regulariza a vazão do rio, diferentemente do ocorrido nas demais estações de amostragem.

2.5.1 – Composição da malacofauna límnic

A composição faunística dos gastrópodes límnicos foi analisada a partir dos resultados obtidos nas amostragens, durante as etapas de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, em relação ao número de famílias e em relação à família presente. Para tanto, foram considerados todos os gastrópodes límnicos coletados entre junho de 2004 e outubro de 2010. Alguns exemplares de Bivalvia foram obtidos, mas não contabilizados visto que a metodologia de coleta utilizada não foi a apropriada para esta Classe. Assim, todas as análises seguintes foram realizadas somente para os gastrópodes límnicos obtidos na área de estudo.

2.5.2– Constância

Esta análise foi realizada para cada família, nas diferentes estações de amostragem, durante as etapas de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Para tanto foi utilizado o índice de constância de ocorrência (Dajoz 1983) que segue a fórmula $C = p \times 100 / P$, onde “p” corresponde ao número de amostragens em que a família ocorreu, e ‘P’ ao número de amostragens em cada estação. Assim, as famílias foram classificadas em constante (presente em mais de 50% das amostragens), acessória ($\leq 50\%$ a $\geq 25\%$) ou acidental ($< 25\%$). Este índice de constância foi também calculado para as espécies pertencentes às famílias Planorbidae e Thiaridae, visando observar especialmente a ocorrência do planorbídeo transmissor da esquistossomose e do tiarídeo exótico competidor. Todos estes resultados foram analisados estatisticamente.

Foi calculado o índice de constância de ocorrência de cada família, a cada campanha de coleta realizada (visita para amostragem da malacofauna), em todo o período do estudo independentemente do trecho analisado, bem como o índice de constância de cada família por trecho para cada campanha de coleta.

2.5.3 – Abundância

A razão entre a quantidade de moluscos coletados por campanha de coleta em cada estação de amostragem, e o tempo destinado à coleta, em minutos, e o número de coletores presentes, forneceu a abundância, resultando no número de moluscos por minuto por coletor.

A abundância de cada espécie foi analisada, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo. Para tanto, os valores obtidos em cada campanha (número de exemplares/minuto/coletor), por estação de amostragem, foram totalizados e posteriormente o valor encontrado foi dividido pelo número de campanhas realizadas nos diferentes períodos (pré-enchimento e pós-enchimento) para cada estação de amostragem (abundância total/número de campanhas/estação de amostragem).

Para avaliar a existência de diferença significativa na abundância das famílias de gastrópodes límnicos, as abundâncias específicas das espécies pertencentes à respectiva família foram totalizadas e comparadas posteriormente. A abundância específica não foi calculada para a Família Ancyliidae e a Super-família Rissoidae, pois não foi possível identificar todas as amostras até este nível taxonômico.

2.5.4 - Abundância relativa

Foi calculada a abundância relativa de cada família para as fases de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios em cada uma das estações de amostragem, bem como a abundância relativa das espécies de Thiaridae e Planorbidae. Para tanto, o número total de exemplares em cada estação de amostragem, por campanha, foi considerado como 100% e a porcentagem da espécie ou da família em questão foi calculada. Segundo Cavalcanti e Larrazábal (2004), quatro categorias podem ser definidas: muito abundante (>50%), abundante (50 a >30%), pouco abundante (30 a $\geq 10\%$) e esporádica (<10%).

2.5.5- Diversidade

Para avaliar a diversidade α (ou seja, a diversidade intrabiótopo), a fauna malacológica foi analisada baseando-se nas unidades taxonômicas operacionais (UTOs). Para as famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae o nível taxonômico utilizado foi espécie, uma vez que todos os exemplares obtidos foram identificados até este táxon; para Ancyliidae, Hydrobiidae e Pomatiopsidae, mantiveram-se as famílias. Em cada estação de amostragem, os valores de abundância obtidos de cada UTO (número de moluscos coletados por minuto por coletor), em cada campanha de coleta, foram totalizados durante os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, bem como durante todo o estudo. As abundâncias obtidas em cada UTO foram totalizadas visando analisar o índice de diversidade em cada trecho.

A diversidade foi analisada com base na riqueza das UTOs em cada estação de amostragem e em cada trecho. Para evitar interferências nas análises devido aos diferentes esforços amostrais, a riqueza das UTOs foi analisada utilizando-se o índice de Margalef, um método que padroniza a riqueza esperada num mesmo tamanho amostral (Melo 2008). Este índice de diversidade tem como base conceitual fluxo de energia através dos ecossistemas, permitindo análises em relação à sucessão ecológica (Mazzoni e Iglesias-Rios 2005), mudanças nas comunidades. Assim, a riqueza das UTOs observada na amostra, com uma correção (S-1), foi dividida pelo logaritmo natural do número total de indivíduos (ln N), ou seja, $D_{Mg} = (S-1) / \ln N$. Segundo este índice, quanto maior for o valor obtido, maior será a diversidade.

Complementarmente, o índice de Shannon (H') foi calculado; este atribui um maior valor às espécies menos abundantes e maior peso à riqueza, quando comparado ao índice de Simpson (Melo 2008). A fórmula utilizada foi $H' = - \sum [n_i / N \times \ln (n_i / N)]$, sendo “ n_i ” igual ao número de indivíduos da espécie “ i ”, “ N ” igual ao número total de exemplares coletados na área e “ \ln ” igual ao logaritmo natural. Para verificar se a distribuição dos indivíduos foi uniforme ou não, foi calculado o índice de uniformidade ou equitabilidade (J), associado ao índice de Shannon, que analisa o quanto similar as UTOs estão representadas na comunidade. Para isso foi utilizada a equação $J = H' / \log S$, sendo “ H' ” o índice de Shannon e “ S ” o número de espécies amostradas. Caso tenham a mesma representatividade (importância ou equidade) o valor obtido será 1 (um) e, inversamente, zero (0) que corresponde a nenhuma uniformidade.

Estas análises de diversidade obtidas pelo programa Palaeontological Statistics (PAST, University of Oslo, NO) foram baseadas nos dados obtidos durante todo o estudo e nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios.

2.6 – Testes de suscetibilidade do vetor da esquistossomose frente à cepas de *Schistosoma mansoni*

Para verificar a potencialidade das colônias de *B. straminea* quanto à transmissão de *S. mansoni*, lotes de exemplares trazidos do campo foram mantidos no LABMAL para a obtenção de F1 e gerações seguintes. Os procedimentos para a manutenção destes moluscos nos aquários foram os mesmos dos citados no item 2.3.

Para a infecção experimental, fezes de camundongos infectados experimentalmente com *S. mansoni* foram recolhidas e postas em frascos com água, maceradas com bastão de vidro, e em seguida, homogenizada com água desclorada e filtrada em gaze de algodão para um cálice de sedimentação. Este foi mantido no escuro para evitar a eclosão dos miracídios e, a cada 20 minutos, o sobrenadante foi trocado até estar relativamente limpo (aproximadamente 20 minutos após a filtração). O sobrenadante foi desprezado e aproximadamente 2 ml do sedimento foram transferidos para uma placa de vidro, com diâmetro de 9 cm, e completado o volume da placa com água. As placas foram expostas a iluminação de lâmpadas incandescentes (60 W), durante 15 minutos à distância de 15 cm, para estimular a eclosão dos miracídios. A exposição individual dos moluscos foi realizada conforme descrito em Fernandez *et al.* (2008), e o diâmetro dos exemplares variou entre 2 e 8 mm.

As cepas de *S. mansoni* utilizadas foram: cepa BH isolada de espécimes de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) de Belo Horizonte, Minas Gerais; cepa CM, isolada de um paciente nascido e criado em Paudalho, Pernambuco; e cepa CMO, isolada de *Oryzomys subflavus* Wagner, 1842, capturado em Ceará-Mirim, Rio Grande do Norte. Conforme documentado por Alho *et al.* (2011), *O. subflavus* refere-se atualmente ao roedor *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842). Estas cepas de *S. mansoni* encontram-se no LABMAL e todos os procedimentos necessários à manutenção e manuseio dos animais seguem o Comitê de Ética de Uso de Animais estabelecidos pela Fundação Oswaldo Cruz, sob o registro CEUA PO 0143-02. A manutenção das cepas requer a infecção experimental de camundongos e de moluscos, estes últimos procedentes de descendentes de espécimes coletados em biótopos naturais desde a década de 70.

Foram submetidos à infecção experimental descendentes de *B. straminea* obtidos em 35 estações de amostragem, sendo 27 localizadas no rio Tocantins (estações n^{os} 2, 5, 6, 7, 9, 11, 28, 31, 32, 34, 35, 38, 41, 42, 43, 44, 45, 50, 53, 55, 61, 62, 64, 65, 66, 69 e 72), seis no rio Paranã (estações n^{os} 13, 16, 17, 18, 19 e 21) e duas de amostras procedentes da área de influência da UHE Peixe Angical, mas não do reservatório (estação de amostragem n^o 93 e Fazenda Boa Esperança - S 12°17'42.2", W 47°46'04.9", ambas no município de Paranã).

Considerando os sete trechos, foram expostos aos miracídios 1.292 espécimes descendentes de exemplares coletados nessa área do rio Tocantins, sendo: 43 do trecho I (pertencentes ao município de Peixe: estação de amostragem n^o 2), 65 do trecho II (43 de Paranã: estações de amostragem n^{os} 6, 9 e 11; e 22 de São Salvador de Tocantins: estação n^o 7), 624 do trecho III (609 de Paranã: estações n^{os} 13, 16, 17, 18, 19 e 21; e 15 de Peixe:

estação n° 5), 331 do trecho IV (198 de Paranã: estações n°s 31, 35, 38, 43 e 44; e 133 de São Salvador de Tocantins: estações n°s 28, 32, 34, 41 e 42), 201 do trecho V (108 de Paranã: estações n°s 50, 61, 62 e 64; 83 de Palmeirópolis: estações n°s 53, 55 e 56; e 10 de São Salvador de Tocantins: estação n° 45), 28 do trecho VI (Paraná: estações n°s 65, 69 e 72) e nenhum do trecho VII. Da estação de amostragem n° 93 foram expostos 8 exemplares e da Fazenda Boa Esperança somente 14, ambos descendentes de *B. straminea* obtidos nesses biótopos em Paranã.

Com relação às cepas de *S. mansoni* utilizadas, dos 1.314 exemplares submetidos à infecção experimental, 955 exemplares de *B. straminea* foram expostos à cepa BH, 212 à cepa CM e 147 à cepa CMO. Para o controle, populações de *B. glabrata* de Belo Horizonte/MG (71 exemplares), Pontezinha/PE (47) e Touros/RN (40) foram expostas a miracídios das cepas BH, CM e CMO, respectivamente.

Os moluscos foram observados diariamente e, havendo algum espécime morto, o exemplar era imediatamente colocado em frasco com o fixador Railliet-Henry para ser, posteriormente, examinado quanto à presença de estádios larvais de *S. mansoni*. No 25° dia após a exposição aos miracídios, os exemplares foram expostos à luz de lâmpadas incandescentes, tal como descrito no item 2.3, obtendo-se o período pré-cercariano e o índice de infecção experimental. Aqueles que não eliminaram cercárias foram novamente expostos à luz, a cada 5 dias, até o 60° dia após a exposição, quando foram esmagados entre placas de vidro e examinados à procura de estádios larvais em desenvolvimento.

3. 1 – Malacofauna límnic

3. 1.1 – Composição da malacofauna limnica

Foram obtidos representantes das famílias Ampullariidae, Ancyliidae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Hyriidae, Mycetopodidae, Pisidiidae, Physidae, Pomatiopsidae, Planorbidae, Lymnaeidae e Thiaridae. As buscas da malacofauna límnic em cada estação de amostragem variaram em decorrência da periodicidade das campanhas realizadas, cumprindo as especificações contidas nos contratos firmados com os empreendedores das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, bem como das dificuldades de acesso ao biótopo descritas posteriormente.

Trecho	Estação de amostragem	Quantidade de buscas realizadas a cada período			
		Durante todo o estudo	Antes da construção da UHE Peixe Angical (pré-enchimento)	Após a operação das turbinas da UHE Peixe Angical (pós-enchimento), mas durante a construção da UHE São Salvador (pré-enchimento)	Após a operação das turbinas da UHE São Salvador (pós-enchimento)
I	Nº 1	22	9	13	-
	Nº 2	23	10	13	-
	Nº 3	24	11	13	-
II	Nº 4	24	11	13	-
	Nº 5	23	10	13	-
	Nº 6	24	11	13	-
	Nº 7	19	6	13	-
	Nº 8	24	11	13	-
	Nº 9	24	11	13	-
	Nº 10	19	6	13	-
	Nº 11	20	7	13	-
	Nº 12	24	11	13	-
	III	Nº 13	24	11	13
Nº 14		23	10	13	-
Nº 15		24	11	13	-
Nº 16		23	10	13	-
Nº 17		23	10	13	-
Nº 18		24	11	13	-
Nº 19		24	11	13	-
Nº 20		23	10	13	-

III	Nº 21	21	8	13	-
	Nº 22	24	11	13	-
	Nº 23	24	11	13	-
	Nº 24	24	11	13	-
IV	Nº 25	14	3	11	-
	Nº 26	24	11	13	-
	Nº 27	23	10	13	-
	Nº 28	20	7	13	-
	Nº 29	23	10	13	-
	Nº 30	24	11	13	-
	Nº 31	21	8	13	-
	Nº 32	18	5	13	-
	Nº 33	24	11	13	-
	Nº 34	24	11	13	-
	Nº 35	24	11	13	-
	Nº 36	21	8	13	-
	Nº 37	23	10	13	-
	Nº 38	24	11	13	-
	Nº 39	37	9	20	8
	Nº 40	22	9	13	-
	Nº 41	23	15	8	-
	Nº 42	38	10	20	8
	Nº 43	16	-	8	8
	Nº 44	40	11	21	8
V	Nº 45	39	11	20	8
	Nº 46	19	2	9	8
	Nº 47	12	-	4	8
	Nº 48	24	8	18	8
	Nº 49	34	7	19	8
	Nº 50	35	7	20	8
	Nº 51	34	5	21	8
	Nº 52	37	8	21	8
	Nº 53	16	-	8	8
	Nº 54	16	-	8	8
	Nº 55	16	-	8	8
	Nº 56	16	-	8	8
	Nº 57	14	-	6	8
	Nº 58	16	-	8	8
	Nº 59	16	-	8	8
	Nº 60	15	-	7	8
	Nº 61	15	-	7	8
	Nº 62	16	-	8	8
	Nº 63	15	-	7	8
	Nº 64	16	-	8	8
VI	Nº 65	16	-	8	8
	Nº 66	16	-	8	8
	Nº 67	16	-	8	8
	Nº 68	16	-	8	8
	Nº 69	16	-	8	8
	Nº 70	16	-	8	8
	Nº 64	16	-	8	8
	Nº 65	16	-	8	8
Nº 66	16	-	8	8	
Nº 67	16	-	8	8	
Nº 68	16	-	8	8	

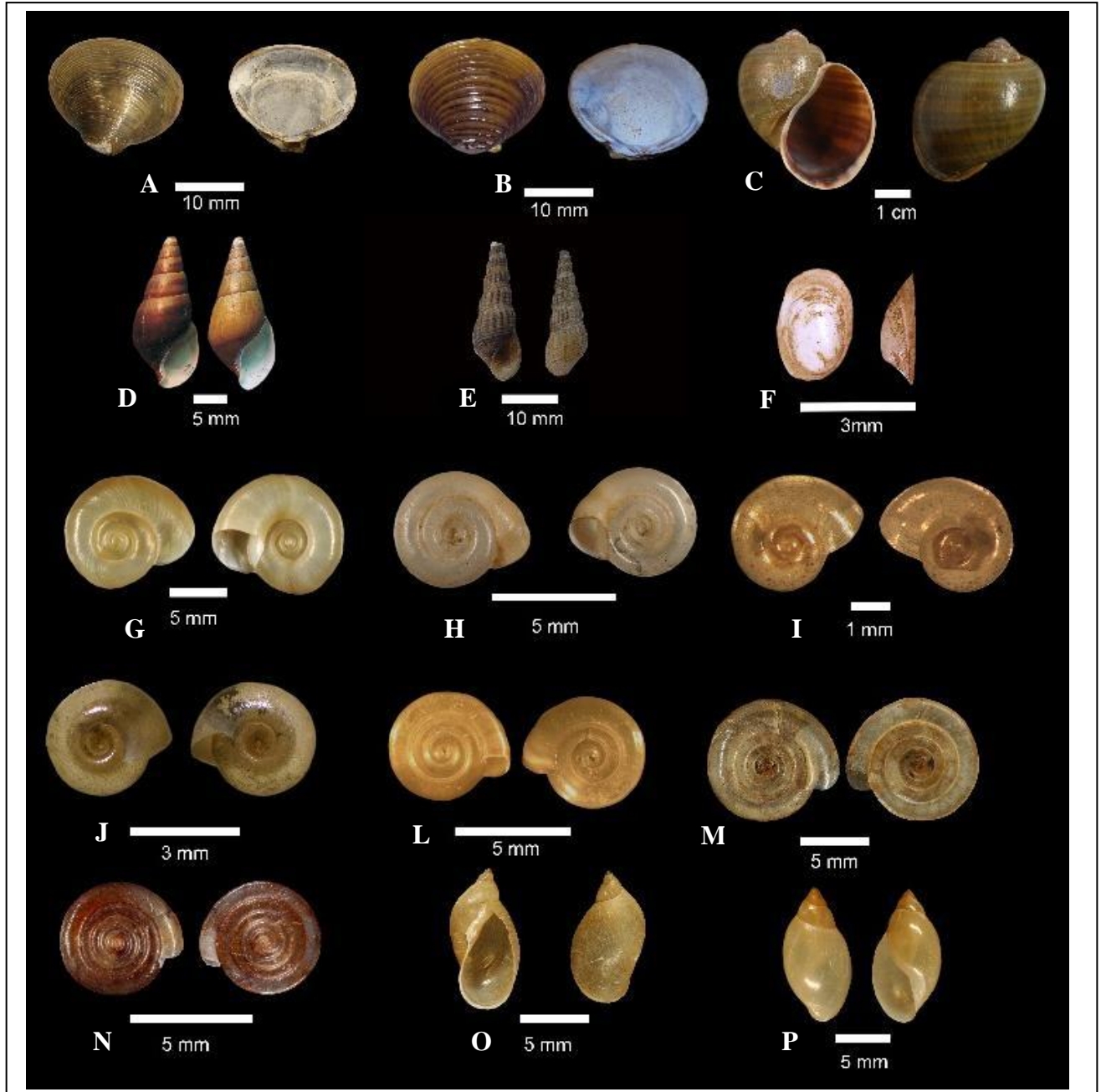
VI	Nº 69	16	-	8	8
	Nº 70	16	-	8	8
	Nº 71	9	-	1	8
	Nº 72	15	-	7	8
	Nº 73	16	-	8	8
	Nº 74	14	-	6	8
	Nº 75	16	-	8	8
	Nº 76	16	-	8	8
	Nº 77	12	-	4	8
	Nº 78	12	-	4	8
	Nº 79	16	-	8	8
	Nº 80	16	-	8	8
VII	Nº 82	16		8	8
	Nº 83	16		8	8
	Nº 84	16		8	8
	Nº 86	12		4	8
	Nº 87	16	-	8	8
	Nº 88	14	-	7	7
	Nº 89	12	-	4	8
	Nº 90	16		8	8
	Nº 91	16		8	8
	Nº 92	15		7	8

Estações de amostragem não pertencentes aos sete trechos definidos no rio Tocantins					
	Nº 81	12	-	4	8
	Nº 85	12	-	4	8
	Nº 93	24	11	13	-
	Nº 94	24	11	13	-

As espécies límnicas encontradas foram *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819), *Antillorbis nordestensis* (Lucena, 1954), *A. tenuilabris*, *B. schrammi*, *B. straminea*, *Castalia ambigua* Lamarck, 1819, *Castalia duprei* Récluz, 1842, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844), *Drepanotrema anatinum* (d'Orbigny, 1835), *Drepanotrema cimex* (Moricand, 1839), *Drepanotrema depressissimum* (Moricand, 1839), *Drepanotrema lucidum* (Pfeiffer, 1839), *Gundlachia ticaga* (Marcus & Marcus, 1962), *Gundlachia radiata* (Guilding, 1828), *Leila esula* (d'Orbigny, 1835), *Lymnaea columella* Say, 1817, *M. tuberculatus*, *Mycetopoda siliquosa* (Spix, 1827), *Physa marmorata* Guilding, 1828, *Pomacea lineata* (Spix in Wagner, 1827) e *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) (Figura 3.1). Além destas, foram obtidos exemplares não identificados especificamente, pertencentes aos gêneros: *Anisancylus* Pilsbry, 1924, *Burnupia* Walker, 1912, *Ferrissia* Walker, 1903 *Gundlachia* Pfeiffer, 1849, *Idiopyrgus* Pilsbry, 1911, *Laevapex* Walker, 1903, *Pisidium* Pfeiffer, 1821, *Potamolithus* Pilsbry, 1896 e *Uncancylus* Pilsbry, 1913.

Em relação aos bivalves, dentre as famílias Corbiculidae, Hyriidae, Mycetopodidae e Pisidiidae, a primeira foi a mais observada tendo sido registrada em 40 estações de amostragem, representada por *C. largillierti* em 25 estações (n^{os} 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9,

10,11,12, 13, 14, 15, 23, 24, 26, 29, 37, 42, 43, 44, 51 e 94) e *C. fluminea* em 21 (n^{os} 10, 15, 19, 23, 24, 39, 42, 44, 48, 54, 55, 57, 58, 59, 65, 66, 69, 70, 74, 76 e 78). Em três estações de amostragem (n^{os} 10, 23 e 44) houve sintopia entre estas duas espécies, enquanto que nas estações n^{os} 15, 24 e 42, os exemplares foram obtidos em diferentes meses.



3.1 – Representantes da malacofauna límnic obtidos no rio Tocantins na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador: *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) (A), *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (B), *Pomacea lineata* (Spix in Wagner, 1827) (C), *Aylacostoma tenuilabris* (Reeve, 1960) (D), *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) (E), *Gundlachia* sp. (F), *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) (G), *Biomphalaria schrammi* (Crosse, 1864) (H), *Antillorbis nordestensis* (Lucena, 1954) (I), *Drepanotrema anatinum* (d'Orbigny, 1835) (J), *Drepanotrema lucidum* (Pfeiffer, 1839) (L), *Drepanotrema depressissimum* (Moricand, 1839) (M), *Drepanotrema cimex* (Moricand, 1839) (N), *Lymnaea columella* Say, 1817 (O) e *Physa marmorata* Guilding, 1828 (P).

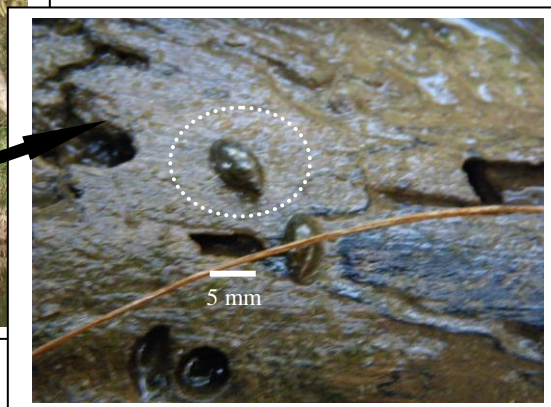
Quanto aos gastrópodes, a composição da malacofauna em relação ao número de famílias encontradas na área de influência dos reservatórios de Peixe Angical e de São Salvador, bem como em relação à família nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento nas estações de amostragem analisadas encontram-se nas Tabelas 3.1 e 3.2 (págs. 106 e 110). O período de pré-enchimento corresponde a todas as campanhas realizadas antes do início de operação das usinas e o pós-enchimento, após a formação do reservatório.

No trecho I foram encontradas, no máximo, cinco famílias tanto no período de pré-enchimento do reservatório, quanto após a sua formação (Tabela 3.1 - pág. 106). Comparando as etapas de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical em relação às famílias encontradas, nota-se que na estação de amostragem nº 2, Planorbidae passou a ser encontrado, enquanto que na estação de amostragem nº 3, Ampullariidae e Thiaridae tornaram-se ausentes após o enchimento do reservatório.

Diferentemente, nos demais trechos, houve um aumento no número de famílias presentes após o enchimento dos reservatórios, exceto em 14 estações de amostragem (n^{os} 22, 38, 52, 53, 56, 68, 72, 76, 83, 84, 87, 88, 91 e 92) das 87 analisadas (Tabelas 3.1 e 3.2 – págs. 106 e 110). Em três estações de amostragem Physidae (Figura 3.2) não foi mais encontrada (estações n^{os} 22, 53 e 72), bem como Planorbidae, Hydrobiidae e Thiaridae ausentes respectivamente nas estações n^{os} 22, 72 e 91. Ao observar as estações próximas à barragem da UHE São Salvador, houve um aumento no número de famílias após o enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical nas estações n^{os} 42 e 50, reduzindo após o início de operação da UHE São Salvador, embora uma estação seja a jusante e a outra a montante da UHE São Salvador (Tabela 3.2 – pág. 110).



Fig. 3.2 –Porto de São Salvador, estação de amostragem nº 41 (setembro, 2008): *Physa marmorata* Guilding, 1828.



Em relação aos seis trechos analisados nas áreas a montante da barragem da UHE Peixe Angical, nota-se um número menor de famílias encontradas no trecho VII comparando aos demais trechos. Deve ser mencionado que o reservatório formado pela UHE São Salvador, diferentemente do reservatório da UHE Peixe Angical, praticamente permaneceu na caixa do leito do rio, como pode ser observado na Tabela 2.1 (pág. 100) pelo posicionamento geográfico não alterado em onze estações de amostragem de sua área de influência.

As famílias Ampullariidae e Lymnaeidae, representadas unicamente por *P. lineata* e *L. columella*, tornaram-se mais presentes após a transformação do ambiente de lótico à lêntico, analisando todos os resultados, exceto aqueles obtidos no trecho I. O mesmo ocorreu com Physidae, especificamente *P. marmorata*, com exceção das estações de amostragem do trecho VII.

A família com menor representação neste trecho do rio Tocantins foi Pomatiopsidae, representada por *Idiopyrgus* sp., encontrada em somente quatro estações de amostragem (n^{os} 64, 68 e 70) durante todo o período. *Potamolithus* sp., o outro gênero de Risssoidea encontrado, diferentemente, mostrou uma maior distribuição geográfica na área de estudo (Tabelas 3.1 e 3.2 – págs. 106 e 110), com exceção do trecho VII.

Quanto à Ancyliidae, seis gêneros foram encontrados (Gráfico 3.1 – pág. 111), sendo que *Gundlachia* sp. mostrou a mais ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todos os sete trechos da área de estudo. É importante assinalar que não foi possível identificar todo o material coletado desta família, visto que algumas amostras estavam danificadas pela fragilidade das conchas e inadequado acondicionamento dos exemplares obtidos nestes seis anos de buscas. Somente três espécies foram definidas, *G. ticaga* (nas estações de amostragem n^{os} 6 e 27), *G. radiata* (estações n^{os} 65, 76, 82 e 94) e *U. concentricus* (estação n^o 19). Nas estações de amostragem não pertencentes aos reservatórios, foram coletados os gêneros *Burnupia* e *Gundlachia* (estações n^{os} 85, 93 e 94).

Na estação de amostragem n^o 85, em todo o período do estudo, somente duas famílias foram observadas, Ancyliidae (*Burnupia* sp.) e Planorbidae (*D. anatinum* e *D. lucidum*). Trata-se do córrego Curralinho, no município de Cavalcante, o qual na época de estiagem, mostra uma grande redução no volume de água (Figura 3.3). Similarmente, na estação de amostragem n^o 81 (rio Traíras, no município de Paranã) duas famílias foram encontradas, Ancyliidae e Thiaridae (representado unicamente por *M. tuberculatus*), sem ter sido possível identificar a única amostra de Ancyliidae (obtida em outubro de 2009). Estas estações de amostragem foram definidas para analisar a fauna malacológica em dois locais do córrego

Currallinho (estações n^{os} 84 e 85) e do rio Traíras (estações n^{os} 80 e 81), ou seja, num trecho pertencente ao reservatório da UHE São Salvador e em outro não.



Fig. 3.3 –Córrego Currallinho, estação de amostragem n^o 85: abril de 2009 (A) e agosto de 2010 (B).

A estação de amostragem n^o 93, uma lagoa na cidade de Paranã, possuiu representantes das famílias Ampullariidae, Ancyliidae, Physidae e Planorbidae, sendo: *A. nordestensis*, *B. schrammi*, *B. straminea*, *Burnupia* sp., *D. anatinum*, *D. depressissimum*, *D. lucidum*, *P. marmorata* e *P. lineata*. Nesta estação, as famílias encontradas nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório de Peixe Angical (campanhas realizadas entre junho de 2004 e abril de 2008) pouco diferiram (somente Ancyliidae não foi mais encontrada), tal como o ocorrido na estação de amostragem n^o 94, o travessão São Miguel, onde somente uma espécie esteve ausente no período de pós-enchimento.

3.1.2 – Constância

Famílias Ampullariidae, Ancyliidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Pomatiopsidae e Thiaridae

No trecho I, na estação de amostragem n^o 1 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, as famílias permaneceram nas mesmas categorias observadas anteriormente (Tabela 3.3 – pág. 112), enquanto que no rio das Almas

(estação n° 3) houve alteração nas famílias Hydrobiidae e Thiaridae. Na estação de amostragem n° 2, Thiaridae teve uma redução em sua constância (constante à acidental).

No trecho II, nas estações de amostragem n°s 7 e 10, dois córregos na margem esquerda do rio Tocantins no município de São Salvador do Tocantins, não foi possível realizar as buscas dos moluscos entre junho de 2004 e fevereiro de 2005, uma vez que não havia água nos córregos devido à estiagem (junho a dezembro) ou o acesso estava impedido pelas obras da construção da barragem da UHE Peixe Angical. O mesmo ocorreu em outras estações de amostragem: n° 17 (agosto/2004) e n° 21 (agosto de 2004 e agosto de 2005) no trecho III, e n°s 27 e 28 (dezembro/2004) no trecho IV. Outro fator que impediu as buscas durante o período de pré-enchimento dos reservatórios foi o desmatamento das margens (Figura 3.4), quando os acessos aos córregos estavam com troncos e galhos impedindo a passagem do barco, fato que ocorreu nas estações de amostragem n°s 29 (fevereiro/2005), 57 (março/2008), 45 (outubro/2007), 48 e 49 (abril/2008). Em alguns córregos o desmatamento causou o deslizamento das margens, alterando visivelmente o ambiente (Figura 3.5), mas não impedindo as buscas dos moluscos. Além disso, na estação de amostragem n° 25 (fazenda Traçadal no município de Paranã), três buscas consecutivas não foram realizadas antes da formação do reservatório da UHE Peixe Angical. O proprietário impedia o acesso por discordar do empreendimento, o que não ocorreu após o enchimento do reservatório, uma vez que a propriedade tornou-se área de preservação permanente (APP).



Fig. 3.4 – Estação de amostragem n° 48, abril de 2008.



Fig. 3.5 – Estação de amostragem n° 53, junho de 2008.

Em algumas estações de amostragem (n°s 47, 71, 77, 78 e 89) a quantidade de buscas também foi menor (Tabela 3.3 – pág. 112) por serem córregos somente observados após o enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e com possível acesso. Após o enchimento

dos reservatórios, os córregos tornaram-se permanentes e todas as amostragens puderam ser realizadas (Tabela 3.3 – pág. 112) com exceção da estação de amostragem n° 88, uma enseada na margem direita do rio Tocantins no município de Cavalcante, devido à cheia do rio que impossibilitou o acesso ao local georreferenciado.

O índice de constância apresentou variações entre as categorias (constante, acessória ou acidental), comparando os períodos de pré-enchimento e pós enchimento em todos os trechos a montante da barragem da UHE Peixe Angical. No trecho II, nas nove estações de amostragem analisadas, após o enchimento do reservatório as famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Planorbidae e Thiaridae tornaram-se mais presentes (Tabela 3.3 – pág. 112), com diferenças significativas entre os períodos, diferindo de Physidae, Ancyliidae e Hydrobiidae. Physidae, representada unicamente por *P. marmorata*, não foi mais encontrada na estação de amostragem n° 9, mas manteve-se presente nas estações n°s 4, 11 e 12, comparando os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. Ancyliidae predominantemente na categoria acessória durante o período de pré-enchimento, tornou-se acidental (estações de amostragem n°s 4, 5 e 9), embora nenhuma diferença significativa tenha sido detectada ($P > 0,05$). A família Hydrobiidae durante o período de pré-enchimento mostrou-se presente em oito estações de amostragem e posteriormente em seis, porém o índice de constância não foi significativamente diferente ($P > 0,05$) (Tabela 3.3 – pág. 112).

No trecho III (o rio Paranã, principal afluente na margem direita do rio Tocantins na área de influência da UHE Peixe Angical), doze estações de amostragem foram analisadas. Lymnaeidae e Physidae, famílias acidentais durante o período de pré-enchimento do reservatório de Peixe Angical, tornaram-se acessórias nas estações de amostragem n°s 14, 18, 19 e 21 (Tabela 3.3 – pág. 112). Planorbidae e Thiaridae tornaram-se, na maioria das estações dos trechos III, IV e V, famílias constante e acessória, respectivamente. O índice de constância foi significativamente diferente, neste trecho, nas famílias Ampullariidae ($P < 0,05$), Lymnaeidae ($P < 0,05$), Physidae ($P < 0,05$), Thiaridae ($P < 0,05$) e Planorbidae ($P < 0,01$).

O índice de constância de Planorbidae nas estações de amostragem do trecho IV após o enchimento do reservatório de Peixe Angical foi o que apresentou os maiores valores (Tabela 3.3 – pág. 112). É importante assinalar que todas as estações de amostragem deste trecho foram analisadas durante o monitoramento da malacofauna na área de influência da UHE Peixe Angical, com exceção da estação n° 41 (Tabela 2.1 – pág. 100) que somente foi georreferenciado após a formação do reservatório de Peixe Angical quando a empresa construiu o porto no município de São Salvador. Assim, o índice de constância do período de pré-enchimento nesta estação de amostragem (n° 41) corresponde à fase de pré-enchimento do

reservatório da UHE São Salvador, mas pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical. Provavelmente por este motivo, foi a única estação de amostragem que apresentou três famílias constantes (Hydrobiidae, Planorbidae e Thiaridae) no período de pré-enchimento (Tabela 3.3 – pág. 112).

Das dez estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, três encontram-se a jusante (n^{os} 39, 42 e 44) e sete a montante (n^{os} 45, 46, 48, 49, 50, 51 e 52), como descrito anteriormente. Nas estações a jusante (trecho IV), Hydrobiidae com índice de constância variável no período de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical (Tabela 3.4 – pág. 116) tornou-se constante tanto durante a construção da barragem da UHE São Salvador, após a formação do reservatório de Peixe Angical, quanto após o início de operação das turbinas da UHE São Salvador (março/2009). Entretanto, nas estações de amostragem a montante (Tabela 3.4 – pág. 116) Hydrobiidae esteve constante somente em uma estação de amostragem (n^o 45) após março/2009. Analisando as demais famílias, os primeiros exemplares de Ampullariidae e Lymnaeidae foram obtidos após a formação do reservatório de Peixe Angical (abril/2006), os quais se estabeleceram formando populações. Ampullariidae mostrou-se bem adaptada às novas condições ambientais quando, inicialmente observada numa única estação de amostragem (n^o42) durante a construção da UHE São Salvador, tornou-se presente nas dez estações, após a formação do reservatório (Tabela 3.4 – pág. 116), sendo constante em duas (estações n^{os} 39 e 45), acessória em seis (estações n^{os} 42, 44, 49, 50, 51 e 52) e acidental em duas (estações n^{os} 46 e 48). Lymnaeidae restrita às estações a jusante da barragem da UHE São Salvador entre abril/2006 e março/2009, durante a construção da UHE São Salvador, sendo portanto acidental, tornou-se após a formação do reservatório uma família acessória numa única estação de amostragem (n^o 39) e não foi mais observada nas outras duas a jusante (estações n^{os} 42 e 44); a montante, após março de 2009, duas estações apresentaram limnédeos (Tabela 3.4 – pág. 116). Nestas estações de amostragem, diferenças significativas no índice de constância entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical foram observadas nas famílias Physidae ($P < 0,01$), Ancyliidae e Planorbidae (ambas, $P < 0,05$); e posteriormente, entre os períodos de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e de pós-enchimento da UHE São Salvador, diferença significativa no índice de constância foi observada em Ampullariidae ($P < 0,001$), Hydrobiidae ($P < 0,05$), Planorbidae ($P < 0,01$) e Thiaridae ($P < 0,05$).

Quanto ao trecho V, entre os períodos de pré-enchimento e pós enchimento do reservatório da UHE São Salvador, Ampullariidae e Lymnaeidae ausentes anteriormente

(Tabela 3.3 – pág. 112), tornaram-se presentes após a formação do reservatório ($P < 0,001$). Quanto às demais famílias, os resultados foram: (a) Hydrobiidae, constante no período de pré-enchimento numa estação de amostragem ($n^{\circ} 58$), tornou-se acessória (Tabela 3.3 – pág. 112), mas sem apresentar diferenças significativas considerando todo o trecho; (b) Physidae teve um aumento no índice de constância ($P < 0,05$), bem como Planorbidae ($P < 0,01$), Thiaridae ($P < 0,01$) e Ancyliidae ($P < 0,05$). Pomatiopsidae foi observada somente na estação de amostragem $n^{\circ} 64$, em ambos os períodos, tendo ascendido sua categoria de acidental para acessória após a formação do reservatório da UHE São Salvador, embora sem apresentar diferença significativa.

No trecho VI, Pomatiopsidae manteve-se na categoria acidental nas estações de amostragem em que ocorreu: o rio Mucambão ($n^{\circ} 68$) e o rio Cana Brava ($n^{\circ} 70$). *Idiopyrgus* sp., único representante desta família observado na área de estudo, esteve presente no rio Mucambão antes da formação do reservatório da UHE São Salvador, mas ausente após, e no rio Cana Brava ocorreu o inverso (Tabela 3.3 – pág. 112). Neste trecho, todas as outras famílias ascenderam de categoria após a formação do reservatório da UHE São Salvador, merecendo destaque Planorbidae e Thiaridae que deixaram de ser famílias acidentais (Tabela 3.3 – pág. 112) nas 16 estações de amostragem analisadas.

O mesmo não ocorreu nas estações do trecho VII quando das sete famílias encontradas, três delas (Hydrobiidae, Lymnaeidae e Physidae) permaneceram na categoria acidental. É importante assinalar que Lymnaeidae foi observada somente após a formação do reservatório da UHE São Salvador (estação de amostragem $n^{\circ} 89$) e Physidae ao período de pré-enchimento (estação de amostragem $n^{\circ} 92$). Tanto no trecho VI quanto no trecho VII, Ampullariidae foi observada após a formação do reservatório, mas não antes (Tabela 3.3 – pág. 112).

Resumidamente, a análise estatística do índice de constância das famílias de gastrópodes límnicos presentes nestas 77 estações de amostragem (Tabela 3.3 – pág. 112) mostrou diferença significativa entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios nos trechos II ($p = 0,001$; $gl = 71$; $P < 0,01$), III ($p = 0,000$; $gl = 95$; $P < 0,001$), IV ($p = 0,000$; $gl = 135$; $P < 0,001$), V ($p = 0,000$; $gl = 103$; $P < 0,001$) e VI ($p = 0,000$; $gl = 127$; $P < 0,001$), mas não no trecho VII ($p = 0,051$; $gl = 79$; $P > 0,05$).

A ANOVA mostrou diferenças significativas nos índices de constância obtidos entre os trechos no período de pré-enchimento ($F = 3,585$; $gl = 5$; $P < 0,01$) e no período de pós-enchimento ($F = 9,356$; $gl = 5$; $P < 0,001$). O teste Tukey mostrou diferença significativa no período de pré-enchimento entre os trechos II e IV ($P < 0,05$), II e VI ($P < 0,05$) e II e VII (P

< 0,01); e no período de pós-enchimento, entre II e VII ($P < 0,001$), III e VII ($P < 0,001$), IV e VI ($P < 0,05$), IV e VII ($P < 0,001$), V e VI ($P < 0,05$), V e VII ($P < 0,001$) e VI e VII ($P < 0,05$).

Quando analisadas as famílias separadamente, entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, houve diferenças significativas no índice de constância das seguintes famílias: (a) Ampullariidae nos trechos II ($p = 0,020$; $gl = 8$; $P < 0,05$), III ($p = 0,010$; $gl = 11$; $P < 0,05$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V ($p = 0,000$; $gl = 12$; $P < 0,001$) e VI ($p = 0,041$; $gl = 15$; $P < 0,05$); (b) Ancyliidae nos trechos V ($p = 0,016$; $gl = 12$; $P < 0,05$) e VI ($p = 0,000$; $gl = 15$; $P < 0,001$); (c) Lymnaeidae nos trechos II ($p = 0,000$; $gl = 8$; $P < 0,001$), III ($p = 0,011$; $gl = 11$; $P < 0,05$), IV ($p = 0,001$; $gl = 16$; $P < 0,01$), V ($p = 0,000$; $gl = 12$; $P < 0,001$) e VI ($p = 0,046$; $gl = 15$; $P < 0,05$); (d) Physidae nos trechos III ($p = 0,011$; $gl = 11$; $P < 0,05$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$) e V ($p = 0,027$; $gl = 12$; $P < 0,05$); (e) Planorbidae nos trechos II ($p = 0,006$; $gl = 8$; $P < 0,01$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V ($p = 0,009$; $gl = 12$; $P < 0,01$) e VI ($p = 0,019$; $gl = 15$; $P < 0,05$); (f) e Thiaridae nos trechos II ($p = 0,044$; $gl = 8$; $P < 0,05$), III ($p = 0,004$; $gl = 11$; $P < 0,01$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V ($p = 0,007$; $gl = 12$; $P < 0,01$) e VI ($p = 0,001$; $gl = 15$; $P < 0,01$). A família Pomatiopsidae, embora tenha ocorrido em dois trechos, não apresentou diferenças significativas no índice de constância entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento (trecho V, $p = 0,335$; $gl = 12$; $P > 0,05$ e VI, $p = 1$; $gl = 15$; $P > 0,05$), semelhante ao ocorrido com Hydrobiidae ($P > 0,05$, sendo os seguintes valores nos trechos: II, $p = 0,193$, $gl = 8$; III, $p = 0,795$, $gl = 11$; IV, $p = 0,102$, $gl = 16$; V, $p = 0,534$; $gl = 12$; VI, $p = 0,542$; $gl = 15$ e VII, $p = 1$, $gl = 9$).

Quanto ao índice de constância das famílias presentes nas dez estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador (Tabela 3.4 – pág. 116) quando foram caracterizados três períodos (Pré-Peixe = período de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical; Pré-SS = período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e pré-enchimento da UHE São Salvador; Pós-SS = período de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador), houve diferenças significativas entre Pré-Peixe e Pré-SS ($p = 0,000$; $gl = 79$; $P < 0,001$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,000$; $gl = 79$; $P < 0,001$), mas não entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,277$; $gl = 79$; $P > 0,05$).

Observando as famílias separadamente, as análises estatísticas mostraram que: (a) Ampullariidae apresentou diferença significativa entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,000$; $gl = 9$; $P < 0,001$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,000$; $gl = 9$; $P < 0,001$), mas não entre Pré-Peixe e Pré-SS ($p = 0,343$; $gl = 9$; $P > 0,05$), ou seja, o aparecimento de *P. lineata* após a formação do reservatório de Peixe Angical não foi significativamente diferente quando da sua ausência,

entretanto uma diferença significativa foi observada após a formação do reservatório da UHE São Salvador ($p = 0,000$; $gl = 9$; $P < 0,001$); (b) Ancyliidae não apresentou diferenças significativas entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,142$; $gl = 9$; $P > 0,05$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,148$; $gl = 9$; $P > 0,05$), diferentemente do ocorrido após a instalação da UHE Peixe Angical (Pré-Peixe x Pré-SS sendo $p = 0,032$; $gl = 9$; $P < 0,05$), quando esta família tornou-se mais constante; (c) Hydrobiidae apresentou diferença significativa somente entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,023$; $gl = 9$; $P < 0,05$); (d) Lymnaeidae não mostrou diferenças significativas entre os períodos (Pré-Peixe x Pré-SS, $p = 0,174$; $gl = 9$; $P > 0,05$; Pré-SS x Pós-SS, $p = 0,275$; $gl = 9$; $P > 0,05$ e Pré-Peixe x Pós-SS, $p = 0,085$; $gl = 9$; $P > 0,05$); (e) em Physidae, somente entre Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,004$; $gl = 9$; $P < 0,01$) houve diferença significativa no índice de constância, diferentemente de Thiaridae, que mostrou diferenças significativas entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,032$; $gl = 9$; $P < 0,05$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,001$; $gl = 9$; $P < 0,01$); (f) e Planorbidae apresentou diferenças significativas entre todos os períodos (Pré-Peixe x Pré-SS: $p = 0,023$; $gl = 9$; $P < 0,05$; Pré-SS x Pós-SS, $p = 0,003$; $gl = 9$; $P < 0,01$; e Pré-Peixe x Pós-SS, $p = 0,003$; $gl = 9$; $P < 0,01$).

Espécies das famílias Planorbidae e Thiaridae

Em relação às espécies de Planorbidae e Thiaridae observadas no trecho I, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório de Peixe Angical, exemplares de *B. straminea* foram coletados somente após o início de operação das turbinas, e os thiarídeos *A. tenuilabris* e *M. tuberculatus* apresentaram uma diminuição no índice de constância (Tabela 3.5- pág. 117), a qual não foi analisada estatisticamente. Quanto à espécie nativa *A. tenuilabris* observada nos demais trechos, a formação do reservatório possivelmente dificultou o estabelecimento das colônias, presente em 12 estações de amostragem no período de pré-enchimento e, posteriormente somente em quatro (Tabelas 3.5 e 3.6 – págs. 117 e 121), embora sem apresentar diferença significativa ($P > 0,05$). Por sua vez, *M. tuberculatus* tornou-se mais freqüente após a formação dos reservatórios, em todos os trechos a montante da UHE Peixe Angical, com diferenças significativas conforme assinaladas abaixo.

O planorbídeo *B. schrammi*, ausente nos períodos de pré-enchimento dos reservatórios, se apresentou no período de pós-enchimento nas categorias constante e accidental em uma (estação n° 34) e cinco estações de amostragem (n°s 26, 27, 38, 47 e 48), respectivamente, nos trechos IV e V (Tabelas 3.5 e 3.6 – págs 117 e 121). Outra espécie que foi observada após a formação do reservatório da UHE Peixe Angical foi *D. cimex*, restrita à

estação de amostragem nº 46 (espécie acidental), entretanto ausente no reservatório formado pela UHE São Salvador (Tabela 3.6 – pág. 121).

Quanto às demais espécies de Planorbidae, comparando os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento (Tabelas 3.5 e 3.6 – págs. 117 e 121), os resultados foram: (a) *A. nordestensis* tornou-se mais presente nos trechos V e VI, manteve-se como espécie acidental nos trechos II e III, e passou a ser menos freqüente nos trechos IV e VII; os dados foram significativamente diferentes somente nos trechos V e VI; (b) em todos os trechos *B. straminea* mostrou-se favorável à formação dos reservatórios, fato observado pelo índice de constância (Tabelas 3.5 e 3.6 – págs. 117 e 121); (c) *D. anatinum* mostrou-se mais constante no trecho III ($P < 0,05$) e nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador ($P < 0,05$) entre os períodos de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador; (d) *D. depressissimum* não foi mais obtida no reservatório nos trechos V, VI e VII, com exceção das estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador; (e) e *D. lucidum* ampliou sua distribuição geográfica em toda a área de estudo a montante da barragem da UHE Peixe Angical, com exceção do trecho V, embora somente nos trechos II e IV diferenças significativas tenham sido observadas.



Fig. 3.6 – Estação de amostragem nº 81,
abril de 2010.



Fig. 3.7 – Estação de amostragem nº 93,
junho de 2006.

Duas estações de amostragem (n^{os} 81 e 85) não pertencentes ao reservatório formado no rio Tocantins foram monitoradas quanto à malacofauna, visando observar as espécies que ocorrem no ambiente lótico em áreas não represadas. No córrego Curralinho (n^o 85), Ancyliidae foi constante (índice de constância de 66,7%) e acessória (37,5%) nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador, enquanto que

Planorbidae, ausente antes da construção do reservatório, apresentou posteriormente duas espécies acessórias (*D. anatinum* e *D. lucidum*, ambos com índice de constância de 25%). No rio Traíras (nº 81) (Figura 3.6), *M. tuberculatus* esteve presente durante todo o período do estudo, sendo uma espécie acessória (índice de constância: 50%) e, posteriormente constante (62,5%); e Ancyliidae, observada apenas no período pós-enchimento, foi acidental (índice de constância de 12,5%).

Além destas estações, duas lagoas naturais foram monitoradas (em Paranã, estação de amostragem nº 93 e em Peixe, nº 94) sendo observadas as seguintes categorias e índices de constância nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, respectivamente: Ampullariidae - nº 93, acessória e constante (36,36% e 61,54%) e nº 94, constante (72,73% e 61,54%); Ancyliidae - nº 93, acidental (0 e 7,69%) e nº 94, constante (81,82% e 76,92%); Hydrobiidae - nº 94, constante (100% e 100%); Lymnaeidae - nº 93, acessória (27,27% e 30,77%); Physidae - nº 93, acessória (45,45% e 30,77%) e nº 94, constante (81,82% e 61,54%); Planorbidae - nº 93, constante (100% e 92,31%) e nº 94, constante (90,91% e 92,31%) e Thiaridae - nº 94, constante (100% e 84,62%). É interessante notar que Planorbidae mostrou-se constante durante todo o período do estudo na estação de amostragem nº 93, a qual tem uma grande redução no seu volume d'água durante a estiagem (Figura 3.7).

Quanto aos planorbídeos encontrados nestas lagoas, os resultados foram: *B. schrammi* foi observada apenas na estação nº 93 no período pós-enchimento (índice de constância de 7,69%); *B. straminea*, presente nestas duas estações de amostragem, foi uma espécie constante em ambos os períodos (nº 93 - 100% e 92,31%; nº 94 - 90,91% e 92,31%). Por sua vez, *A. nordestensis* e *Drepanotrema* spp. apresentaram os seguintes índices de constância: estação de amostragem nº 93 - *A. nordestensis*: 9,09%, pré-enchimento e 0%, pós-enchimento; *D. anatinum*: 81,82% e 53,85%; *D. depressissimum*: 18,18% e 0%; e *D. lucidum*: 63,64% e 53,85%; e na estação de amostragem nº 94 - *A. nordestensis*: 9,09% e 7,69%; *D. anatinum*: 18,18% e 0%; e *D. lucidum*: 18,18% e 61,54%.

As análises estatísticas mostraram diferenças significativas no índice de constância das espécies de Planorbidae e Thiaridae em cinco dos seis trechos analisados, quando confrontados os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, sendo obtidos os seguintes valores: (trecho II) $p = 0,000$; $gl = 80$; $P < 0,001$; (trecho III) $p = 0,000$; $gl = 107$; $P < 0,001$; (trecho IV) $p = 0,000$; $gl = 152$; $P < 0,001$; (trecho V) $p = 0,000$; $gl = 116$; $P < 0,001$; (trecho VI) $p = 0,001$; $gl = 143$; $P < 0,01$; (trecho VII) $p = 0,407$; $gl = 89$; $P > 0,05$. Quando analisados os trechos nos períodos, nenhuma diferença significativa foi observada antes da formação dos reservatórios ($F = 0,528$; $gl = 5$; $P > 0,05$), diferentemente

do ocorrido após a transformação do ambiente de lótico em lêntico ($F = 2,318$; $gl = 5$; $P < 0,05$), quando o teste Tukey mostrou diferenças significativas entre os trechos IV e VII ($P < 0,05$) no período de pós-enchimento.

Em relação às espécies de Planorbidae, entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, houve diferenças significativas no índice de constância nos trechos II (*B. straminea*, $p = 0,000$; $gl = 8$; $P < 0,001$; *D. depressissimum*, $p = 0,020$; $gl = 8$; $P < 0,05$ e *D. lucidum*, $p = 0,021$; $gl = 8$; $P < 0,05$), III (*B. straminea*, $p = 0,003$; $gl = 11$; $P < 0,01$; *D. anatinum*, $p = 0,018$; $gl = 11$; $P < 0,05$ e *D. depressissimum*, $p = 0,003$; $gl = 11$; $P < 0,01$), IV (*B. straminea*, $p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$, *D. depressissimum*, $p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$; e *D. lucidum*, $p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V (*A. nordestensis*, $p = 0,000$; $gl = 12$; $P < 0,001$ e *B. straminea*, $p = 0,006$; $gl = 12$; $P < 0,01$), VI (*A. nordestensis*, $p = 0,003$; $gl = 15$; $P < 0,01$; *B. straminea*, $p = 0,014$; $gl = 15$; $P < 0,05$) e VII (*D. depressissimum*, $p = 0,037$; $gl = 9$; $P < 0,005$).

Das duas espécies de Thiaridae, somente *M. tuberculatus* mostrou diferença significativa no índice de constância em relação aos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento (trecho II, $p = 0,044$; $gl = 8$; $P < 0,005$; trecho III, $p = 0,001$; $gl = 11$; $P < 0,01$; trecho IV, $p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$; trecho V, $p = 0,002$; $gl = 12$; $P < 0,01$; trecho VI, $p = 0,001$; $gl = 15$; $P < 0,01$).

Nas estações próximas à barragem da UHE São Salvador (Tabela 3.6 – pág. 121), comparando os três períodos analisados, os índices de constância das espécies de Planorbidae e Thiaridae mostraram diferença significativa entre Pré-Peixe e Pré-SS ($p = 0,000$; $gl = 89$; $P < 0,001$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,000$; $gl = 89$; $P < 0,001$), mas não entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,053$; $gl = 89$; $P > 0,05$). Em relação aos planorbídeos, *B. straminea* foi a única espécie que apresentou diferenças significativas entre todos os períodos (Pré-Peixe x Pré-SS, $p = 0,013$; $gl = 9$; $P < 0,05$; Pré-Peixe x Pós-SS ($p = 0,020$; $gl = 9$; $P < 0,05$; e Pré-SS x Pós-SS, $p = 0,001$; $gl = 9$; $P < 0,01$). Além desta espécie, diferenças significativas foram observadas nos índices de constância de *A. nordestensis* (Pré-SS x Pós-SS, $p = 0,012$; $gl = 9$; $P < 0,05$ e Pré-Peixe x Pós-SS, $p = 0,000$; $gl = 9$; $P < 0,001$), *D. anatinum* (Pré-Peixe x Pré-SS, $p = 0,018$; $gl = 9$; $P < 0,05$ e Pré-Peixe x Pós-SS, $p = 0,042$; $gl = 9$; $P < 0,05$), *D. depressissimum* (Pré-Peixe x Pré-SS, $p = 0,044$; $gl = 9$; $P < 0,05$ e Pré-SS x Pós-SS, $p = 0,007$; $gl = 9$; $P < 0,01$) e *D. lucidum* (Pré-Peixe x Pré-SS, $p = 0,047$; $gl = 9$; $P < 0,05$ e Pré-Peixe x Pós-SS, $p = 0,004$; $gl = 9$; $P < 0,01$). As espécies *D. cimex* e *B. schrammi*, com ocorrências nos períodos pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador, respectivamente, não apresentaram diferença significativa entre os períodos. Quanto aos tiarídeos, a única diferença

significativa no índice de constância foi obtida em *M. tuberculatus*, entre os períodos de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador ($p = 0,001$; $gl = 9$; $P < 0,01$).

Índices de constância das famílias por campanha e por trecho

O índice de constância de cada família, a cada campanha realizada, em todo o período do estudo e independentemente do trecho, encontra-se na Tabela 3.7 (pág. 123). Planorbidae e Hydrobiidae foram as únicas famílias constantes durante o período de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical. É importante assinalar que o início de operação das turbinas da UHE Peixe Angical ocorreu em fevereiro, dias após a campanha realizada. Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae e Thiaridae tornaram-se mais ocorrentes no ambiente lântico formado, após abril de 2006 (Tabela 3.7 – pág. 123), quando analisado este índice nos 21 meses entre o início de operação das usinas de Peixe Angical e de São Salvador (abril de 2006 a novembro de 2008). Destas famílias, Ampullariidae tornou-se mais presente no período de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador.

Quanto ao índice de constância de cada família por campanha nos sete trechos, é necessário observar a quantidade de estações analisadas por trecho e período, visto que em algumas épocas este número foi bem reduzido, o que interfere no resultado apresentado. Por exemplo, nos trechos I e V em junho de 2004 somente uma estação de amostragem foi analisada e, nesse caso, a família encontrada possui um índice de ocorrência de 100% no trecho (Tabela 3.8 – pág. 124), o que provavelmente não reflete a realidade. O mesmo ocorreu em agosto e outubro de 2004 no trecho V e em março de 2007 no trecho IV, em relação à Hydrobiidae, Planorbidae e Thiaridae. De qualquer forma, os resultados demonstraram as variações na ocorrência das famílias nos diferentes trechos e períodos (Tabela 3.8 – pág. 124).

Os trechos I, II e III correspondem aos estudos realizados especificamente na área de influência da UHE Peixe Angical, entre junho/2004 e abril/2008, e os demais (trechos IV a VII) entre março/2007 e outubro/2010, na área de influência da UHE São Salvador, sendo que no trecho IV e V há estações de amostragem pertencentes à ambas as áreas. O trecho VII apresentou os menores índices de ocorrência em todas as famílias.

Em relação à família encontrada e ao período em que a campanha foi realizada, os maiores índices de constância foram obtidos nos seguintes meses: Ampullariidae em abril/2010; Ancyliidae em agosto/2005, junho/2006 e maio/2007; Hydrobiidae em dezembro/2004; Pomatiopsidae em março/2007; Lymnaeidae em outubro/2007; Physidae em

outubro/2006; Planorbidae em agosto (2006, 2009 e 2010), setembro (2007 e 2008) e novembro (2010); e Thiaridae em abril e junho de 2010.

3.1.3 – Abundância

A família com a maior abundância foi Thiaridae (1.369,67 exemplares coletados/minuto/coletor) (Figura 3.8), sendo obtidos 214,54 moluscos/minuto/coletor no período de pré-enchimento e 1.155,13 exemplares (moluscos/minuto/coletor) nos reservatórios formados, nos sete trechos analisados, excluindo os dados das dez estações próximas à UHE São Salvador, onde predominou Hydrobiidae (181,57 exemplares coletados/minuto/coletor). Analisando os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios nestes sete trechos, os resultados foram: Hydrobiidae, 753,64 exemplares coletados /minuto/coletor (394,36 e 359,28 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, respectivamente); Planorbidae, 540,01 exemplares coletados /minuto/coletor (140,91 e 399,1 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento); Ancyliidae, 95,07 exemplares coletados /minuto/coletor (42,11 e 52,96 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento); Ampullariidae, 87,7 exemplares coletados /minuto/coletor (6,66 e 81,04 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento); Physidae, 33,4 exemplares coletados /minuto/coletor (5,16 e 28,24 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento); Lymnaeidae, 25,85 exemplares coletados/minuto/coletor (0,05 e 25,8 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento) e Pomatiopsidae, 3,68 exemplares coletados /minuto/coletor (0,85 e 2,83 nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento).

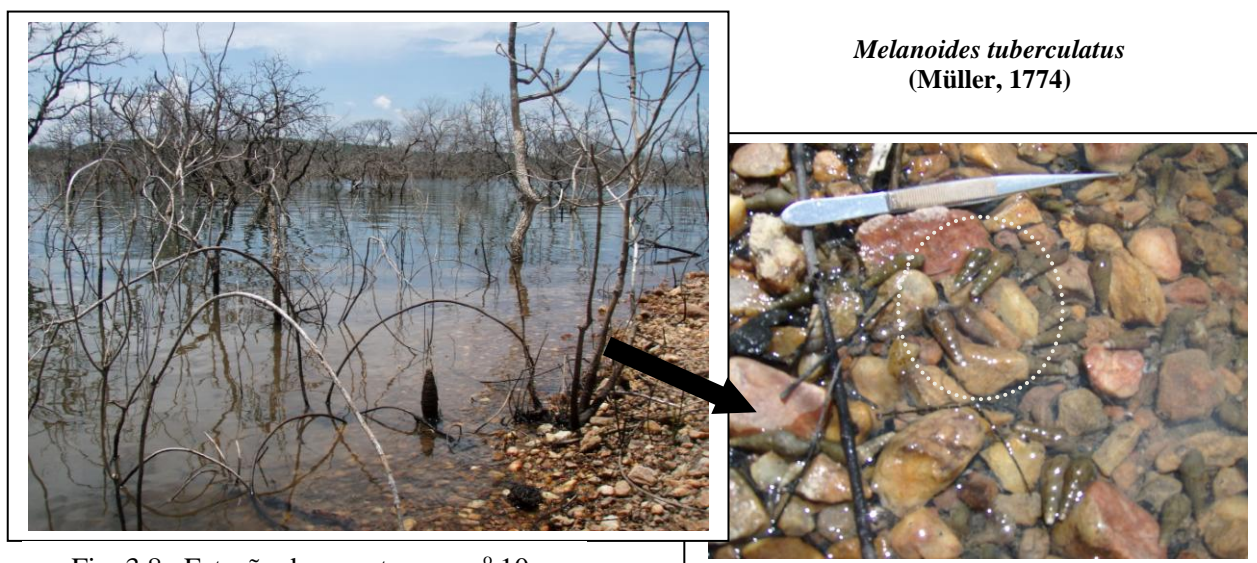


Fig. 3.8 –Estação de amostragem nº 10,
junho de 2007.

Analisando os trechos separadamente, os trechos III (rio Paranã) e IV (rio Tocantins entre a barra do rio Paranã e a UHE São Salvador) apresentaram as maiores abundâncias (818,81 e 704,02 exemplares coletados /minuto /coletor, respectivamente), enquanto que a menor foi obtida no trecho VII. Planorbidae e Lymnaeidae, famílias epidemiologicamente importantes devido à transmissão da esquistossomose e da fasciolose, respectivamente, apresentaram um aumento em sua abundância após a formação dos reservatórios em todos os sete trechos analisados.

Thiaridae, que apresentou um crescimento populacional após a formação das barragens da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, mostrou um aumento na abundância nos trechos II a V, ao comparar os dois períodos, e uma redução nos trechos I e VII (Gráfico 3.2 – pág. 128). Nota-se uma grande similaridade na abundância das famílias Ancyliidae, Hydrobiidae, Planorbidae e Thiaridae entre os trechos I (Figura 3.9 A) e II no período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical. Comparando a abundância das famílias entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios, nota-se claramente uma redução populacional de Hydrobiidae (Gráfico 3.2 – pág. 128), exceto no trecho VII (Figura 3.9 B). É importante assinalar que o trecho I refere-se a uma área a jusante da barragem da UHE Peixe Angical, enquanto que o trecho VII corresponde à área mais distante da barragem da UHE São Salvador e próxima à barragem da Usina Hidrelétrica de Cana Brava, locais em que o fluxo do rio Tocantins é controlado pela operação das turbinas das usinas.



Fig. 3.9–Rio Tocantins, área a jusante das barragens da UHE Peixe Angical (A) e da UHE Cana Brava (B).



Quanto à abundância das famílias encontradas nas estações próximas à UHE São Salvador, onde o monitoramento abrangeu três momentos distintos ([a] pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, ou seja Pré-Peixe; [b] pós-enchimento da UHE Peixe Angical mas pré-enchimento da UHE São Salvador, ou Pré-SS; e [c] pós-enchimento da UHE São Salvador, ou Pós-SS), nota-se uma redução populacional de Hydrobiidae e o inverso com Planorbidae e Thiaridae, bem como um aumento na diversidade das famílias presentes após o enchimento do reservatório da UHE São Salvador (Gráfico 3.3 – pág. 129). Em relação ao período, o número de exemplares coletados /minuto /coletor de cada família encontrada foi: 181,57 exemplares de Hydrobiidae, sendo [a] 48,57 exemplares, [b] 118,72 exemplares e [c] 14,28 exemplares; 98,93 exemplares de Pomatiopsidae, sendo [a] nenhum exemplar, [b] 52,55 exemplares e [c] 46,38 exemplares; 81,48 exemplares de Thiaridae, sendo [a] 4,63 exemplares, [b] 39,53 exemplares e [c] 37,32 exemplares; 16,81 exemplares de Ancyliidae, sendo [a] 4,65 exemplares, [b] 9,18 exemplares e [c] 2,98 exemplares; 6,97 exemplares de Ampullariidae, sendo [a] nenhum exemplar, [b] 0,37 exemplares e [c] 6,6 exemplares; e 4,1 exemplares de Physidae, sendo [a] 1,35 exemplares, [b] 0,4 exemplares e [c] 2,35 exemplares.

Excluindo Ancyliidae, Hydrobiidae e Pomatiopsidae, a abundância específica em cada estação de amostragem encontra-se nas Tabelas 3.9 e 3.10 (págs 130 e 140). As espécies apresentaram um crescimento populacional após a formação dos reservatórios, com exceção de *A. tenuilabris*, que reduziu sua densidade específica em 10 estações de amostragem (n^{os} 2, 8, 15, 21, 23, 41, 54, 58, 64 e 44), dentre as 14 em que esteve presente, permaneceu sem alteração em uma (n^o 68) e aumentou em duas (n^{os} 24, 42 e 70) (Tabelas 3.9 e 3.10 – págs. 130 e 140). Duas estações de amostragem não apresentaram crescimento populacional: rio das Almas (n^o 3) e um córrego na margem esquerda do rio Tocantins (n^o 92), nos municípios de Peixe e Minaçu, respectivamente. Estas estações correspondem aos afluentes mais próximos às barragens da UHE Peixe Angical e da UHE Cana Brava, locais que sofrem diariamente o maior aporte de água com a operação das turbinas. Na estação de amostragem n^o 44, a mais próxima a jusante da barragem da UHE São Salvador, a maioria das espécies apresentou um crescimento populacional após a formação do reservatório da UHE Peixe Angical, mas com o início de operação da UHE São Salvador, quatro delas não mantiveram este crescimento (*A. tenuilabris*, *D. depressissimum*, *L. columella* e *M. tuberculatus*) (Tabela 3.10 – pág. 140).

Quanto às análises estatísticas, diferenças significativas foram observadas na abundância das famílias dos gastrópodes límnicos encontrados na área de estudo, quando confrontados os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, nos trechos

IV ($p = 0,000$; $gl = 135$; $P < 0,001$), V ($p = 0,000$; $gl = 103$; $P < 0,001$) e VI ($p = 0,002$; $gl = 127$; $P < 0,01$), mas não nos trechos II ($p = 0,071$; $gl = 71$; $P > 0,05$), III ($p = 0,123$; $gl = 95$; $P > 0,05$) e VII ($p = 0,782$; $gl = 79$; $P > 0,05$). A ANOVA mostrou diferenças significativas na abundância das famílias encontradas no período de pré-enchimento ($F = 4,702$; $gl = 5$; $P < 0,001$) entre os trechos III e V ($P < 0,01$), III e VI ($P < 0,01$) e III e VII ($P < 0,05$). No período de pós-enchimento, diferença significativa ($F = 5,486$; $gl = 5$; $P < 0,001$) foi observada entre os trechos II e VI ($P < 0,05$), II e VII ($P < 0,01$), III e VII ($P < 0,05$), IV e VII ($P < 0,01$) e V e VII ($P < 0,05$).

Quando analisadas as famílias separadamente, entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, houve diferenças significativas na abundância das seguintes famílias: (a) Ampullariidae nos trechos II ($p = 0,030$; $gl = 8$; $P < 0,05$) e V ($p = 0,003$; $gl = 12$; $P < 0,01$); (b) Ancyliidae nos trechos V ($p = 0,032$; $gl = 12$; $P < 0,05$) e VI ($p = 0,002$; $gl = 15$; $P < 0,01$); (c) Lymnaeidae nos trechos II ($p = 0,029$; $gl = 8$; $P < 0,05$) e III ($p = 0,039$; $gl = 11$; $P < 0,05$); (d) Physidae somente no trecho IV ($p = 0,021$; $gl = 16$; $P < 0,05$); (e) Planorbidae nos trechos II ($p = 0,000$; $gl = 8$; $P < 0,001$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V ($p = 0,007$; $gl = 12$; $P < 0,01$) e VI ($p = 0,012$; $gl = 15$; $P < 0,05$); (f) e Thiaridae nos trechos II ($p = 0,002$; $gl = 8$; $P < 0,01$), IV ($p = 0,009$; $gl = 16$; $P < 0,01$) e V ($p = 0,008$; $gl = 12$; $P < 0,01$). Não apresentaram diferenças significativas em sua abundância as famílias Hydrobiidae e Pomatiopsidae, em nenhum dos trechos em que ocorreram.

A análise estatística dos resultados de abundância das famílias encontradas nas dez estações de amostragem em que três períodos foram caracterizados (Pré-Peixe = pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, Pré-SS = pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical/pré-enchimento do reservatório da UHE São Salvadore e Pós-SS = pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador), mostrou diferença significativa somente entre o primeiro e o último período ($p = 0,029$; $gl = 79$; $P < 0,05$). Quando observadas as famílias separadamente, três mostraram diferença significativa entre Pré-SS e Pós-SS: Ampullariidae ($p = 0,005$; $gl = 9$; $P < 0,01$), Hydrobiidae ($p = 0,003$; $gl = 9$; $P < 0,01$) e Physidae ($p = 0,041$; $gl = 9$; $P < 0,05$). Entre Pré-Peixe e Pós-SS, diferença significativa foi observada na abundância de Ampullariidae ($p = 0,004$; $gl = 9$; $P < 0,01$), Planorbidae ($p = 0,000$; $gl = 9$; $P < 0,001$) e Thiaridae ($p = 0,003$; $gl = 9$; $P < 0,01$).

Em Planorbidae e Thiaridae, a abundância específica observada entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios nos trechos II a VII (exceto as dez estações próximas à UHE São Salvador) mostrou diferenças significativas em II ($p = 0,000$; $gl = 80$; $P < 0,001$), IV ($p = 0,000$; $gl = 152$; $P < 0,001$), V ($p = 0,002$; $gl = 116$; $P < 0,01$) e VI

($p = 0,014$; $gl = 143$; $P < 0,05$). No período de pré-enchimento nenhuma diferença significativa foi observada na abundância de Planorbidae e Thiaridae ($F = 0,636$; $gl = 5$; $P > 0,05$), diferentemente do período de pós-enchimento ($F = 2,940$; $gl = 5$; $P < 0,05$), quando os valores obtidos entre os trechos II e VII diferiram significativamente ($P < 0,05$).

Ao analisar os resultados das abundâncias específicas obtidas entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, diferenças significativas foram observadas em seis espécies: (a) *A. nordestensis* obtidos no trecho V ($p = 0,001$; $gl = 12$; $P < 0,01$); (b) *B. straminea* nos trechos II ($p = 0,000$; $gl = 8$; $P < 0,001$), IV ($p = 0,000$; $gl = 16$; $P < 0,001$), V ($p = 0,008$; $gl = 12$; $P < 0,01$), VI ($p = 0,007$; $gl = 15$; $P < 0,01$) e VII ($p = 0,009$; $gl = 9$; $P < 0,01$); (c) *D. anatinum* ($p = 0,018$; $gl = 11$; $P < 0,05$) e *D. depressissimum* ($p = 0,007$; $gl = 11$; $P < 0,01$) somente no trecho III; (d) *D. lucidum* no trecho IV ($p = 0,013$; $gl = 16$; $P < 0,05$); (e) e em *M. tuberculatus* nos trechos II ($p = 0,001$; $gl = 8$; $P < 0,01$), IV ($p = 0,009$; $gl = 16$; $P < 0,01$) e V ($p = 0,008$; $gl = 12$; $P < 0,01$). As espécies *B. schrammi*, *D. cimex* e *A. tenuilabris* não mostraram diferenças significativas entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios em suas abundâncias.

Quando analisado estatisticamente os valores obtidos da abundância específica dos exemplares de Planorbidae e Thiaridae ocorrentes nas estações próximas à UHE São Salvador, em que três períodos foram caracterizados (Pré-Peixe, Pré-SS e Pós-SS), diferenças significativas foram observadas entre Pré-Peixe e Pré-SS ($p = 0,005$; $gl = 89$; $P < 0,01$), Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,033$; $gl = 9$; $P < 0,05$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,000$; $gl = 89$; $P < 0,001$). Quando analisada a abundância das espécies separadamente, diferenças significativas entre estes períodos foram observadas em: (a) *B. straminea*, entre Pré-SS e Pós-SS ($p = 0,033$; $gl = 9$; $P < 0,05$) e Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,001$; $gl = 9$; $P < 0,01$); (b) *A. nordestensis* entre Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,004$; $gl = 9$; $P < 0,01$); (c) *D. anatinum* entre Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,042$; $gl = 9$; $P < 0,05$); (d) *D. lucidum* entre Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,020$; $gl = 9$; $P < 0,05$); (f) e *M. tuberculatus* entre Pré-Peixe e Pós-SS ($p = 0,003$; $gl = 9$; $P < 0,01$).

Diante da ocorrência de *B. straminea* e *M. tuberculatus*, em sintopia (Figura 3.10) ou não, em todos os trechos da área de estudo, suas abundâncias específicas foram observadas por estação de amostragem (número de exemplares coletados/minuto/coletor) por campanha, bem como posteriormente a cada campanha (número total de exemplares coletados/minuto/coletor dividido pelo número de amostragens realizadas) (Tabelas 3.11 e 3.12 – págs 142 e 149). Estes resultados, obtidos entre junho de 2004 e outubro de 2010, mostraram um aumento no número de efetivos destas espécies meses após a formação do

reservatório (Gráfico 3.4 – pág. 156), fato confirmado tanto pela análise estatística de sua abundância específica como de sua constância.

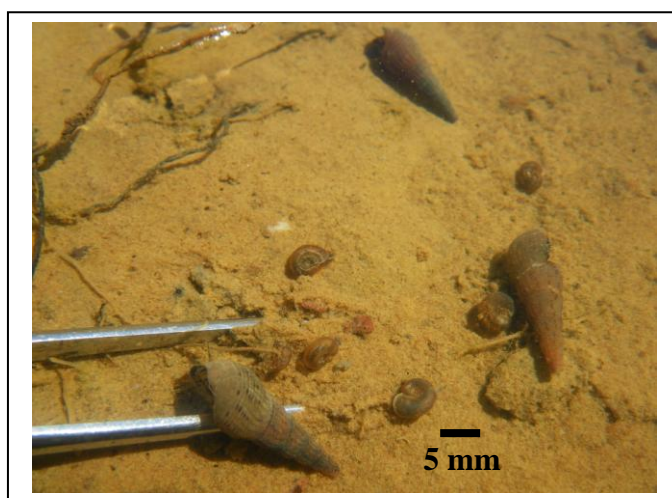


Fig. 3.10 –Exemplares de *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) e *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774), em sintopia, na estação de amostragem n° 19, fevereiro de 2007.

Nas 87 estações de amostragem em que *B. straminea* e/ou *M. tuberculatus* foram observados, foram obtidos 513,54 exemplares/minuto/coletor do planorbídeo vetor (espécimes/coletor/minuto) e 1.422,27 do tiarídeo/minuto/coletor. As estações de amostragem com as maiores abundâncias foram a estação n° 20 (fazenda Maronésia), a qual possuía uma população de *B. straminea* bem estabelecida num lago natural que posteriormente foi incorporado ao reservatório de Peixe Angical; e para o tiarídeo, a estação n° 25 (fazenda Traçadal) que se localiza praticamente na barra do rio Paranã. O gráfico 3.5 (pág. 157) mostra a abundância relativa destas espécies nos sete trechos analisados.

3.1.4 - Abundância relativa

Das 90 estações de amostragem georreferenciadas na área dos reservatórios, somente quatro delas não apresentaram famílias muito abundantes (Tabelas 3.13 e 3.14- págs 158 e 162) durante todo o estudo, seguindo os parâmetros utilizados por Cavalcanti e Larrazábal (2004). Tratam-se das estações de amostragem n° 35 (um córrego na margem direita do rio Tocantins, em Paranã), n°68 (rio Mucambão, divisa dos municípios de Minaçu e Palmeirópolis), n°80 (rio Traíras, divisa dos municípios de Paranã e Cavalcante) e n° 82 (um córrego na margem esquerda do rio Tocantins, em Minaçu). Quanto às quatro estações georreferenciadas para avaliar dois trechos de um mesmo biótopo, o córrego Curralinho (estações n°s 81 e 85) e o rio Traíras (estações n°s 93 e 94), as famílias muito abundantes foram Ancylidae (estação n° 85), Planorbidae (estação n° 93) e Thiaridae (estações n°s 81 e 94), todas no período de pós-enchimento.

As tabelas 3.13 e 3.14 (págs 158 e 162) apresentam os valores da abundância relativa e a categoria das famílias (muito abundante, abundante, pouco abundante ou esporádica) obtidas nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios em todas as estações de amostragem nos diferentes trechos da área de estudo. No trecho I, a jusante da UHE Peixe Angical, todas as três estações de amostragem apresentaram famílias (Thiaridae e Hydrobiidae) muito abundantes no período de pré-enchimento dos reservatórios, enquanto que no período seguinte este fato ocorreu numa estação, representado unicamente por Thiaridae.

Analisando as famílias presentes nos seis trechos dos reservatórios formados (em 77 estações de amostragem, excluídas aquelas próximas à UHE São Salvador), independentemente do trecho, foram muito abundantes no período de pré-enchimento: Hydrobiidae (em 24 estações de amostragem, o que corresponde à 31,2% das analisadas), Thiaridae (26%), Planorbidae (28,6%) e Ancyliidae (3,9%). As famílias abundantes no mesmo período foram Thiaridae (10,4%), Planorbidae (9,1%), Hydrobiidae (7,8%) e Ancyliidae (5,2%). Já no período de pós-enchimento dos reservatórios, as cinco famílias seguintes foram muito abundantes e abundantes, respectivamente: Thiaridae (37,7% e 24,7%), Planorbidae (15,6% e 19,5%), Hydrobiidae (11,7% e 5,2%), Ampullariidae (2,6% e 3,9%) e Ancyliidae (1,3% e 3,9%) (Tabela 3.13 – pág. 158).

Nas estações de amostragem dos trechos IV e V em que três períodos foram caracterizados, Hydrobiidae foi muito abundante em todo o período (durante o pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical em 70% das estações, posteriormente em 40% e após o enchimento do reservatório da UHE São Salvador em 10% das estações), Thiaridae foi muito abundante (10% das estações) antes da construção da UHE Peixe Angical e após a construção da UHE São Salvador, mas não entre estes períodos, e Planorbidae tornou-se muito abundante com a formação dos reservatórios (10% e 30% das estações nos períodos de construção da UHE São Salvador e pós-reservatório, respectivamente) (Tabela 3.14 – pág. 162).

Quando observadas as espécies de Planorbidae ocorrentes nos reservatórios, *B. straminea* se mostrou muito abundante após a transformação do ambiente pela construção das usinas (Tabelas 3.15 e 3.16 – págs. 163 e 167). No período de pré-enchimento dos reservatórios, além de *B. straminea*, outros planorbídeos foram muito abundantes, como *A. nordestensis* (em cinco estações das 77 analisadas ou seja, em 6,5% das amostras), *D. anatinum* (9,1%), *D. depressissimum* (1,3%) e *D. lucidum* (12,9%). Posteriormente, somente *B. straminea* e *D. lucidum* foram muito abundantes em 93,5% e 1,3% das estações de

amostragem, respectivamente (Tabela 3.15 – pág. 163). É importante assinalar que, com a formação dos reservatórios, *B. straminea* foi exclusivamente muito abundante (em 72 estações de amostragem) ou abundante (em três estações), não ocorrendo em duas estações de amostragem (no rio Palma, estação nº 22, e no porto Espírito Santo, estação nº 24). Esta ascensão na categoria de abundância relativa de *B. straminea* foi também observado nas estações em que o monitoramento foi dividido em três períodos (Tabela 3.16 – pág. 167), quando esta espécie foi muito abundante em três estações antes da formação do reservatório da UHE Peixe Angical (30 % das estações analisadas), em seis estações no período de pós-enchimento da UHE Peixe Angical e construção da UHE São Salvador (60%) e em todas as dez estações posteriormente.

Os planorbídeos *D. cimex* e *B. schrammi* foram predominantemente esporádicos (Tabelas 3.15 e 3.16 – págs. 163 e 167). O primeiro, esporádico, foi encontrado somente na estação de amostragem nº 46 (córrego Mutum) após a formação do reservatório de Peixe Angical, durante a construção da UHE São Salvador. Já *B. schrammi* foi uma espécie esporádica (estações nºs 26, 27, 38, 47 e 48) ou pouco abundante (estação nº 34), restrita aos períodos de pós enchimento das usinas de Peixe Angical e São Salvador.

Melanoides tuberculatus se mostrou-se predominantemente muito abundante nos três períodos: [a] pré-enchimento do reservatório de Peixe Angical (66,7% das estações de amostragem apresentou esta espécie em mais de 50% do total de moluscos encontrados), [b] após a formação do reservatório da UHE Peixe Angical mas antes da operação da UHE São Salvador (90% das estações) e [c] após a formação do reservatório da UHE São Salvador (85,1%). Em contraste, o outro tiarídeo encontrado, *A. tenuilabris*, que foi muito abundante somente antes da formação do reservatório da UHE Peixe Angical em cinco estações de amostragem (nºs 8, 15, 21, 54 e 64) (Tabelas 3.15 e 3.16 – págs. 163 e 167).

3.1.5 – Tabelas comparativas: Abundância relativa e Constância

Os resultados a seguir resumem as informações anteriores referentes às variações nas categorias dos índices de constância de ocorrência (constante, ou seja, presente em mais de 50% das amostragens; acessória, entre $\leq 50\%$ e $\geq 25\%$; ou acidental, $< 25\%$) e de abundância relativa (muito abundante, corresponde acima de 50% da amostra; abundante, de 50% a $> 30\%$; pouco abundante, entre 30% e $\geq 10\%$; ou esporádica, menos do que 10% da amostra) nos seis trechos analisados, entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios, bem como quando analisados três momentos distintos (Tabelas 3.17 a 3.19 – págs. seguintes).

Tabela 3.17 - Variação nas categorias de abundância relativa (Ab) e constância (Co) das famílias obtidas na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios.

	Área de influência da UHE Peixe Angical			Área de influência da UHE São Salvador		
	Trecho II	Trecho III	Trecho IV	Trecho V	Trecho VI	Trecho VII
Ampullariidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
Ancylidae	Ab ↓ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
Hydrobiidae	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co ↑	Ab = Co =
Lymnaeidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co =
Physidae	Ab ↑ Co	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co =
Planorbidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab = Co ↑
Pomatiopsidae	-	-	-	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co	-
Thiaridae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab = Co ↑

As setas indicam uma variação crescente (↑) ou decrescente (↓) entre os períodos, em relação às categorias analisadas; Análise estatística (teste t): ● P<0,05; ● P<0,01; ● P<0,001; ● P>0,05.

Tabela 3.18 - Variação nas categorias de abundância relativa (Ab) e constância (Co) das espécies pertencentes às famílias Planorbidae e Thiaridae obtidas na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os períodos de pré e pós-enchimento dos reservatórios.

	Área de influência da UHE Peixe Angical			Área de influência da UHE São Salvador		
	Trecho II	Trecho III	Trecho IV	Trecho V	Trecho VI	Trecho VII
<i>A. nordestensis</i>	Ab ↓ Co	Ab ↓ Co	Ab ↓ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↓
<i>B. schrammi</i>	-	-	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	-	-
<i>B. straminea</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>D. anatinum</i>	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co ↑	Ab ↑ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↓
<i>D. depressissimum</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	-	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co ↓
<i>D. lucidum</i>	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↓	Ab ↓ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>A. tenuilabris</i>	Ab ↓ Co	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co	Ab ↓ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	-
<i>M. tuberculatus</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab Co ↑

As setas indicam uma variação crescente (↑) ou decrescente (↓) entre os períodos, em relação às categorias analisadas; Análise estatística (teste t): ● P<0,05; ● P<0,01; ● P<0,001; ● P>0,05.

Tabela 3.19 - Variação nas categorias de abundância relativa (Ab) e constância (Co) da malacofauna obtida na área de influência das UHEs Peixe Angical e São Salvador, entre os três seguintes períodos: pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical (Pré-Peixe); pós-enchimento do reservatório de Peixe Angical, mas pré-enchimento do reservatório da UHE São Salvador (Pré-SS); e pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador (Pós-SS).

	Pré-Peixe x Pré-SS	Pré-SS x Pós-SS	Pré-Peixe x Pós-SS
Ampullariidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
Ancylidae	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↑
Hydrobiidae	Ab ↓ Co ↑	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co ↓
Lymnaeidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↓	Ab ↑ Co ↑
Physidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↓	Ab = Co =
Planorbidae	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>A. nordestensis</i>	Ab ↓ Co =	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>B. schrammi</i>	Ab = Co =	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>B. straminea</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>D. anatinum</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>D. cimex</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↓	Ab = Co =
<i>D. depressissimum</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↓ Co ↓	Ab ↓ Co =
<i>D. lucidum</i>	Ab ↑ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
Thiaridae	Ab ↑ Co ↓	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑
<i>A. tenuilabris</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab = Co =	Ab ↑ Co ↑
<i>M. tuberculatus</i>	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑	Ab ↑ Co ↑

As setas indicam uma variação crescente (↑) ou decrescente (↓) entre os períodos, em relação às categorias analisadas;

Análise estatística (teste t): ● P<0,05; ● P<0,01; ● P<0,001; ● P>0,05.

3.1.6 – Diversidade

Os índices de diversidade foram observados com base em 15 UTOs: Ancylidae, *A. nordestensis*, *A. tenuilabris*, *B. schrammi*, *B. straminea*, *D. anatinum*, *D. cimex*, *D. lucidum*, *D. depressissimum*, *Idiopyrgus* sp., *L. columella*, *M. tuberculatus*, *P. marmorata*,

P. lineata e *Potamolithus* sp. (Tabelas 3.20 e 3.21 – págs. 169 e 174). No trecho I, ou seja nas três estações de amostragem a jusante da barragem da UHE Peixe Angical, foi observada a mais alta diversidade na enseada na margem direita do rio Tocantins em frente à formação rochosa do Travessão São Miguel (estação de amostragem n° 2), em todos os períodos analisados. O índice de Margalef confirmou esta maior diversidade nessa estação de amostragem somente no período de pós-enchimento do reservatório de Peixe Angical, sendo registradas para a margem oposta (estação de amostragem n° 1), nos períodos de pré-enchimento e durante todo o estudo, as maiores diversidades. No travessão São Miguel (estação de amostragem n° 94), os maiores índices de diversidade foram obtidos no período de pré-enchimento do reservatório de Peixe Angical, tanto com base no índice de Shannon quanto no de Margalef. Nesta, nove UTOs foram encontradas (*A. nordestensis*, *B. straminea*, *D. anatinum*, *D. lucidum*, *L. columella*, *M. tuberculatus*, *P. marmorata*, *P. lineata* e *Potamolithus* sp.) e os valores obtidos para Shannon, Margalef e Equabilidade, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo, foram respectivamente: 1,07, 0,37 e 0,54; 1,95, 1,31 e 1,42; e 0,46, 0,17 e 0,24. É importante relatar que esta estação de amostragem não foi diretamente influenciada pela construção da usina hidrelétrica por ser um lago contido por uma grande formação rochosa (Figura 3.11). Tal como nos parâmetros anteriores, no trecho I, nenhuma análise estatística foi realizada.



Fig. 3.11 – Travessão São Miguel: estação de amostragem n° 94 - lago natural (A) e rio Tocantins (B).

Em relação aos demais trechos, o único índice de diversidade que mostrou diferença significativa entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios foi o de Shannon ($p = 0,000$; $gl = 75$; $P < 0,001$), que atribui maior valor às espécies menos abundantes, como *A. tenuilabris*, *B. schrammi* e *D. cimex*. Com base neste mesmo índice, considerando todas as UTOs e trechos, nenhuma diferença significativa foi observada no período de pré-enchimento ($F = 0,009$; $gl = 5$; $P > 0,05$), diferentemente do ocorrido no período de pós-enchimento ($F = 2,734$; $gl = 5$; $P < 0,05$) ou durante todo o estudo ($F = 3,159$;

gl = 5; $P < 0,05$). Tais diferenças ocorreram entre os trechos IV e VII, sendo $P < 0,05$ para ambos os períodos.

Quando observados os trechos individualmente, no trecho II, a estação de amostragem nº 8 (uma enseada na margem direita do rio Tocantins, no município de Paranã) mostrou a mais alta diversidade no período de pré-enchimento do reservatório pelo índice de Shannon, enquanto que por Margalef foi a estação de amostragem nº 11, o córrego Curralinho (Tabela 3.20 – pág. 169). É interessante assinalar que na estação de amostragem do córrego Curralinho na estrada entre Cavalcante e Paranã (estação nº 85) somente Ancyliidae foi encontrado no período de pré-enchimento (índices de Shannon e Margalef = zero). No período de pós-enchimento, os maiores índices de diversidade obtidos por Shannon e Margalef, no trecho II, foram no córrego Cipó (estação de amostragem nº 4), enquanto que durante todo o período foram no córrego Cruzeiro (estação nº 12). Nenhuma diferença significativa foi observada neste trecho, comparando os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório de UHE Peixe Angical, tanto pelo índice de Shannon ($p = 0,563$; $gl = 8$; $P > 0,05$) como por Margalef ($p = 0,839$; $gl = 8$; $P > 0,05$).

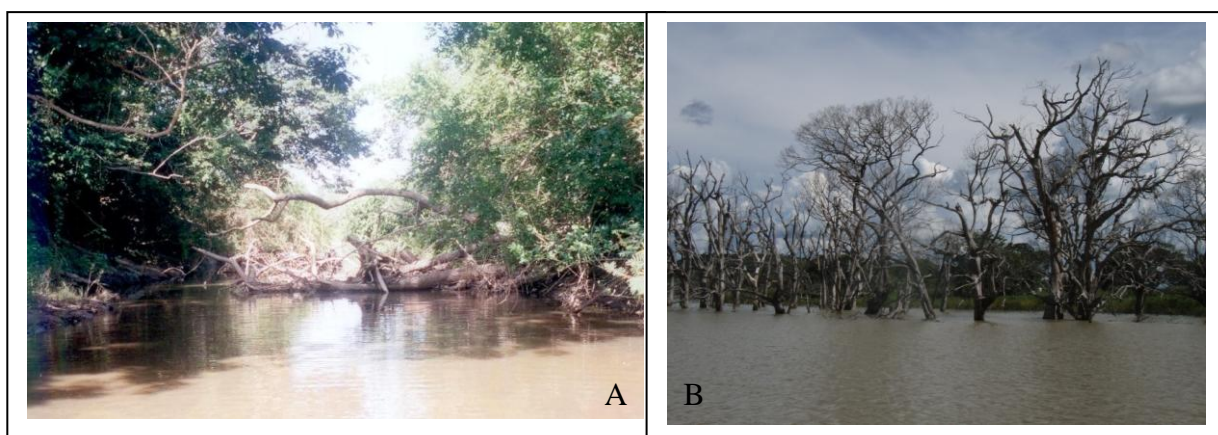


Fig. 3.12 –Córrego Albano, estação de amostragem nº 18: dezembro de 2004 (A) e abril de 2008 (B).

Diferentemente do ocorrido no trecho III quando ambos os índices mostraram diferença significativa entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical (Shannon: $p = 0,004$; $gl = 11$; $P < 0,01$ e Margalef: $p = 0,008$; $gl = 11$; $P > 0,01$). No período de pré-enchimento, estes índices mostraram haver maior diversidade no córrego Albano (estação nº 18) (Tabela 3.20 – pág. 169), um afluente do rio Paranã muito influenciado pela formação do reservatório da UHE Peixe Angical (Figura 3.12). Ainda neste trecho, após a transformação do ambiente de lótico em lêntico, duas lagoas foram incorporadas ao reservatório e, destas, a lagoa da fazenda Lagoa Bonita (estação nº19) mostrou o mais alto índice de diversidade no período de pós-enchimento (índice de Shannon),

embora não tenha sido o local com o maior número de UTOs neste período. Considerando todo o período de estudo, o córrego Albano (estação n° 18) e o rio São José (estação n° 21) mostraram a maior diversidade conforme os índices de Shannon e Margalef, respectivamente.

No trecho IV, diferença significativa na diversidade entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento somente foi encontrada com o índice de Shannon ($p = 0,001$; $gl = 16$; $P < 0,01$), tal como no trecho VI ($p = 0,032$; $gl = 14$; $P < 0,05$), o qual atribui maior valor às UTOs menos abundantes. Nenhuma diferença significativa nos índices de diversidade, entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, foi observada nos trechos V e VII.

Quanto à representatividade das UTOs, observada pelo índice de uniformidade, nenhuma diferença significativa foi observada entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios (trecho II, $p = 0,883$; $gl = 8$; $P > 0,05$; trecho III, $p = 0,078$; $gl = 11$; $P > 0,05$; trecho IV, $p = 0,441$; $gl = 16$; $P > 0,05$; trecho V, $p = 0,110$; $gl = 11$; $P > 0,05$; trecho VI, $p = 0,301$; $gl = 10$; $P > 0,05$ e trecho VII, $p = 0,301$; $gl = 10$; $P > 0,05$). Quando analisado estatisticamente os valores obtidos pelo índice de uniformidade durante todo o período de estudo nos seis trechos, uma grande diferença significativa foi observada ($F = 5,117$; $gl = 5$; $P < 0,001$), assinalada entre os trechos II e VI ($P < 0,05$), II e VII ($P < 0,05$), II e VI ($P < 0,01$) e II e VII ($P < 0,01$).

Considerando todo o período do estudo, em cada trecho, as estações de amostragem que mostraram os menores valores no índice de equabilidade (Tabelas 3.20 e 3.21 – págs 169 e 174) foram as estações n°s 3 (trecho I), 10 (II), 22 (III), 25 (IV), 55 (V), 74 (VI), 87 e 88 (VII), ou seja, pouca uniformidade. Aquelas que apresentaram as representatividades mais semelhantes, por trecho, foram as estações n°s 2 (trecho I), 12 (II), 19 (III), 31 e 33 (IV), 59 (V), 70 (VI) e 86 (VII). A mesma distribuição das UTOs (índice de uniformidade = 1) foi observada numa única estação de amostragem (n° 3, o rio das Almas) no período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, quando foram obtidos *Potamolithus* sp. (0,05 exemplares/minuto/coletor) e Ancyliidae (0,05 exemplares/minuto/coletor), entretanto, em meses diferentes (junho e abril de 2007, respectivamente).

Em todo o período de estudo, seguindo o índice de Margalef que padroniza a riqueza esperada num mesmo tamanho amostral, a maior diversidade foi observada na estação de amostragem n° 68, quando foram obtidos exemplares de Ancyliidae, *A. nordestensis*, *A. tenuilabris*, *B. straminea*, *D. anatinum*, *D. lucidum*, *Idiopyrgus* sp., *L. columella*, *M. tuberculatus*, *P. marmorata* e *Potamolithus* sp. Trata-se do rio Mucambão, um largo

afluente do rio Tocantins na margem esquerda, limite dos Estados de Goiás e Tocantins na região.

Considerando todo o período de estudo, os índices de diversidade em cada trecho (Tabela 3.20 – pág. 169), com exceção das estações próximas à barragem da UHE São Salvador, mostraram valores entre 1,06 e 1,48 (índice de Shannon), 0,44 e 0,59 (índice de equabilidade) e 1,32 e 2,36 (índice de Margalef). É interessante notar que os trechos III e IV apresentaram o mesmo valor para Shannon durante todo o período, mas quando observado os períodos separadamente, os resultados diferiram quanto ao grau de diversidade (trecho III, maior diversidade no período de pós-enchimento e no trecho IV, no período de pré-enchimento). Entre os trechos V e VI, o índice de Shannon apresentou valores bem próximos (Tabela 3.20 – pág. 169) e semelhantes quanto ao período (pré-enchimento ou pós-enchimento), ou seja a mais alta diversidade foi observada antes do enchimento do reservatórios, fato confirmado pelo índice de Margalef. Ao observar os resultados dos índices de diversidade encontrados nas dez estações de amostragem próximas à UHE São Salvador (Tabela 3.21 – pág. 174), em que três períodos puderam ser avaliados, os índices de Shannon e Margalef mostraram um aumento da diversidade das UTOs após a transformação do ambiente, observado tanto após a formação do reservatório da UHE Peixe Angical quanto do reservatório da UHE São Salvador.

3. 2 – Variáveis ambientais

Os seis parâmetros físico-químicos (temperatura da água, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e temperatura atmosférica) observados “in situ” não foram associados à ocorrência da malacofauna límnic por dois motivos: (1º) a falta de manutenção e calibração dos equipamentos forneceu informações não condizentes com o ambiente, ou seja, valores muito diferentes do esperado ou erro de leitura; (2º) por motivos operacionais, os parâmetros físico-químicos não foram mensurados em todas as estações de amostragem durante os seis anos deste estudo. Mesmo assim, os valores máximo e mínimo de cada parâmetro mensurado corretamente, por estação de amostragem, independentemente do período em que foi obtido, encontram-se na Tabela 3.22 (pág. 176).

Em relação aos trechos, a temperatura da água variou entre 21,9°C e 33,6°C (trecho I), 23,0°C e 35,6°C (trecho II), 23,7°C e 37,4°C (trecho III), 21,5°C e 39,5°C (trecho IV), 23,0°C e 38,6°C (trecho V), 21,5°C e 37,3°C (trecho VI) e 22,6°C e 35,3°C (trecho VII). Quanto à

temperatura atmosférica, os valores encontrados variaram entre 21,3°C e 37,0°C (trecho I), 22,2°C e 38,5°C (trecho II), 23,0°C e 41,0°C (trecho III), 21,7°C e 39,4°C (trecho IV), 22,7°C e 40,0°C (trecho V), 23,0°C e 36,7°C (trecho VI) e 22,0°C e 35,6°C (trecho VII). O potencial hidrogeniônico (pH), que define o caráter ácido, básico ou neutro da água, apresentou valores entre 5,6 e 9 (trecho I), 6 e 9,6 (trecho II), 6 e 9,6 (trecho III), 5,1 e 9,5 (trecho IV), 5,6 e 9 (trecho V), 6 e 8,9 (trecho VI) e 6 e 8,7 (trecho VII).

Quanto ao oxigênio dissolvido, os maiores e menores valores obtidos foram: 4,4 mg/L e 8,7 mg/L (trecho I), 2,8 mg/L e 8,8 mg/L (trecho II), 3,9 mg/L e 8,4 mg/L (trecho III), 3,7 mg/L e 8,6 mg/L (trecho IV), 3,8 mg/L e 8,9 mg/L (trecho V), 4,7 mg/L e 8,9 mg/L (trecho VI) e 5 mg/L e 8,7 mg/L (trecho VII) (Tabela 3.22 –pág. 176). O mais baixo teor de O₂ encontrado foi obtido em fevereiro de 2006 na estação de amostragem n° 12, ou seja, o córrego Cruzeiro no município de São Salvador do Tocantins, que se apresentava com muitas poças ligadas à área recém-alagada (Figura 3.13). Por outro lado, os maiores valores foram observados nos trechos em que o rio Tocantins possui formações rochosas em seu leito, capazes de causar turbulências na água e, conseqüentemente um aumento na aeração natural do corpo d'água.



Fig. 3.13 –Córrego Cruzeiro, estação de amostragem n° 12: fevereiro de 2006.

A turbidez foi o parâmetro que apresentou a maior variação, sendo observados os seguintes valores mínimo e máximo nos diferentes trechos: 3 e 9 NTU (Trecho I), 2 e 11 NTU (trecho II), 2 e 15 NTU (trecho III), 1 e 13 NTU (trecho IV), 1 e 83 NTU (trecho V), 1 e 133 NTU (trecho VI) e 1 e 57 NTU (trecho VII) (Tabela 3.22 – pág. 176).

A condutividade, nos sete trechos analisados, variou entre 59 µS/cm e 71 µS/cm (trecho I), 58 µS/cm e 79 µS/cm (trecho II), 48 µS/cm e 84µS/cm (trecho III), 51 µS/cm e 92 µS/cm (trecho IV), 48 µS/cm e 174 µS/cm (trecho V), 44 µS/cm e 159 µS/cm (trecho VI) e 56 µS/cm e 114µS/cm (trecho VII) (Tabela 3.22 – pág. 176). Os maiores valores obtidos deste parâmetro foram nas estações de amostragem n^{os} 56 (174 µS/cm), 70 (159 µS/cm), 68 (142 µS/cm), 57 (139 µS/cm), 86 (114 µS/cm), 87 (106 µS/cm) e 89 (106 µS/cm). Destas, exceto as três últimas, correspondem aos seguintes córregos ou rios de maior porte: rio Mucambinho (estação de amostragem n° 56), rio Cana Brava (n° 70), rio Mucambão (n° 68) e córrego

Rosário (nº 57). O rio Traíras na estrada entre Cavalcante e Paranã (estação de amostragem nº 81) também apresentou alta condutividade (118 $\mu\text{S}/\text{cm}$), diferentemente do ocorrido em sua confluência com o rio Tocantins (estação nº 80). O mesmo não ocorreu no córrego Curralinho, nas duas estações analisadas (estações nºs 84 e 85), quando a maior condutividade foi observada em sua confluência com o rio Tocantins (78 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e não em seu trecho na estrada entre Cavalcante e Paranã (66 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

3.3 – Helmintofauna associada à malacofauna

A pesquisa de estádios larvais de trematódeos nos espécimes coletados na área de estudo não revelou nenhum exemplar de *B. straminea* parasitado por *S. mansoni*, bem como nenhum de *L. columella* portando *Fasciola hepatica* Linnaeus, 1758. Entretanto, foram obtidos estádios larvais de diferentes trematódeos, pertencentes às famílias Allocreadiidae, Cryptogonimidae, Cyathocotylidae, Diplostomatidae, Echinostomatidae, Fasciolidae, Haplometridae, Heterophyidae, Hemiuridae, Macroderoididae, Microphallidae, Notocotylidae, Paramphistomatidae, Philophthalmidae, Plagiorchiidae, Pronocephalidae, Opisthorchiidae, Schistosomatidae, Spirorchiidae, Strigeidae e Telorchiidae.

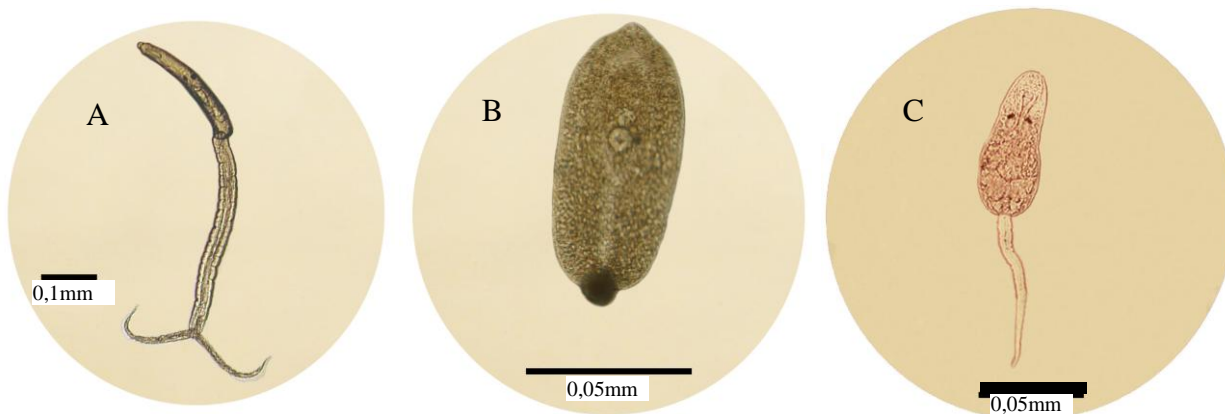


Fig. 3.14—Alguns tipos cercarianos: (A) Brevifurcate-apharyngeate cercaria (Famílias prováveis Schistosomatidae e Spirorchiidae), (B) Gymnocephalous cercaria (Fasciolidae) e (C) Pleurolophocercous cercaria (Cryptogonimidae, Heterophyidae e Opisthorchiidae). Acervo fotográfico do LABMAL.

Foram identificados 17 tipos larvais, sendo eles: Amphistome cercaria, Armatae cercaria, Brevifurcate-apharyngeate cercaria (Figura 3.14-A), Cystocercous cercaria,

Cystophorous cercaria, Echinostome cercaria, Gymnocephalous cercaria (Figura 3.14-B), Megalurous cercaria, Monostome cercaria, Ophthalmoxiphidiocercaria, Ornatae cercaria, Parapleurolophocercous cercaria, Pleurolophocercous cercaria (Figura 3.14-C), Strigea cercaria, Ubiquita cercaria, Virgulate cercaria e Vivax cercaria. Além destas, alguns tipos cercarianos não foram identificados por ter sido impossível visualizar as estruturas diagnósticas nas cercárias, devido à morte do molusco infectado logo após a exposição e consequentemente a obtenção de um número reduzido de cercárias. Destas 23 amostras não identificadas, 12 eram cercárias de cauda simples com ocelos (presentes em moluscos coletados nas estações de amostragem n^{os} 4, 15, 16, 17, 21, 22, 34, 38, 40, 48 e 76), duas amostras de cauda simples sem ocelos (estações n^{os} 17 e 22) e nove não foram analisadas (estações de amostragem n^{os} 21, 22, 29, 37, 38, 44, 45 e 59). Das 40 campanhas realizadas na área dos reservatórios da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, somente em onze não foram encontrados moluscos parasitados por trematódeos digenéticos, nos seguintes meses: junho/2004, abril/2005, fevereiro, abril e junho/2006, setembro e novembro/2007, junho e novembro/2008 e março e junho/2009. Em outubro de 2004 e junho de 2007 houve 12 e 13 interações Mollusca-Trematoda, respectivamente, enquanto que nos meses de fevereiro/2005, junho/2005, dezembro/2006, fevereiro/2007 e agosto/2007 houve somente uma.

Os moluscos parasitados pertenceram às famílias Ampullariidae (*P. lineata*), Ancyliidae (*Gundlachia* sp.), Corbiculidae (*Corbicula* sp.), Hydrobiidae (*Potamolithus* sp.), Planorbidae (*A. nordestensis*, *D. lucidum* e *B. straminea*), Pomatiopsidae (*Idiopyrgus* sp.) e Thiaridae (*A. tenuilabris* e *M. tuberculatus*). Destes, *Potamolithus* sp. apresentou o maior número de amostras parasitadas por trematódeos (Gráfico 3.6 – pág. 182) e grande diversidade cercariana: Amphistome cercaria (estação n^o 41 em agosto/2010), Brevifurcate-apharyngeate cercaria (estações: n^o 4, outubro/2005; n^o 5, outubro/2005; n^o 26, outubro/2004; n^o 36, junho/2007; e n^o 43, outubro 2007), Cystocercous cercaria (estação n^o 53 em março/2008), Cystophorous cercaria (estação n^o 42 em julho/2010), Echinostome cercaria (estações: n^o 8, outubro/2006; n^o 18, outubro/2005; n^o 24, agosto/2004; n^o 41, agosto/2010; n^o 43, fevereiro/2008; n^o 51, março/2007; n^o 52, março/2008; e n^o 53, março/2007), Gymnocephalous cercaria (estação n^o 76 em agosto/2009), Monostome cercaria (estações: n^o 21, junho/2007; n^o 22, outubro e dezembro/2007; n^o 39, dezembro/2005 e julho/2010; n^o 41, outubro 2007; n^o 42, abril/2007; n^o 44, julho/2010 e outubro/2010; n^o 52, fevereiro/2008; n^o 59, julho/2010; n^o 74, julho/2010; n^o 75, outubro/2009, abril e agosto de 2010; e n^o 82, agosto/2010), Parapleurolophocercous cercaria (estações: n^o 12, agosto/2004 e outubro/2005; n^o 18, agosto/2005; n^o 22, dezembro/2004; n^o 40, abril/2008; n^o 44, agosto e

outubro de 2004; n° 45, março/2007 e agosto/2010; n° 51, março/2007; n° 52, março/2007 e fevereiro/2008; e n° 53, março/2007), *Pleurolophocercous cercaria* (estações: n° 1, junho/2007; n° 8, abril/2008; n° 11, outubro/2005; n° 16, junho/2007; n° 17, dezembro/2004; n° 22, junho/2007; n° 24, agosto/2005; n° 25, junho/2007; n° 27, agosto/2007; n° 40, abril/2008; n° 41, agosto/2010; n° 42, junho/2007, março e abril de 2008; n° 45, dezembro/2007; e n° 53, março/2008), *Strigea cercaria* (estação n° 94 em outubro/2005), *Ubiquita cercaria* (estações: n° 5, agosto/2005; e n° 94, outubro/2004), *Virgulate cercaria* (estações: n° 4, agosto/2004; e n° 40, abril/2008) e *Vivax cercaria* (estações: n° 29, junho/2007; n° 41, junho/2007; e n° 45, março/2008).

Por outro lado, algumas espécies apresentaram apenas um tipo larval, como: *A. nordestensis* obtido na estação n° 51, em fevereiro/2008, portando *Brevifurcate-apharyngeate cercaria*; *A. tenuilabris* coletado nas estações n°s 24 e 58 (abril e maio de 2007) com *Echinostome cercaria*; *Corbicula* sp. com *Ophthalmoxiphidiocercaria* (estação n° 70, outubro/2009); *D. lucidum* com *Gymnocephalous cercaria* (estação n° 68, agosto/2009) e *Idiopyrgus* sp. com *Parapleurolophocercous cercaria* (estação n° 64 em outubro/2010).

Durante todo o estudo, entre junho/2004 e outubro/2010, uma única infecção dupla foi encontrada (março/2007): *Potamolithus* sp. coletado na estação n° 53 parasitado por *Echinostomatidae* (*Echinostome cercaria*) e *Heterophyidae* (*Parapleurolophocercous cercaria*).

A estação de amostragem que apresentou o maior número de interações foi a praia de São Salvador (estação n° 42), sendo: *Ancyliidae* com *Monostome cercaria* (dezembro/2007), *M. tuberculatus* com *Pleurolophocercous cercaria* (agosto e outubro de 2009), *M. tuberculatus* com *Gymnocephalous cercaria* (julho/2010), *M. tuberculatus* com *Megalurous cercaria* (agosto/2009), *Potamolithus* sp. com *Monostome cercaria* (abril/2007), *Potamolithus* sp. com *Cystophorous cercaria* (julho/2010) e *Potamolithus* sp. com *Pleurolophocercous cercaria* (junho/2007 e março e abril de 2008).

Quando analisados os tipos cercarianos encontrados nos sete trechos definidos nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, *Pleurolophocercous cercaria* foi o mais freqüente e o único presente em toda a área (Gráfico 3.7 – pág. 183). O trecho IV foi aquele que apresentou a maior diversidade cercariana e inclusive o único em que estiveram presentes *Amphistome cercaria* e *Cystophorous cercaria*. Em relação aos tipos cercarianos com importância médica-veterinária, deve ser destacada a ocorrência de *Brevifurcate-apharyngeate cercaria* em quatro dos trechos analisados e *Gymnocephalous cercaria* em três (Gráfico 3.7 – pág. 183), pertencentes às famílias *Schistosomatidae*, *Spirorchiidae* e *Fasciolidae*.

Além das estações de amostragem presentes nos reservatórios, duas outras apresentaram moluscos parasitados por trematódeos. *Brevifurcate-apharyngeate* cercaria foi encontrada em *B. straminea* coletada nas estações de amostragem n° 93 (em dezembro de 2006) e n° 94 (outubro de 2007). Esta última apresentou, além deste tipo cercariano, Ubiquita cercaria em *Potamolithus* sp. (outubro/2004) e *Strigea* cercaria em *B. straminea* (abril/2008) e *Potamolithus* sp. (outubro/2005).

3.4 – Testes de suscetibilidade do vetor da esquistossomose frente à cepas de *Schistosoma mansoni*

Dos 1.314 espécimes de *B. straminea* descendentes de amostras obtidas na área de estudo, após exposição à miracídeos de *S. mansoni*, oito foram suscetíveis (índice de infecção de 0,6%) e 90 morreram sem apresentar infecção (índice de mortalidade de 6,8%). Quanto ao controle, os índices de infecção e mortalidade de *B. glabrata* foram, respectivamente: 80,3% e 0% de Belo Horizonte, 52,5% e 10% de Pontezinha e 72,3% e 4,2% de Touros.

Quanto às cepas utilizadas, todos os exemplares que eliminaram cercárias foram expostos à cepa BH, o que demonstra um índice de infecção de 0,8%. Diante das cepas CM e CMO, as populações permaneceram negativas à infecção experimental. Em relação ao índice de mortalidade, 44 espécimes expostos à cepa BH morreram (4,6%) entre o 18° e o 57° dia após a exposição aos miracídeos, 18 mortos expostos à CM (índice de mortalidade de 8,5%) entre o 27° e o 51° dia e 28 à cepa CMO (índice de mortalidade de 19%) entre o 26° e o 41° dia.

As populações de *B. straminea* suscetíveis à cepa BH (Tabela 3.23 – pág. 180) foram descendentes de espécimes coletados nas estações de amostragem n°s 32, 41, 43, 44 (Figura 3.15), 50, 61 e 72. Das 23 estações de amostragem localizadas no município de Paranã, cinco possuíram espécimes suscetíveis, com os seguintes índices de infecção: estações de amostragem n° 43 – 12,5%, n° 44 – 5,9%, n° 50 – 5,9%, n° 61 – 9% e n° 72 – 7,1%. Todos os seis moluscos que eliminaram cercárias (período pré-cercariano entre o 25° e o 49° dia) foram descendentes de estações de amostragem do rio Tocantins, mostrando-se não suscetíveis às seis populações do rio Paranã.

Dentre as sete populações procedentes de São Salvador do Tocantins submetidas à infecção experimental, duas estações de amostragem (n°s 32 e 41) apresentaram moluscos suscetíveis (índices de infecção de 10% e 5,5%, respectivamente), os quais eliminaram as

primeiras cercárias ao 26° e 33° dia após a exposição aos miracídios. Nenhum molusco descendente das populações obtidas nos municípios de Peixe (estações de amostragem n^{os} 2 e 5) e Palmeirópolis (n^{os} 53, 55 e 56) foi suscetível ao *S. mansoni*.

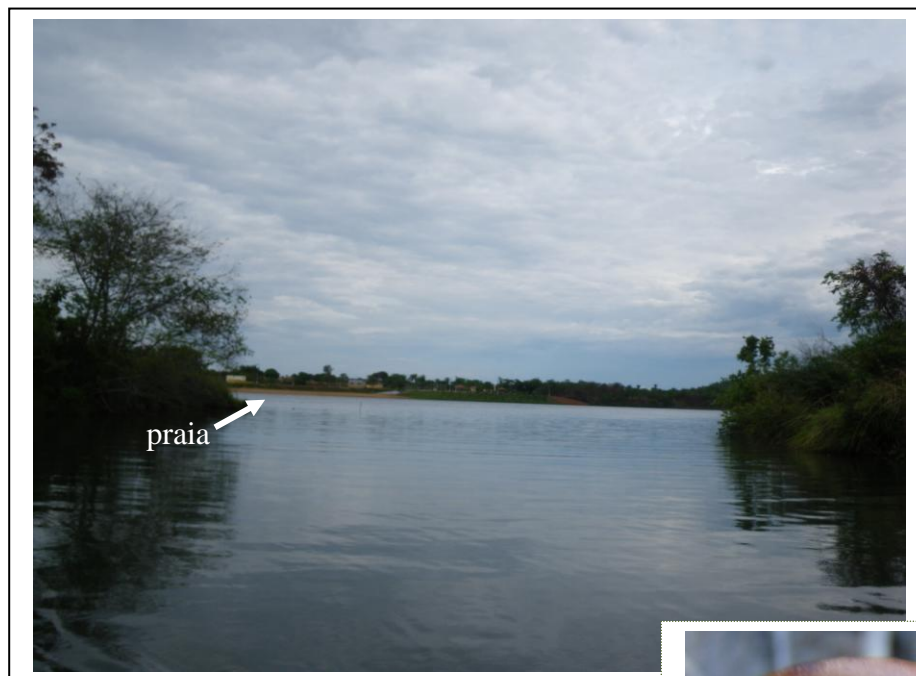
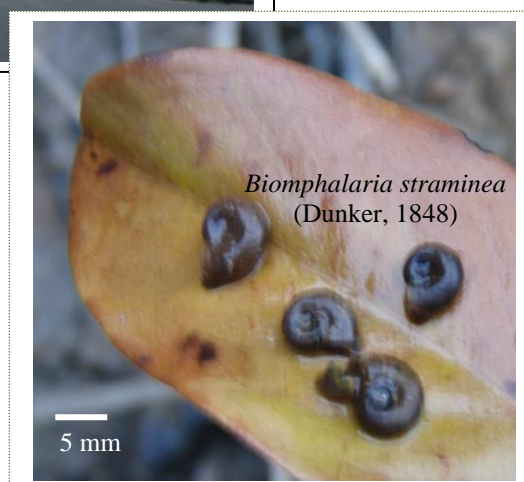


Fig. 3.15 –Estação de amostragem n^o 44 (córrego em frente à praia de São Salvador), um afluente na margem direita do rio Tocantins com população de *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) suscetível ao *Schistosoma mansoni* (Sambon, 1907).



Todos estes dados encontram-se no Anexo desta tese, no trabalho publicado em 2010 nas Memórias do Instituto Oswaldo Cruz.

Em sua abordagem ecológica sobre os moluscos límnicos e o funcionamento de ecossistemas lóticos, Magalhães-Fraga (2007) comentou que as espécies introduzidas têm sido consideradas um problema para a comunidade local e para os ecossistemas, e citou *M. tuberculatus* como um dos invasores bem-sucedidos. Em seu trabalho, a autora comenta que nos Estados Unidos os moluscos de água doce formam um dos grupos que possui o mais alto nível de risco de extinção, ao lado de peixes, insetos e anfíbios, segundo os dados da “Environmental protection Agency” e que, no Brasil até 2003 não havia nenhum molusco de água doce na lista de animais ameaçados de extinção elaborada pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente.

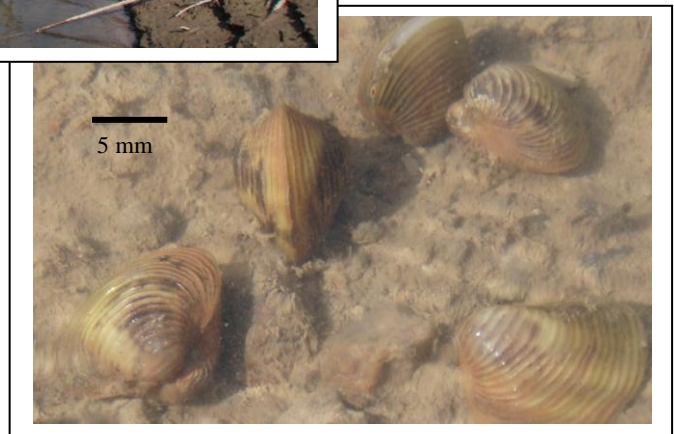
Dois anos após, grupos de pesquisadores listaram a fauna brasileira ameaçada de extinção (Machado 2005) e, para moluscos, assinalaram espécies pertencentes às famílias Hyriidae, Mycetopodidae, Hydrobiidae, Naticidae, Strombidae e Vermetidae, sendo as duas primeiras Bivalvia límnicas e as seguintes Gastropoda, sendo Hydrobiidae límnicas e as restantes marinhas. É importante mencionar que, três espécies obtidas na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador encontram-se nesta lista como vulneráveis à extinção. Trata-se de *A. trapesialis*, *L. esula* e *M. siliquosa*, as quais segundo Amaral *et al.* (2005), encontram-se ameaçadas pela destruição de habitats, desequilíbrio ecológico, competição, desmatamento, moluscos exóticos, lixiviação ou poluição. Estes autores apontaram a recente introdução de espécies exóticas, por exemplo *L. fortunei*, *C. fluminea* e *C. largillierti*, como uma das causas do afastamento das espécies nativas. Destas, duas foram obtidas na área de estudo no rio Tocantins, em seis dos sete trechos analisados (I, II, III, IV, V e VI).

Embora o presente estudo não tenha avaliado os aspectos ecológicos em Bivalvia, as espécies exóticas *C. fluminea* (Figura 4.1) e *C. largillierti* mostraram-se presentes em 44,4% das estações de amostragem analisadas. Sua capacidade de dispersão e colonização foram assinaladas por Mansur *et al.* (2004), os quais relataram como conseqüências de sua introdução, o declínio das populações de bivalves nativos e danos às canalizações de água e às usinas hidrelétricas, quando atingem quantidades acima de 200 indivíduos por m². No Centro-Oeste, *C. fluminea* foi inicialmente detectada na região do Pantanal, em Mato Grosso (Callil e Mansur 2002) e, em Goiás

no rio das Almas (Thiengo *et al.* 2005), um afluente do reservatório da UHSM e formador do rio Tocantins. Na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, a ocorrência de *C. fluminea* e *C. largilertti* em sintopia em três estações de amostragem deve ser destacada, uma vez que Mansur *et al.* (2004) relataram a existência de competição entre estas espécies apontando a superioridade da primeira. Este fato não pôde ser verificado com os dados do presente trabalho, uma vez que a técnica de coleta não é a específica para Bivalvia. Mesmo assim, a ocorrência destas espécies exóticas no rio Tocantins, quando notificada à Empresa Enerpeixe S.A., desencadeou um dos projetos de pesquisa atualmente em desenvolvimento (“Monitoramento e aspectos populacionais de moluscos invasores e a utilização de ultrassom para remoção e/ou inibição da obstrução em tubulações de resfriamento, grades, condutos, comportas e equipamentos submersos na usina hidrelétrica Peixe Angical”), que visa desenvolver uma metodologia para o controle físico deste molusco exótico (Enerpeixe 2011).



Fig. 4.1 – Estação de amostragem nº 10, São Salvador do Tocantins, ocorrência de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774).



Ao caracterizar a comunidade bentônica nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos, no Baixo Rio Tietê no Estado de São Paulo, França (2006) obteve três moluscos exóticos: *C. fluminea*, *M. tuberculatus* e o planorbídeo *Helisoma* sp. O autor ressaltou a elevada capacidade de invasão de *M. tuberculatus*, o mais abundante e presente em todos os reservatórios. Além destas espécies, França *et al.* (2007) documentaram para o Baixo rio Tietê a ocorrência de *A. tenuilabris*, *B. glabrata*, *Biomphalaria intermedia* (Paraense & Deslandes, 1962), *Physa cubensis* Pfeiffer, 1839 e *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822). A ocupação generalizada de *M. tuberculatus* e *C. fluminea* em represas do Médio Rio Tietê foi também registrada por Suriani *et al.* (2007). No rio São Francisco, nos reservatórios de Apolônio Sales, Paulo Afonso e Xingó, Callisto *et al.* (2005) encontraram 23 taxa, sendo Oligochaeta, Mollusca e larvas de Chironomidae os grupos dominantes. Para Mollusca assinalaram a ocorrência de *M. tuberculatus* (espécie predominante), bivalves, *Pomacea* sp., *Biomphalaria* sp. e hidrobiídeos.

Estudos de longa duração sobre a malacofauna em áreas impactadas por grandes transformações ambientais são escassos, e no caso de serem em bacias hidrográficas que permitam reservatórios em “cascatas”, como no rio Tocantins, são ainda mais raros. Em consequência da formação do reservatório, ocorre o desaparecimento de grandes extensões das planícies de inundações laterais ao curso d’água (Figura 4.2) e alterações hidrológicas decorrentes da grande quantidade de matéria orgânica e sedimento, provenientes da bacia de drenagem e introduzidas nos reservatórios. Thomaz *et al.* (2003) comentaram que a submersão dos detritos exerce efeito repentino e pronunciado sobre diversos fatores limnológicos, alterando substancialmente a qualidade da água dos habitats alagados. Consequentemente, essas alterações interferem na paisagem e na biodiversidade local.

Analisando os efeitos da presença de múltiplos reservatórios sobre o funcionamento limnológico e a estrutura das comunidades bióticas em oito reservatórios do rio Paranapanema, Nogueira *et al.* (2005) observaram uma diminuição da riqueza (fitoplâncton, zooplâncton e zoobêntos) e das abundâncias (principalmente fitoplâncton e zoobêntos) no sentido montante-barragem considerando o gradiente longitudinal das represas. Os zoobêntos foram coletados com draga do tipo Van Veen, sendo obtidos para Mollusca, oito táxons (seis gastrópodes e dois bivalves). Os autores não relataram quais foram as espécies encontradas, mas assinalaram que *C. fluminea* foi a mais

abundante. Estes dados diferiram dos obtidos no rio Tocantins, onde houve um aumento na riqueza dos gastrópodes, significativamente pelo índice de Shannon, considerando os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. Ao comparar a riqueza entre os trechos, o índice de Shannon mostrou diferença significativa somente entre os trechos IV (entre a confluência do rio Paranã no rio Tocantins e a barragem da UHE São Salvador) e VII (entre a confluência do rio Traíras no rio Tocantins e a barragem da UHE Cana Brava), sendo obtida uma menor riqueza na área mais a montante (trecho VII).

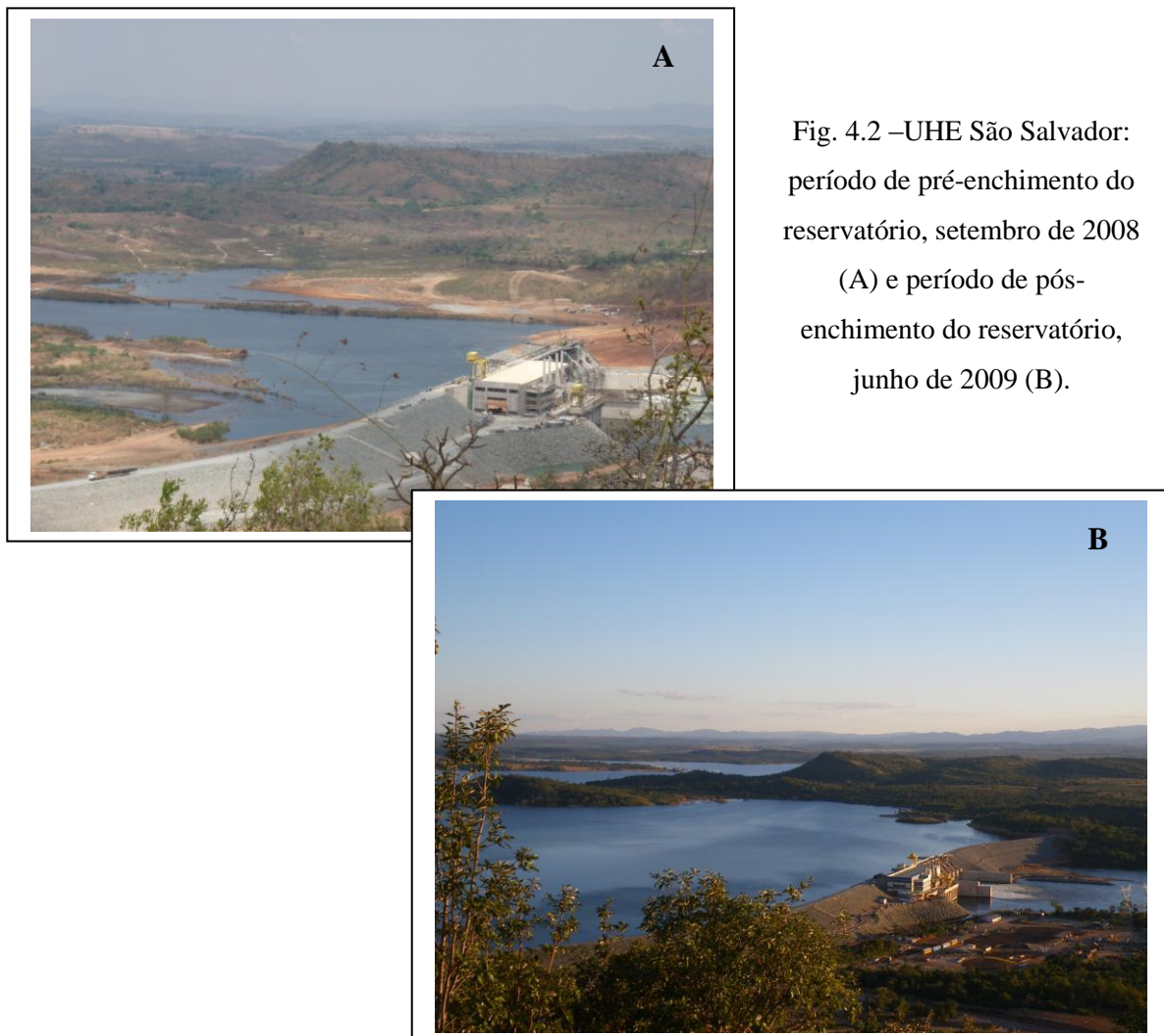


Fig. 4.2 –UHE São Salvador: período de pré-enchimento do reservatório, setembro de 2008 (A) e período de pós-enchimento do reservatório, junho de 2009 (B).

A grande maioria dos estudos sobre a biodiversidade em rios, represas e lagos utiliza dragas para as amostragens, metodologia não utilizada na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador. Com a técnica de coleta direta adotada, diferentemente da draga, não são obtidos moluscos mortos ou somente conchas que foram arrastadas com a correnteza; e além disso, as dragas favorecem o encontro de

Bivalvia, enquanto que com a coleta direta, são os gastrópodes, que incluem as espécies relacionadas à transmissão de parasitoses de importância médica.

Esta diferença nos resultados em relação à metodologia utilizada pode ser exemplificada com o estudo realizado por Santos *et al.* (2005) nos reservatórios pertencentes ao Complexo Canoas, no Estado de São Paulo. Estes autores analisaram as alterações sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos no trecho do rio Paranapanema entre as usinas hidrelétricas de Salto Grande e de Capivara, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios de Canoas I e Canoas II. Utilizando draga do tipo Van Veen, obtiveram Bivalvia nos dois reservatórios durante todo o estudo (basicamente, *Corbicula* sp.) e Gastropoda somente no período de pré-enchimento de Canoas I. A análise dos zoobêntos ocorrentes nas nove estações de amostragem mostrou uma significativa redução na densidade e na riqueza de organismos na fase pós-enchimento, diferentemente do ocorrido no rio Tocantins em relação aos gastrópodes, quando a maioria das famílias tornaram-se mais constantes e mais abundantes.

Como descrito anteriormente, o índice de Shannon mostrou grande diferença significativa entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios de Peixe Angical e de São Salvador, quando analisados os resultados obtidos nas 77 estações de amostragem; entretanto, com Margalef nenhuma diferença significativa foi observada, sugerindo ausência de variação da estrutura da comunidade em decorrência do represamento. Esta diferença de resultados deve ser devido ao maior peso dado às unidades taxonômicas operacionais mais raras, independentemente do tamanho da amostra. Nesse contexto, o índice de Shannon se mostra altamente sensível para analisar as alterações da malacofauna límnic em áreas submetidas à grandes transformações ambientais, como no caso da construção de usinas hidrelétricas. Diferentemente, Mazzoni e Iglesias-Rios (2005) concluíram que o índice de Margalef se mostra altamente sensível para os eventos de alteração das comunidades de peixes sob efeito de alterações ambientais decorrentes do represamento para geração de energia elétrica, no caso na área de influência da UHE Serra da Mesa; enquanto que o índice de Shannon não evidenciou diferença temporal para estrutura destas comunidades cambiantes.

Lima (2002) em sua dissertação avaliou os impactos das atividades antrópicas sobre a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do rio Cuiabá, e embora tenha relacionado o estudo ao início de operação das turbinas do Aproveitamento Hidrelétrico

de Manso, deteve-se principalmente na entomofauna, com ênfase em Chironomidae. Quanto aos moluscos, somente cita a ocorrência de Thiaridae, Lymnaeidae e Bivalvia na área de estudo, entre 1999 e 2000. Este autor concluiu que diferenças na estrutura taxocenótica dos macroinvertebrados e nas variáveis físicas e químicas da água foram relacionadas com o ciclo hidrológico da região, aos impactos urbanos e ao fechamento da represa do rio Manso.

As mudanças produzidas pela construção de barragens no leito dos rios resultam no desaparecimento ou redução de espécies fluviais, e a colonização do reservatório recém-formado se faz primeiramente com as espécies previamente existentes capazes de suportar as alterações ocasionadas pela passagem do ambiente lótico à lêntico. As espécies oportunistas, aquelas que exibem maior facilidade na invasão de novos habitats, tornam-se freqüentes, tal como *M. tuberculatus*. Embora sem apresentar diferença significativa, *Potamolithus* sp. (Figura 4.3) apresentou uma diminuição no índice de constância em três dos trechos analisados (trechos I, II e V) e na abundância em todos os trechos eles (trechos I a VII).

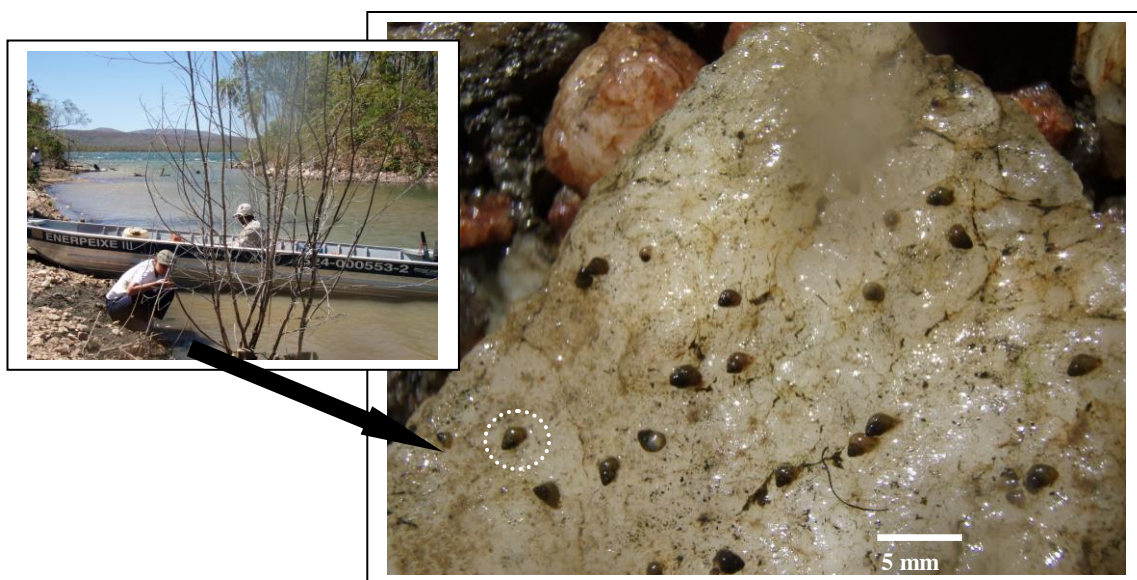


Fig. 4.3 –Estação de amostragem n° 7, agosto de 2007:
exemplares de *Potamolithus* sp.

O mesmo ocorreu na maioria das estações de amostragem com *A. tenuilabris*, espécie nativa encontrada em ambiente lóticos, diferentemente da espécie exótica *M. tuberculatus*, por possuir alto potencial reprodutivo e adaptação à diferentes biótopos (lênticos ou lóticos, poluídos ou não e dulcícolas ou semi-salobros) (Thiengo *et al.* 2007). A redução do número de exemplares de *A. tenuilabris* nos rios Almas, Bagagem

e Cana Brava, formadores do rio Tocantins, foi documentada por Thiengo *et al.* (2005), os quais associaram esta queda ao aumento exponencial de populações de *M. tuberculatus*. Na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, embora o mesmo tenha ocorrido, o declínio de *A. tenuilabris* provavelmente seja devido à não adaptação às novas condições lênticas do rio e não necessariamente à presença de *M. tuberculatus*. Em algumas estações de amostragem (n^{os} 2, 24, 68 e 70), onde o ambiente ainda mostrava-se parcialmente lótico, exemplares de *A. tenuilabris* foram obtidos após o enchimento dos reservatórios, independentemente da presença de *M. tuberculatus*.

Há alguns anos, vários estudos sobre o potencial de *M. tuberculatus* enquanto espécie competidora foram realizados no exterior e no Brasil (e.g. Pointier 1993, 2001; Pointier e Jourdane 2000; Pointier *et al.* 1991; Mkoji *et al.* 1992) e os resultados são discordantes. Por exemplo, enquanto Guimarães *et al.* (2001) relataram o desaparecimento das espécies *B. glabrata* e *B. straminea* em dois lagos de Minas Gerais, Giovanelli *et al.* (2005a,b) não observaram evidência de competição entre *M. tuberculatus* e três outras espécies de moluscos límnicos, *P. marmorata*, *L. columella* e *Biomphalaria tenagophila* (d'Orbigny, 1835), no estado do Rio de Janeiro. Já Miyahira (2010) observou uma relação positiva entre *M. tuberculatus* e *B. tenagophila* recém introduzidas na Ilha Grande, pertencente ao município de Angra dos Reis/RJ, apesar de não ser significativo estatisticamente este resultado.

A condição partenogenética de *M. tuberculatus* propiciou a sua rápida colonização em quase todas as bacias hidrográficas brasileiras, podendo ser encontrada atualmente em 17 estados do Brasil e no Distrito Federal (Fernandez *et al.* 2003, Thiengo *et al.* 2007). De origem afro-asiática foi registrada pela primeira vez em São Paulo (Vaz *et al.* 1986), na década de 1960, e embora não seja associada à transmissão de parasitoses de importância médica no Brasil, há relatos de sua participação no ciclo de *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878), *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) e *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) na Ásia (Vaz *et al.* 1986, Thiengo *et al.* 2007). Boaventura *et al.* (2002) foram os primeiros a relatar o encontro de *M. tuberculatus* com larvas de trematódeos digenéticos no Brasil e comentaram que as larvas, após se encistarem em peixes, atingem a maturidade sexual quando ingeridas por aves e mamíferos. Posteriormente outros autores assinalaram interações entre *M. tuberculatus* e trematódeos digenéticos (Bogéa *et al.* 2005, Thiengo *et al.* 2001,

2006), e recentemente Pinto e Melo (2010) obtiveram adultos de *C. formosanus* após infecção experimental com larvas (*Pleurolophocercous cercaria*) obtidas em *M. tuberculatus* proveniente do lago da Pampulha, em Belo Horizonte.

Na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, *M. tuberculatus* foi a terceira espécie que apresentou o maior número de amostras com larvas de digenéticos, o que sugere sua participação em ciclos biológicos de Digenea desde a confluência do rio Paranã com o rio Tocantins (trecho IV) até a Usina de Cana Brava (trecho VII). É importante assinalar ainda que, *Parapleurolophocercous cercaria* e *Pleurolophocercous cercaria* foram obtidas em moluscos coletados em todo o trecho do estudo, o primeiro tipo larval entre os trechos II e IV, e o segundo entre os trechos I e VII. Diferentemente, a interação *Potamolithus* sp. e *Cystophorous cercaria* foi observada somente em uma única ocasião no trecho IV (Gráfico 3.7 – pág. 183), embora este gênero tenha apresentado o maior número de amostras parasitadas por trematódeos dentre a malacofauna analisada. Em 1994, Mantorelli assinalou uma nova cercaria do tipo *Cystophorous* (Digenea, Hemiuriformes) em *Potamolithus agapethus* Pilsbry, 1911 obtido no balneário Anchorena, Buenos Aires, Argentina. Assim, estudos de infecção experimental com formas larvais obtidas em moluscos procedentes da área de estudo devem ser realizados, a fim de caracterizar os Digenea, incluindo o tipo larval Echinostome cercaria, que se encontram presentes nos vertebrados ocorrentes na área e assim avaliar o risco de infecção para a população local, bem como ampliar o conhecimento na área da parasitologia.

Além destas, *Brevifurcate-apharyngeare cercaria* assinalada em moluscos obtidos no trechos II, III, IV e V, pertencentes às famílias Schistosomatidae e Spirorchiidae, possuem importância médica. Recentemente Horák e Kolárová (2011) em sua revisão sobre a família Schistosomatidae parasita de aves, assinalaram que as mudanças ambientais podem favorecer o aumento da população dos moluscos e a frequência na transmissão de *Trichobilharzia* Skrjabin & Zakharow, 1920, um parasito encontrado nas cavidades nasal e visceral. As cercárias, estágio larval infectante para as aves, têm sido associadas à expansão dos casos de dermatite cercariana no Chile, Reino Unido da Grã-Bretanha e Irlanda do Norte, Dinamarca, Europa e Estados Unidos, conforme assinalaram estes autores.

Diante da variedade dos tipos cercarianos e a possível existência de ciclos em aves, répteis e mamíferos, estudos parasitológicos nos hospedeiros definitivos são necessários à elucidação das interações molusco-trematódeo ocorrentes na área de estudo.

As espécies *M. tuberculatus* e *B. straminea* foram aquelas que se mostraram mais adaptadas à nova condição do habitat na área de estudo. Ocorreram em 87 estações de amostragem na área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, sendo predominantemente mais constantes após a instalação das usinas. Ambas mostraram diferenças significativas em sua constância entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, exceto no trecho VII, provavelmente por ser a área com menor impacto ambiental, já que o alagamento praticamente permaneceu na caixa do rio. É interessante notar que nas estações em que três períodos foram analisados (pré-Peixe, pós-Peixe/pré-SS e pós-SS), *M. tuberculatus* não se mostrou tão eficiente quanto *B. straminea* em relação ao aumento de sua constância, ou seja, enquanto *B. straminea* foi significativamente mais constante entre o primeiro e o segundo períodos, *M. tuberculatus* só se mostrou mais constante entre o primeiro e o terceiro momento analisado. Samadi *et al.* (1997) assinalaram a velocidade de corrente como o principal fator determinante para o local de distribuição de *M. tuberculatus*, bem como de sua abundância em rios recém colonizados na região do Caribe. Na área de influência da UHSM, embora a velocidade de corrente não tenha sido avaliada, tal como no presente estudo, o monitoramento dos gastrópodes tem mostrado uma associação entre a ocorrência de *M. tuberculatus* e os períodos em que ocorre uma nítida alteração no volume do reservatório (Fernandez, no prelo). Buscando verificar o efeito da profundidade do biótopo sobre a biologia de *M. tuberculatus*, Vasconcellos *et al.* (2009) observaram que a abundância da espécie não foi afetada pela profundidade do lago, provavelmente devido ao seu padrão agregado de distribuição espacial.

Na área do reservatório da UHSM, a montante da área estudada, *D. anatinum* tornou-se mais escasso (Thiengo *et al.* 2005), similarmente ao observado nos trechos II e VII das áreas de influência de Peixe Angical e de São Salvador, respectivamente. Diferentemente, os ampullariídeos tornaram-se mais constantes e abundantes, o que não foi observado no reservatório da UHSM, quando *P. lineata* foi registrada para o Estado de Goiás pela primeira vez. Em relação aos ancilídeos, dos sete gêneros assinalados para a América do Sul (Santos 2003), seis (*Anisancylus*, *Burnupia*, *Ferrissia*,

Gundlachia, *Laevapex* e *Uncancylus*) ocorreram na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, em alguns trechos significativamente mais constantes (trechos V e VI) e em outros não. Tal como observado na Ilha Grande, em Angra dos Reis no Estado do Rio de Janeiro (Lacerda 2010), o gênero *Gundlachia* foi o que apresentou a maior distribuição geográfica. Assim, o estudo malacológico na área de influência das usinas de Peixe Angical e São Salvador amplia a distribuição geográfica de *P. lineata*, *Ferrissia* sp. e *Laevapex* sp., as duas últimas citadas pela primeira vez para a região Centro Oeste em 2002 (Santos *et al.* 2002).

Os gastrópodes ocorrentes na área deste estudo podem ser definidos como metapopulações, um nível entre a organização de organismo e de população na hierarquia ecológica, que se caracteriza por um conjunto de subpopulações interconectadas por indivíduos que se dispersam (Dajoz 2005). Embora o transporte passivo pelas correntes de água seja o modo mais freqüente de dispersão dos gastrópodes limnicos (Paraense 1972), alguns podem colonizar habitats a montante quando depositam suas desovas em superfícies, como canoas (Figura 4.4) e remos, transportados pelo homem.

Fig. 4.4 – *Pomacea lineata* (Spix in Wagner, 1827): casal em cópula (A) e desova (B). Estação de amostragem n° 58.



A incorporação de populações provenientes de lagoas próximas ao leito do rio, ou ainda de área de planícies de inundação, favorece também a colonização do habitat recém-formado. Este fato ocorreu quando as lagoas naturais situadas às margens do rio

Tocantins foram incorporadas ao reservatório da UHE Peixe Angical. Nas estações de amostragem n^{os} 19, 20 e 25 havia no período de pré-enchimento populações estáveis de *B. straminea*, com índices de constância e abundância acima de 90%, que serviram como fonte para os habitats formados com o enchimento do reservatório, visto que tais lagoas conectaram-se com o leito do rio após o alagamento. Embora a estação de amostragem n^o 93 (um lago natural no município de Paranã) não tenha sido incorporada ao reservatório, em época de chuvas, forma-se um canal de escoamento para o leito do rio Tocantins, o que também favorece a dispersão da malacofauna límnic.

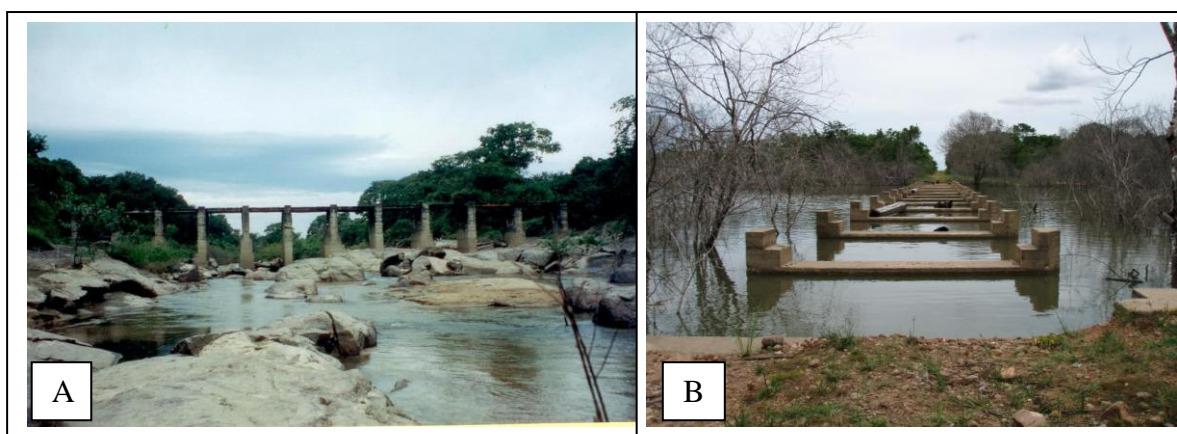


Fig. 4.5 – Ribeirão das Lajes, estação de amostragem n^o 15: abril de 2004 (A) e dezembro de 2007 (B), os pilares da ponte não foram demolidos antes do alagamento.

A dispersão e a ocorrência das espécies ao longo dos reservatórios e a formação ou não de colônias depende do quanto esta espécie é capaz de suportar as novas variações ambientais presentes e adaptar-se. No rio Tocantins, algumas estações de amostragem apresentaram marcantes diferenças em relação à coluna de água, ambientes em sua maioria rasos com muitas formações rochosas no leito tornaram-se áreas alagadas, como no caso na enseada formada pelo ribeirão das Lajes, um afluente na margem esquerda do rio Tocantins (Figura 4.5). Várias praias nas margens dos rios Paranã e Tocantins (Figuras 4.6 e 4.7) foram submersas e os rios maiores, antes lóticos, tornaram-se semi-lóticos ou lênticos (Figura 4.8). Segundo Dajoz (2005), após a transformação do ambiente de lótico à lêntico, ocorre a dispersão das espécies ao longo do novo ambiente, seguido por um crescimento do tipo logístico, ou seja, um aumento rápido da população efetiva. Após este crescimento exponencial, pode ocorrer uma queda rápida dos efetivos, até a estabilização da população em torno de um valor médio

mais ou menos constante, que corresponde à carga biótica máxima do meio. De fato, ao observar a abundância de *B. straminea* e de *M. tuberculatus*, a cada campanha realizada, meses após o fechamento da barragem da UHE Peixe Angical houve um crescimento populacional, seguido por uma brusca queda. As populações voltaram a crescer novamente, meses após o fechamento da barragem da UHE São Salvador. Os dados não permitem estimar como tais populações irão se comportar no novo ambiente formado, pois ambas ainda encontravam-se aumentando os efetivos quando os estudos na área terminaram, em outubro de 2010.



Fig. 4.6 – Rio Paranã, fevereiro de 2005.



Fig. 4.7 – Rio Tocantins, agosto de 2005.

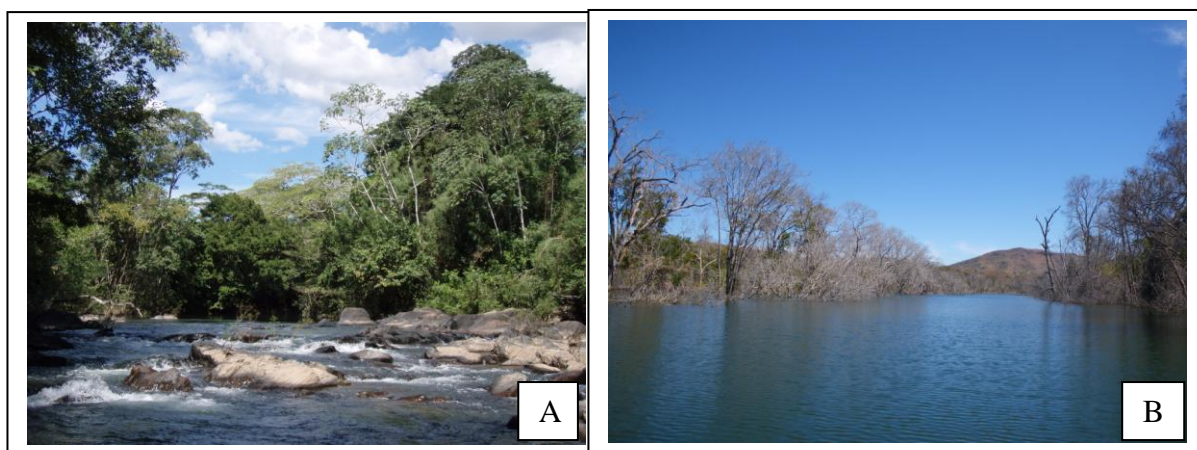


Fig. 4.8 – Rio Custódio, estação de amostragem nº 64: março de 2007 (A) e julho de 2010 (B).

Os resultados obtidos no rio Tocantins com *B. straminea* diferem dos descritos por Rezende *et al.* (2009) para a área da usina hidrelétrica de Rosal, no rio Itabapoana entre os estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro. Estes autores observaram uma redução na abundância de *B. glabrata* e *B. tenagophila* comparando os períodos de construção (cinco campanhas entre 1998 e 2000) e operação da hidrelétrica (dez

campanhas entre 2000 e 2005). Esta diferença se deve provavelmente às características ambientais, pois ao contrário do rio Tocantins, na fase de construção os planorbídeos foram mais numerosos em dois córregos que apresentaram a velocidade do fluxo reduzida pelas obras, os quais após a formação do reservatório tiveram um aumento na corrente d'água.

Em habitats permanentes, variações na distribuição, tamanho e densidade das populações de planorbídeos ocorrem sem nenhuma causa aparente (Barbosa e Barbosa 1994). Em áreas de reservatórios, após o enchimento, ocorrem alterações limnológicas importantes durante os primeiros anos, seguido pelo processo de envelhecimento (Tundisi 2000). Segundo este autor, a duração do período de “envelhecimento” difere entre reservatórios, embora o intervalo médio varie entre quatro e mais de dez anos, quando ocorrem grandes alterações na qualidade da água, e conseqüentemente alterações na fauna local. Na área do reservatório da UHSM, onde o levantamento da malacofauna límnică vem sendo realizado há mais de dez anos, a equipe do LABMAL tem observado alterações na ocorrência, constância e abundância dos gastrópodes ao longo dos anos. Por exemplo, atualmente além de *P. marmorata* assinalada na área do reservatório (Thiengo *et al.* 2005), tem sido encontrada populações da espécie exótica *Physa acuta* Draparnaud, 1805 (dados não publicados). Diante do exposto, há a possibilidade desta espécie vir a ser encontrada na área de estudo, visto que o reservatório da UHSM encontra-se a montante.

Em relação às condições adversas do meio, os moluscos possuem algumas estratégias de sobrevivência. Paraense, Pereira e Pinto (1955) observaram que os planorbídeos podem se enterrar até 40 centímetros e posteriormente repovoar os criadouros. Os autores analisaram camadas de solo, tanto da parte submersa das margens dos criadouros, quanto distante dois metros da linha marginal e caracterizada pela presença de água em níveis abaixo da superfície seca. Esta característica biológica favorece a colonização dos ambientes sob influência de usinas hidrelétricas, quando ocorrem alterações na cota máxima dos reservatórios nos períodos chuvoso ou estiagem, bem como nos afluentes próximos às barragens onde a vazão d'água é controlada pela operação das turbinas.

No período de estiagem, antes da formação dos reservatórios das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, alguns córregos afluentes do rio Tocantins secavam ou apresentavam uma grande redução do volume d'água, o que não mais ocorreu após a

construção das barragem, como observado nas estações n^{os} 7, 10, 17, 21, 27 e 28. Nestas, antes do enchimento do reservatório, predominavam planorbídeos do gênero *Drepanotrema*, enquanto que exemplares de *B. straminea* foram obtidos somente em uma estação de amostragem (n^o 27), diferente do ocorrido no período de pós-enchimento.

Considerando toda a área de estudo, algumas espécies foram observadas somente após o enchimento dos reservatórios, como *B. schrammi* e *D. cimex*, em poucas estações de amostragem, sendo acidentais (índice de constância abaixo de 25%) e esporádicas (abundância relativa menor que 10%), com exceção do ocorrido na estação n^o 34. Para a detecção destas espécies mais raras, os estudos de longa duração se tornam fundamentais, visto que avaliam eventos não frequentes. Além disso, os estudos ecológicos de longa duração servem de base para o planejamento de ações, por permitir o conhecimento das comunidades bióticas, dos padrões de variação espaço-temporal e dos processos biológicos, como salientado por Takeda *et al.* (2002) ao reunir uma série de informações obtidas no reservatório de Itaipu e na planície alagável do alto rio Paraná.

Segundo Olivier (1956), a colonização dos criadouros se deve principalmente aos moluscos mais jovens, pois são os que apresentam maior resistência à dessecação, e como observado na área de estudo, conseguem permanecer entre frestas de rochas ou aderidos à vegetação submersa sem serem arrastados pela correnteza. No caso de áreas recém-submersas devido à instalação de usinas hidrelétricas, o desmatamento envolve uma série de estudos prévios que possam assinalar os locais a serem desmatados daqueles em que a vegetação ficará submersa para servir de abrigo e criadouro de peixes, principalmente. Outra vantagem para não se desmatar é a prevenção de deslizamentos das margens e a possibilidade em proporcionar maior disponibilidade de alimento aos peixes, devido ao crescimento de larvas de insetos e algas aderidas à vegetação submersa (De Fillipo 2002). No caso das áreas de estudo, algumas áreas foram desmatadas sem a retirada da vegetação marginal, enquanto que em outras, a vegetação por ficar submersa, favoreceu a colonização dos moluscos que passaram a ter mais alimento e abrigo. No reservatório da Usina Hidrelétrica de Pedra, no Estado da Bahia, Borges *et al.* (2007) associaram a maior ocorrência de indivíduos (incluindo as famílias Thiaridae e Physidae) à grande quantidade de matéria orgânica que se deposita nas regiões marginais do reservatório.

A decomposição da vegetação submersa pode vir a alterar as características físico-químicas da água e, segundo Lima (2002) o potencial hidrogeniônico é uma das variáveis mais importantes para o ecossistema aquático e ainda uma das variáveis mais difíceis de interpretação devido ao grande número de fatores que podem influenciá-la. Este autor comentou que o oxigênio dissolvido na água é também uma variável importante, tanto para a caracterização dos ecossistemas aquáticos, como para a manutenção da fauna. Confirmando as observações de Oliveira *et al.* (2002), o rio Tocantins pode possuir caráter ácido ou básico dependendo do período. Estes autores no período de seca observaram pH de 9,02 (embora a média do período tenha sido 6,19) e comentaram que os maiores valores foram obtidos entorno das 12:30 horas, independente da época seca ou chuvosa. Associaram os maiores valores obtidos à forte insolação, a qual favorece a taxa de produção de oxigênio e maior consumo de gás carbônico e, conseqüentemente, elevação do pH. Os dados obtidos nas estações de amostragem do rio Tocantins na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador não puderam ser analisados sob este parâmetro, visto que os horários das amostragens não foram observados “in situ”.



Fig. 4.9 –Rio Tocantins: desmatamento e queima da vegetação, setembro de 2008.



Fig. 4.10 –Rio Traíras, estação de amostragem n° 80: setembro de 2008.

A turbidez pode estar associada às alterações ambientais, como o desmatamento e à queima da vegetação (Figura 4.9), ou ainda à pluviosidade (Figura 4.10), uma vez que este parâmetro consiste na presença de partículas na água. Entretanto, os resultados do presente trabalho não permitem verificar esta correlação, visto que a ocorrência de chuvas ou observações similares não foram registradas em todas as estações de amostragem e em todas as campanhas.

Os resultados em relação à turbidez diferiram daqueles obtidos por Oliveira *et al.* (2002) para o rio Tocantins, os quais registraram no trecho entre os rios Cana Brava e Paranã, entre 2000 e 2002, valores entre 154,29 e 5,31. Lima (2002) comentou que grandes variações de turbidez ocorrem usualmente em rios ao atravessarem trechos urbanos, e entre os períodos sazonais dos anos os valores podem diferir significativamente. Os resultados obtidos nas estações de amostragem da área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador exemplificam a primeira observação, visto que algumas das áreas mais freqüentadas pela população, como por exemplo as praias de Paranã (estação n° 23) e de São Salvador (estação n° 42) e o ribeirão Santa Cruz (estação n° 6), apresentaram valores mais elevados do que os demais córregos daqueles trechos (II, III e IV). Quanto à condutividade, os dados concordam com aqueles obtidos por Oliveira *et al.* (2002) que observaram, entre sete pontos de coleta analisados no rio Tocantins, o máximo de condutividade na confluência do rio Mucambão. Ao analisarem quatro estações amostrais do rio Tocantins no município de Porto Nacional, a jusante da barragem da UHE Peixe Angical, Oliveira *et al.* (2000) comentaram que a condutividade elétrica se torna um indicador da presença de material orgânico introduzido no corpo d'água.

A capacidade de *Biomphalaria* spp. em resistir a valores físico-químicos acima dos descritos na literatura foi assinalada por Silva *et al.* (2006), ao observar a ocorrência de *B. glabrata* em focos litorâneos de esquistossomose no Estado de Pernambuco. Outra vantagem adaptativa das espécies vetoras da esquistossomose encontra-se em seu sistema reprodutor, pois por serem hermafroditas podem colonizar um ambiente a partir de um único sobrevivente e ainda, fisiologicamente, pela ocorrência da fecundação cruzada preferencialmente (Paraense 1955, 1967). Segundo Brown e Lomolino (2006), embora os padrões reprodutivos não indiquem necessariamente que os organismos serão bons colonizadores, eles parecem facilitar as sucessivas colonizações em algumas espécies.

Embora o estudo realizado na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador não tenha tido como objetivo avaliar a distribuição espaço-temporal das espécies em todo o trecho nas várias estações de amostragem entre as barragens de Cana Brava e de Peixe Angical, mas sim avaliar o impacto da instalação das usinas, algumas considerações podem ser feitas. Devem ser ressaltados os conceitos do “contínuo fluvial” (Vannote *et al.* 1980) e de “pulso de inundação” (Junk *et al.* 1989),

nos quais, de uma forma simplificada, o primeiro refere-se às mudanças contínuas e previsíveis da comunidade aquática de ambientes lóticos, desde a sua nascente até a foz, e o segundo às diferentes respostas da comunidade bentônica, através de adaptações fisiológicas e morfológicas, aos pulsos de inundação, incluindo o rio e a planície adjacente. Embora, Johnson e Richardson (1995) relatarem que o “pulso de inundação” e o “contínuo fluvial” baseiam-se em princípios naturais sem considerar as influências antrópica, segundo Odum e Barrett (2007) a construção de barragens, a canalização de rios e a poluição crescente comprometem ambos. Os valores obtidos pelo índice de uniformidade, em relação às unidades taxonômicas operacionais encontradas na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador, não mostraram diferença significativa entre os períodos de pré-enchimento e de pós-enchimento, nem quando analisados trecho a trecho. Entretanto, entre os trechos foram observadas diferenças significativas entre as áreas próximas à UHE Cana Brava e à UHE Peixe Angical (trechos II x VI-VII e III x VI-VII). Há relatos de que uma das variáveis para verificar o impacto da construção de usinas no leito dos rios é a distância do local à barragem, parâmetro não avaliado na área de estudo.

Analisando o padrão de distribuição dos gastrópodes límnicos em diferentes áreas na Argentina, Rumi *et al.* (2006) descreveram cinco categorias para as espécies em relação à sua área de ocorrência: endêmicas (restritas à Argentina), restritas (presentes em uma a três áreas amostrais de 10.000 km²), contínuas (ocorrem em áreas adjacentes ou ao longo de uma mesma bacia hidrográfica), descontínuas (ocorrem em áreas isoladas ou diferentes rios) e exóticas (não nativas). Segundo este critério, a maioria das espécies tornaram-se mais contínuas após o enchimento do reservatório, algumas ocupando trechos em toda a sua totalidade, como *D. lucidum* no trecho entre a confluência do rio Paranã com o rio Tocantins e a barragem da UHE São Salvador. Outras espécies mostraram-se descontínuas, como *B. schrammi* e *Idiopyrgus* sp. que foi encontrada em estações de amostragem não limítrofes. Para o Brasil, Simone (2006) citou duas espécies de *Idiopyrgus*: *Idiopyrgus rudolphi* Haas, 1938 no rio São Francisco no Estado de Pernambuco, e *Idiopyrgus souleyetianus* Pilsbry, 1911 para os Estados do Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais. Há relatos ainda para os estados de Goiás, Rio de Janeiro e Paraíba (Thiengo *et al.* 2005, 2006, Abílio *et al.* 2009), Assim, o levantamento malacológico realizado na

área de estudo confirma e amplia a ocorrência de *Idiopyrgus* sp. para Goiás e acrescenta o Estado de Tocantins.

As espécies *L. columella* e *P. marmorata* tornaram-se mais constantes e abundantes quando pequenos córregos, com margens relativamente altas, tornaram-se áreas alagadas com extensões variáveis. Esta descrição da transformação do local torna-se importante pois, juntamente com a ocorrência da espécie vetora da fasciolose no habitat formado, o acesso às margens para o gado é facilitado pelo baixo declive. A fasciolose, cujo agente etiológico, *F. hepatica*, habita os dutos biliares de mamíferos herbívoros, é uma enfermidade parasitária de grande importância médico-veterinária, devido às elevadas perdas que causa à pecuária, como mortalidade dos animais, redução na produção leiteira, condenações de fígados e carne. No homem, o número de infectados no mundo é de 2,4 milhões em 61 países (Haseeb *et al.* 2002) e, no Brasil há registros nas regiões Sul, Centro-Oeste, Nordeste e Sudeste. Tem como principal espécie transmissora, *L. columella*, com registros nas regiões Sudeste, Centro Oeste, Sul, Norte e Nordeste (Lessa *et al.* 2007). Constituem importantes componentes na dinâmica de transmissão da fasciolose o comércio de gado em áreas de pecuária intensa somado à presença de moluscos vetores (Figuras 4.11 e 4.12).

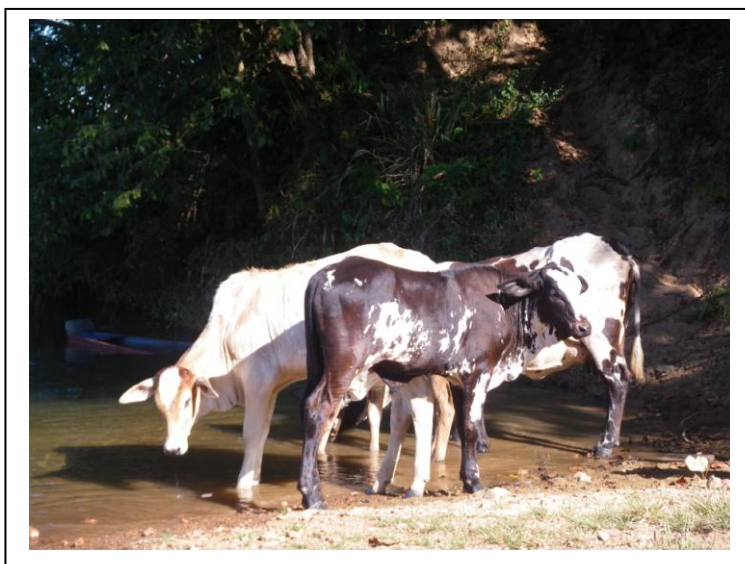


Fig. 4.11 – Margem do reservatório da UHE
São Salvador: bovinos.



Fig. 4.12 – *Lymnaea columella*
Say, 1817 sobre uma pedra no
ambiente límnico.

Os resultados obtidos na área de estudo no rio Tocantins diferem do descrito para o rio Araguaia, onde Teles *et al.* (1991) referiram-se à remota disseminação da fasciolose na área de influência da Usina Hidrelétrica de Couto Magalhães, no Estado de Mato Grosso, quando após o levantamento realizado, *L. columella* mostrou-se presente em um único criadouro. Assim, por ser uma área de pecuária intensa, a possibilidade de ocorrer transmissão de *F. hepatica* na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador deve ser considerada, devida tanto à ocorrência do vetor quanto de casos autóctones de fasciolose na região, como documentado por Araujo *et al.* (2005).

Embora nenhum exemplar tenha sido encontrado portando estádios larvais de *F. hepatica* ou *S. mansoni*, somente em onze campanhas realizadas (27,5% do total de campanhas realizadas na área de estudo) não foram obtidos moluscos parasitados por trematódeos digenéticos. Nos meses que antecederam o início da operação das turbinas as amostras obtidas foram quantitativamente menores, bem como logo após a entrada em operação das usinas, o que provavelmente refletiu na ausência de moluscos parasitados. Como relatado anteriormente, em outubro de 2004 e junho de 2007 foram observadas mais de dez interações entre Mollusca e Trematoda, enquanto que nos meses de fevereiro/2005, junho/2005, dezembro/2006, fevereiro/2007 e agosto/2007 houve somente uma. Ocorre ainda o inverso, por exemplo, a única amostra de *D. lucidum* obtida na estação de amostragem nº 68, em agosto de 2009, possuía *Gymnocephalous cercaria*.

A diversidade cercariana encontrada na área deste estudo confirma e amplia os resultados anteriores quanto à participação dos moluscos límnicos nos ciclos de vida dos trematódeos digenéticos (e.g. Boaventura *et al.* 2007, Dias *et al.* 2002, Veitenheimer-Mendes *et al.* 1995, Vidigal e Melo 2008). Na série de trabalhos de Thiengo *et al.* (2001, 2002a, 2002b, 2004a, 2004b, 2006) sobre a malacofauna límnica do Estado do Rio de Janeiro e a helmintofauna associada, os autores assinalaram diversas interações gastrópodes-trematódeos, das quais somente quatro correspondem às encontradas na área de estudo no rio Tocantins: Ancyliidae-Strigeacercaria, *B. straminea*-Strigeacercaria, *Idiopyrgus* spp.-Pleurolophocercous e *Pomacea* spp.-*Echinostoma*. Estes autores assinalaram diferentes larvas de trematódeos em *D. anatinum*, *D. cimex*, *D. depressissimum*, *L. columella* e *P. marmorata*, o que não foi observado na área de influência das usinas de Peixe Angical e de São Salvador.

Quando Kohn *et al.* (1988) analisaram a helmintofauna dos peixes dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Salto Osório e Salto Santiago, no rio Iguaçu no Estado do Paraná, não encontraram trematódeos digenéticos dentre os helmintos observados e relacionaram esta ausência à inexistência de moluscos. Diferentemente, no reservatório de Itaipu e em sua área de influência, Hoineff *et al.* (2003) encontraram Digenea em ambientes lóticos e lênticos, ao observarem a composição da helmintofauna dos peixes.

Outros autores (Ditrich *et al.* 1990, Zheng *et al.* 2002) têm destacado a ocorrência das famílias Opisthorchiidae, Heterophyidae e Schistosomatidae em reservatórios, tal como foi aqui observado na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador. A dificuldade em caracterizar os trematódeos se deve a inexistência de pesquisas associando os tipos larvais aos inúmeros ciclos evolutivos. Pleurolophocercous cercaria, por exemplo, o tipo cercariano com a maior ocorrência nos reservatórios das usinas de Peixe Angical e de São Salvador pode ser produzido por trematódeos das famílias Opisthorchiidae e Cryptogonimidae, as quais possuem parasitos de anfíbios, mamíferos, peixes e répteis. Esta lacuna no conhecimento das interações parasito e hospedeiros intermediários pode ser exemplificada pela revisão de Yamaguti (1975) sobre o ciclo evolutivo dos trematódeos digenéticos dos vertebrados. O autor relacionou Opisthorchiidae a dois trematódeos parasitos de répteis (sendo que um deles pode ser encontrado em anfíbios), sete de aves e nove de mamíferos, e embora tenha descrito os ciclos evolutivos, não definiu todos os moluscos hospedeiros envolvidos. Portanto, fica clara a necessidade de estudos multidisciplinares integrando a helmintologia, a malacologia, a parasitologia e a ecologia.

Quando avaliada a suscetibilidade das populações de *B. straminea* da área dos reservatórios de Peixe Angical e São Salvador diante de cepas de *S. mansoni*, os resultados demonstraram a possibilidade quanto à instalação da esquistossomose na região, tanto em decorrência da densidade populacional do hospedeiro intermediário, quanto da sua potencialidade à transmissão. Os índices de infecção obtidos nestas populações estão de acordo com aqueles presentes na literatura para esta espécie, ou seja, na maioria das vezes menor do que 10% (Paraense 1975). Barbosa & Figueiredo (1970) obtiveram valores entre 0 e 35,3% após a exposição experimental de *B. straminea* à uma cepa de *S. mansoni* de Pernambuco, sendo as populações

procedentes de cinco Estados (Alagoas, 21 localidades; Ceará, 64; Paraíba, 38; Pernambuco, 70 e Rio Grande do Norte, 30). Estes autores obtiveram índices de infecção maior que 10% em 15 populações, das 223 analisadas, sendo não suscetíveis 131 populações (índice de infecção de 0%), similarmente aquelas descendentes do rio Paranã procedentes da área de estudo.

Dentre as sete populações de *B. straminea* suscetíveis ao *S. mansoni* obtidas no rio Tocantins, o monitoramento do molusco vetor e o levantamento da helmintofauna devem ser realizados nas estações de amostragem n^{os} 41, 43 e 44. A primeira refere-se ao porto de São Salvador, no município de São Salvador do Tocantins, enquanto que as outras são córregos em Paranã, bem próximos à praia de São Salvador (Figura 4.13). Tratam-se de áreas epidemiologicamente importantes devido à ocorrência dos moluscos e à freqüente presença da população humana, o que reforça a necessidade de medidas profiláticas na área, como o saneamento básico e a educação em saúde. A população local e muitos migrantes são atraídos para a temporada de praia, em julho e agosto, quando são montadas barracas pela prefeitura e organizadas atrações para o lazer.

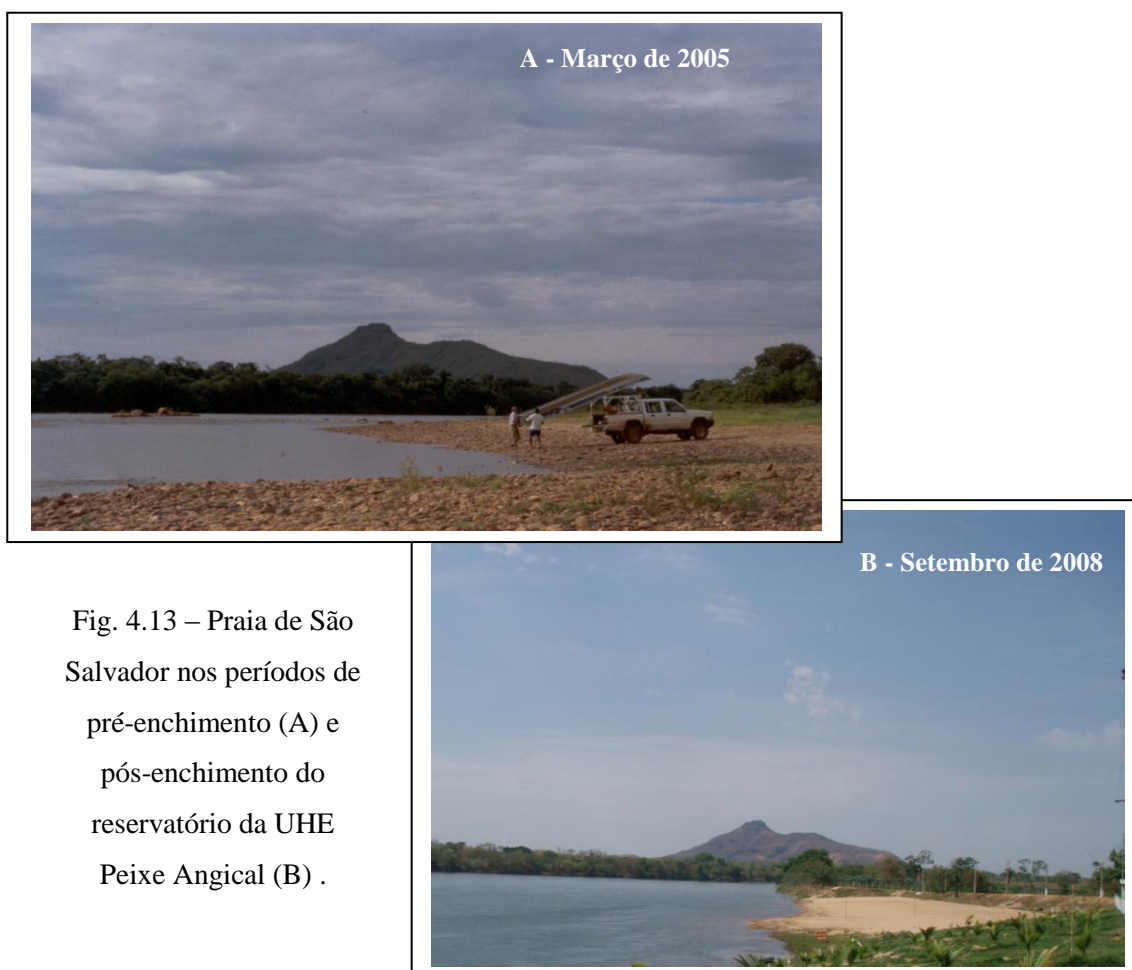


Fig. 4.13 – Praia de São Salvador nos períodos de pré-enchimento (A) e pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical (B) .

O trecho estudado do rio Tocantins pode ser classificado como uma área indene com potencial de transmissão da esquistossomose e ainda uma área vulnerável (Ministério da Saúde 2007). A primeira é aquela que, embora livre de transmissão, abriga populações de caramujos suscetíveis ao *S. mansoni*, ou seja receptiva à transmissão; e a segunda, é aquela originalmente indene na qual as modificações ambientais possibilitam o assentamento de indivíduos infectados, tornando possível a transmissão, se nenhuma medida for tomada para impedir o estabelecimento de focos de esquistossomose. Nestes casos, a vigilância e o controle da esquistossomose tem como objetivo a detecção precoce das condições favoráveis à instalação da doença segundo as diretrizes do Ministério da Saúde (2007).



Fig. 4.14 – Rio Paranã, travessia da população entre a praia de Paranã e a localidade Porto Espírito Santo, município de Paranã, abril de 2008.



Fig. 4.15 – Rio Tocantins, travessia da população entre os municípios de Paranã e Palmeirópolis, dezembro de 2009.

É importante ressaltar que a instalação das usinas hidrelétricas neste trecho do rio Tocantins ampliou a área dos pescadores locais e vem favorecendo à construção de residências ou balneários. Muitos córregos tornaram-se permanentes, não sofrendo mais a influência da estiagem, e navegáveis em grande parte de seu trecho. Um exemplo é o córrego Urubuzão, onde foram obtidos exemplares de *B. straminea* cuja descendência mostrou-se suscetível ao *S. mansoni*. Outros locais a serem monitorados devido à ocorrência de *B. straminea* é o travessão São Miguel onde pescadores chegam a acampar no local, o lago natural na cidade de Paranã e as praias de Paranã e São

Salvador, pelo estreito contato com a população, bem como os trechos dos rios Paranã e Tocantins onde ocorre a travessia da população por pequenas canoas ou pela balsa (Figuras 4.14 e 4.15).

Outra modificação sócio-econômica proporcionada pela formação dos reservatórios foi a extinção das balsas de garimpo ou extração de areia no rio Tocantins neste trecho. Em março de 2007, havia mais de dez grupos de garimpeiros trabalhando na área e muita extração de areia; após a formação dos reservatórios, os trabalhadores foram indenizados e alguns se estabeleceram na região em outras atividades. Foi relatado por Marques (1979) o risco da expansão de endemias, incluindo a esquistossomose, devido à implantação de projetos de desenvolvimento e a presença de indivíduos portadores do parasito.

Na revisão sobre uso dos recursos hídricos e a transmissão da esquistossomose no mundo, Steinmann *et al.* (2006) concluíram que estratégias para reduzir os efeitos negativos devem se tornar partes integrantes dos projetos futuros, desde o planejamento até a execução. No Brasil, Paraense (2002) comentou sobre a ocorrência das espécies vetorais da esquistossomose em reservatórios, os quais mesmo indenes à transmissão, podem se tornar focos endêmicos devido à migração de pessoas infectadas.



Palmeirópolis, Câmara Municipal, abril de 2008.



Paraná, Câmara Municipal, junho de 2008.

São Salvador do Tocantins, Escola Estadual Porto Rio Maranhão, setembro de 2008.



Fig. 4.16 –Palestras nos municípios de Palmeirópolis, Paranã e São Salvador do Tocantins, Estado do Tocantins.

Visando esclarecer a população local sobre a importância de medidas preventivas quanto à instalação da esquistossomose na área, devido à presença de *B. straminea*, foram ministradas palestras nos municípios de Paranã, Palmeirópolis e São Salvador (Figura 4.16). Após uma breve exposição oral, conchas de moluscos nativos, exóticos e do vetores da fasciolose e da esquistossomose foram mostradas à comunidade.

Camargo (1980) comentou que a expansão da esquistossomose nos diferentes estados brasileiros acompanhou o estabelecimento do homem em decorrência do desenvolvimento, e que a maior ou menor prevalência da endemia depende das condições ecológicas dos moluscos transmissores e sua adaptabilidade ao parasito. De fato, a ocorrência e dispersão da esquistossomose no Brasil dependem efetivamente da distribuição dos hospedeiros intermediários e da variação na suscetibilidade ao *S. mansoni* das três espécies de *Biomphalaria*. Considerando tais afirmações, os dados aqui apresentados, o fato de *B. straminea* ser considerada o segundo hospedeiro intermediário em ordem de importância (Amaral e Porto 1994) e o uso freqüente dos reservatórios formados pelas comunidades locais e por turistas, a adoção de medidas preventivas contra a instalação de focos de esquistossomose e a vigilância epidemiológica se fazem necessárias na área estudada. O Ministério da Saúde (2008) recomenda que antes de qualquer intervenção no meio ambiente, seja feito um contato prévio com a representação do órgão ambiental competente na região, para que a ação esteja prevista em programas de governo.

Atualmente, a sociedade civil, as agências governamentais e o poder público se tornam mais preocupados em proteger a biodiversidade, conforme relatos na mídia. Neste contexto, os estudos de monitoramento da fauna e flora se fazem fundamentais, pois são os mais eficazes para mostrar a resposta dessas comunidades às mudanças em seu ambiente. Com base no presente estudo e na literatura científica, incontestavelmente, as transformações ambientais causam distúrbios à fauna malacológica, seja pela introdução, substituição ou desaparecimento de espécies.

- A transformação do ambiente lótico em lêntico decorrente da instalação destas usinas hidrelétricas favorece a colonização de gastrópodes límnicos, especialmente do transmissor da esquistossomose *Biomphalaria straminea*, o qual se torna mais constante e abundante.
- A espécie *Lymanaea columella*, principal responsável pela transmissão da fasciolose no Brasil, tornou-se mais presente nos reservatório formados no rio Tocantins.
- O índice de Shannon mostra-se um bom indicador para avaliar as alterações na riqueza da malacofauna entre os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento do reservatório.
- A ocorrência da espécie exótica *Melanoides tuberculatus* e sua abundância, associada à presença de estádios larvais de trematódeos digenéticos, demonstra a necessidade de pesquisas quanto à possível transmissão de *Centrocestus formosanus* e *Clonorchis sinensis*.
- Populações de *B. straminea* encontradas na área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador mostram-se suscetíveis à cepa de *S. mansoni* procedente de Belo Horizonte.
- A área de estudo pode ser considerada indene com potencial de transmissão de parasitoses e vulnerável à ocorrência da esquistossomose, sendo indicadas medidas de vigilância epidemiológica.

Abílio FJP, Watanabe T, Batalla JF. Primeira Ocorrência do Hidrobióide *Idiopyrgus souleyetianus* Pilsbry, 1911 (Gastropoda: Pomatiopsidae) no Estado da Paraíba. In: Barbosa JEL, Watanabe T, Paz RJ, organizadores. A Bacia do Rio Gramame: biodiversidade, uso e conservação. Campina Grande: EDUEPB; 2009.

Alho CJR, Camargo G, Fischer E. Terrestrial and aquatic mammals on the Pantanal. *Braz J Biol* 2011;71(1):297-310.

Amaral RS, Porto MAS. Evolução e situação atual do controle da esquistossomose no Brasil. *Rev Soc Bras Med Trop* 1994;77(Supl III):73-90.

Amaral AC, Ribeiro CV, Mansur MC, Santos SB, Avelar W, Matthews-Cascon H et al. Invertebrados aquáticos. In: Machado ABM. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas; 2005. p. 99-115.

Araujo JLB, Linhares GFC, Oliveira APM, Amoril JG, Freitas MR, Costa IC, et al. Infecções autóctones de bovinos com *Fasciola hepatica* Linnaeus, 1758 (Trematoda, Fasciolidae) no Estado de Goiás, Brasil. In: Anais do Congresso Brasileiro de Parasitologia; 2005 nov 1-4; Porto Alegre, Brasil.

Barbosa FS, Barbosa CS. The bioecology of snail vectors for schistosomiasis in Brazil. *Cad Saúde Públ* 1994;10(2):200-9.

Barbosa FS, Figueiredo T. Susceptibility of the snail intermediate hosts of schistosomiasis from northeastern Brazil to the infection with *Schistosoma mansoni*. *Rev Inst Med Trop São Paulo* 1970;12(3):198-206.

Boaventura MF, Fernandez MA, Thiengo SC, Silva RE, Melo, AL. Formas larvais de Trematoda provenientes de gastrópodes límnicos da Microrregião Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. *Lundiana* 2002;3(1):45-9.

Boaventura MF, Thiengo SC, Fernandez MA. Gastrópodes límnicos hospedeiros intermediários de trematódeos digenéticos no Brasil. In: Santos SB, Pimenta AD, Thiengo SC, Fernandez MA, Absalão RS, organizadores. Tópicos em Malacologia: Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Malacologia; 2007. p. 327-37.

Bogéa T, Cordeiro FM, Gouveia JS. *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiariidae) as intermediate host of Heterophyidae (Trematoda: Digenea) in Rio de Janeiro Metropolitan area, Brazil. *Rev Inst Med Trop São Paulo* 2005;47(2):87-90.

Borges HLF, Calmon ASQ, Pinto GA, Melo VF, Calado AV, Severi W. Invertebrados bentônicos do reservatório da Usina Hidrelétrica de Pedra/BA – Estudos preliminares. In: Anais do VIII congresso de Ecologia do Brasil;2007 set 23-28;Caxambu, Minas Gerais.

Brandimarte AL, Anaya M, Shimizu GY. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré-e-pós enchimento em reservatórios: um estudo de caso no Reservatório de Aproveitamento Múltiplo do Rio Mogi-Guaçu (SP). In: Henry R, editor. Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP; 1999. p. 377-407.

Braun BS. Comunidade de moluscos em córregos impactados da Macrobacia das lagoas costeiras de Jacarepaguá, RJ. Rio de Janeiro. Tese [Mestrado em Biologia Animal] - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes; 2005.

Brown JH, Lomolino MV. Biogeografia, 2ª ed. Ribeirão Preto: E. Funpec; 2006.

Callil CT, Mansur MCD. Corbiculidae in the Pantanal: history of invasion in southeast and central South America and biometrical data. Amazoniana 2002; 17(1-2):153-67.

Callisto M, Goulart M, Barbosa FAR, Rocha O. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (Northeastern, Brazil). Braz J Biol 2005;65(2):229-40.

Camargo S. Impacto do desenvolvimento na expansão da esquistossomose. Rev Inst Med Trop S Paulo 1980;22(Supl IV):117-9.

Canazio A. Reservatórios: discussões esquentam. Comitê Brasileiro de Barragens, Informe nº 22 (março). [acesso em 17 maio 2011]. Disponível em: <http://www.cbdb.org.br/site/informe.asp>

Cavalcanti EAH, Larrazábal MEL. Macrozooplâncton da zona econômica exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica – REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). Rev Bras Zool 2004;21:467-75.

CNPq. Epidemiologia e controle da esquistossomose e o Nordeste Semi-árido. Brasil, 1978.

Dajoz R. Ecologia Geral. 4ª Edição. Petrópolis: Vozes; 1983.

Dajoz R. Princípios de ecologia. 7ª Edição. Porto Alegre: Artmed; 2005.

De Filippo R, Gomes EL, Lenz-César J, Soares CBP, Menezes CFS. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório da UHE Serra da Mesa – GO. In: Henry R, editor. Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP; 1999. p. 323-45.

De Filippo R. Vantagens e desvantagens do desmatamento prévio das áreas inundadas por reservatórios. In: Anais do V Congresso Latinoamericano de Malacologia; 2002 jun 30-jul 4; São Paulo: Instituto Butantan/Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, p.35.

Dias MLGG, Eiras JC, Machado MH, Souza GTR, Pavanelli GC. Cercariae infection in Planorbidae molluscs from the floodplain of the high Paraná river, Brazil. Arq Inst Biol São Paulo 2002;69(4):27-31.

Ditrich O, Scholz T, Giboda M. Occurrence of some medically important flukes (Trematoda: Opisthorchiidae and Heteroplyidae) in Nam Ngum water reservoir, Laos. Southeast Asian J Trop Med Public Health 1990;21(3):482-8.

Dixon JA, Tabot LM, Le Moigne GJM. Dams and the environment: considerations in World Bank Projects. Report on the key issues and conclusions of a seminar held at the World Bank on June 18, 1989, sponsored by the Agriculture and Rural Development Dept.. World Bank Technical, 110.

Dodds WK. Freshwater ecology - Concepts and environmental applications. California, USA: Academic Press, Elsevier; 2002.

Dornfeld CB, Pamplin PAZ, Espíndola ELG, Alves RG, Rocha O. Composição, distribuição e mudanças temporais da fauna de invertebrados bentônicos do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). In: Espíndola ELG, Leite MA, Dornfeld CB, organizadores. Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo. São Carlos: Rima; 2004. p. 221-38.

Enerpeixe [homepage na internet]. Projetos de pesquisa em desenvolvimento [acesso em 16 maio 2011]. Disponível em: <http://www.enerpeixe.com.br>

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Termo de referência para o estudo: avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos na bacia do rio Tocantins. [acesso em 7 abr 2009]. Disponível em: <http://www.epe.gov.br>

Fernandez MA, Thiengo SC. Susceptibility of *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) from Serra da Mesa Dam, Goiás, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907. Mem Inst Oswaldo Cruz 2002; 97(Supl. I):59-60.

Fernandez MA, Thiengo SC. Susceptibility of *Biomphalaria amazonica* and *Biomphalaria occidentalis* from Manso Dam, Mato Grosso, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni*. Mem Inst Oswaldo Cruz 2006;101(Supl. I):235-37.

Fernandez MA, Thiengo SC. Susceptibility of *Biomphalaria straminea* from Peixe Angical dam, Tocantins, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni*. Mem Inst Oswaldo Cruz 2010; 105(4):488-91.

Fernandez MS, Thiengo SC, Amaral RS. Técnicas malacológicas. In: Amaral RS, Thiengo SC, Pieri O, organizadores. Vigilância e controle de moluscos de importância epidemiológica –Diretrizes técnicas: Programa de Vigilância e Controle da Esquistossomose. Brasília: E Ministério da Saúde; 2008. p. 43-70.

Fernandez MA, Thiengo SC, Simone LRL. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanooides tuberculatus* (Mollusca; Thiaridae) in Brazil. The Nautilus 2003;117(3):78-82.

França RS. A comunidade de invertebrados bentônicos nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (Bacia do rio Tietê - SP). São Carlos. Tese [Mestrado em Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos;2006.

França RS, Suriani AL, Rocha O. Composição das espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios do Baixo Rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. Rev Bras Zool 2007;24(1):41-51.

Giovanelli A. Competição entre os moluscos gastrópodos *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) e *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818), hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni*. Rio de Janeiro. Tese [Mestrado em Biologia Parasitária] - Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro; 2000.

Giovanelli A. Avaliação dos efeitos de *Melanooides tuberculatus* sobre *Biomphalaria* spp. e seu impacto sobre a biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, em Guapimirim. RJ. Rio de Janeiro. Tese [Doutorado em Biologia Parasitária] - Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro; 2005a.

Giovanelli A, Silva CLPAC, Leal GBE, Baptista DF. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774). Mem Inst Oswaldo Cruz 2005b Abr;100(2):169-76.

Giovanelli A, Vieira MV, Silva CLPAC. Apparent competition through facilitation between *Melanooides tuberculata* and *Biomphalaria glabrata* and the control of schistosomiasis. Mem Inst Oswaldo Cruz 2003 Abr;98(3):429-31.

Guimarães AE, Gentile C, Alencar J, Lopes CM, Mello RP. Ecology of Anopheline (Diptera, Culicidae), malaria vectors around the Serra da Mesa reservoir, state of Goiás, Brazil. 1 – Frequency and climatic factors. *Cad Saúde Pública* 2004;20(1):291-302.

Guimarães CT, Souza CP, Soares DM. Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 2001;96(Supl):173-6.

Haseeb NA, El-Shazly AM, Arafa MA, Morsy AT. A review on fascioliasis in Egypt. *J Egypt Soc Parasitol* 2002;32:317-54.

Henry R, Nogueira MG. A represa de Jurumim (São Paulo): primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In: Henry R, editor. *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP;1999. p. 653-85.

Henry R, Simão CA. Abundância, diversidade e biomassa de Mollusca na represa de Piraju (rio Paranapanema, SP). *Rev Bras Biol* 1986;46(3): 507-16.

Hoineff AK, Fernandes BMM, Baptista-Farias MFD, Cohen SC, Fernandez DR, Canzi C. Helminhos em peixes do reservatório de Itaipu e áreas de influência. *Rev Bras Med Vet* 2003;25(4):148-53.

Horák P, Kolárová L. Snails, waterfowl and cercarial dermatitis. *Freshwater Biol* 2011;56:779-90.

IBGE. Carta do Brasil ao milionésimo [mapa]. Ministério do Planejamento e Coordenação Geral. Instituto Brasileiro de Geografia, Departamento de Documentação e Divulgação Geográfica e Cartográfica, Brasília; 1972

Johnson BL, Richardson WB. Past, Present, and Future Concepts in Large River Ecology. *Bioscience* 1995;45:134-142.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: Dodge DP (ed), *Canadian Fishery Aquatic Science - Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 1989;106:110-127.

Kohn A, Fernandes BMM, Pipolo HV, Godoy MP. Helminhos parasitos de peixes das usinas hidrelétricas da Eletrosul (Brasil). II. Reservatórios de Salto Osório e de Salto Santiago, Bacia do rio Iguaçu. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 1988;83(3):299-303.

Kvale KM. Schistosomiasis in Brazil: preliminary results from a case study of a new focus. *Soc Sci Med* 1981;15D:489-500.

Lacerda LEM. Diversidade e distribuição geográfica dos ancilídeos (Mollusca, Gastropoda, Ancyliidae) da Ilha Grande, Angra dos Reis, Brasil. Rio de Janeiro. Tese [Graduação em Biologia] – Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2010.

Lessa CSS, Serra-Freire NM, Maure EP. Fasciolose – Aspectos relacionados à interação parasito-hospedeiro intermediário. In: Santos SB, Pimenta AD, Thiengo SC, Fernandez MA, Absalão RS, organizadores. Tópicos em Malacologia – Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Malacologia; 2007. p. 305-13.

Lima JB. Impactos das atividades antrópicas sobre a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande-MT. São Carlos. Tese [Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais] – Universidade de São Carlos; 2002.

Machado ABM. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas; 2005.

Magalhães-Fraga AS. Moluscos límnicos e funcionamento de ecossistemas lóticos: uma abordagem ecológica. In: Santos SB, Pimenta AD, Thiengo SC, Fernandez MA, Absalão RS, organizadores. Tópicos em Malacologia: Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Malacologia; 2007. p. 21-9.

Mansur MCD, Callil CT, Cardoso FR, Ibarra JAA. Uma retrospectiva e mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia, Veneroidea, Corbiculidae) oriundas do sudeste asiático, na América do Sul. In: Silva JSV, Souza RCCL, organizadoras. Água de lastro e bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência; 2004. p. 39-58.

Mantorelli SR. Una nueva cercaria de tipo *Cystophorous* (Digenes, Hemiuriformes) em *Potamolithus agapethus* (Mollusca, Hydrobiidae): comportamiento de atracción Del hospedador. *Iheringia* 1994;76:15-9.

Marques AC. Migrações internas e as grandes endemias. *Rev Bras Malariol D. Trop* 1979;31:137-158.

Mazzoni R, Iglesias-Rios R. Um índice de diversidade criado por Ramon Margalef para medir a velocidade de funcionamento dos ecossistemas. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil. 2005 nov 20-25. Disponível em: <http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/945a.pdf>

Melo AS. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica* 2008;8(3). [acesso em 13 abril 2011]. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>.

Ministério da Saúde. Vigilância em Saúde – dengue, esquistossomose, hanseníase, malária, tracoma e tuberculose. Cadernos de Saúde Básica, Normas e Manuais Técnicos [série A, nº 21]. Brasília, DF: Ministério da Saúde:2007.

Ministério da Saude. Vigilância e controle de moluscos de importância epidemiológica – Diretrizes Técnicas: Programa de Vigilância e Controle das Esquistossomose (PCE). Departamento de Vigilância Epidemiológica. 2ª edição. Brasília, DF: Ministério da Saúde:2008.

Miyahira IC. Dinâmica populacional de *Melanoïdes tuberculatus* (Müller, 1771) em um riacho impactado da Vila do Abraão, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. Rio de Janeiro. Tese [Mestrado em Ecologia e Evolução] - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes; 2010.

Mkoji GM, Mungai BN, Koech DK, Hofkin BV, Loker ES, Kihara JH et al. Does the snail *Melanoïdes tuberculata* have a role in biological control of *Biomphalaria pfeifferi* and other medically important African pulmonates? *Ann Trop Med Parasitol* 1992;86:201-4.

Moreira MMMA. A política nacional de recursos hídricos: avanços recentes e novos desafios. In: Felicidade N, Martins RC, Leme AA, organizadores. *Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: velhos e novos desafios para a cidadania*. São Carlos: Rima; 2004. p. 69-75.

Muller AC. *Hidrelétricas, Meio Ambiente e Desenvolvimento*. São Paulo: Makron Books;1995.

Nogueira MG, Jorcín A, Vianna NC, Britto YCT. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) - um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira MG, Henry R, Jorcín A, organizadores. *Ecologia de reservatórios*. São Carlos: Rima; 2005. p. 83-125.

Odum EP, Barrett GW. *Fundamentos de ecologia*. Tradução da 5ª edição norte-americana. São Paulo: Thomson Learning; 2007.

Oliveira FAS, Heukelbach J, Moura RCS, Ariza L, Ramos Jr NA, Gomide M. Grandes represas e seu impacto em saúde pública. I. efeitos a montante. *Cad Saúde Coletiva* 2006;14(4)575-95.

Oliveira KW, Morais PB, Serzedelo JL. Qualidade e conservação da água, o paradigma de um futuro imediato. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2000 dez 3-8; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Brasil.

Oliveira DA, Peixoto RHPB, Araújo CC, Barros EO, Aires AMFC. Variação nas características físicas e químicas da água do rio Tocantins a jusante da Usina Hidrelétrica Serra da Mesa (GO), em diferentes épocas do ano. In: II Simpósio de recursos hídricos no Centro Oeste. 2002 jul 23-26; Campo Grande, Brasil [acesso em 19 maio 2011]. Disponível em: http://www.abrh.org.br/novo/ii_simp_rec_hidric_centro_oeste_campo_grande19.pdf

Olivier L. The location of the schistosome vectors, *Australorbis glabratus* and *Tropicorbis centimetralis*, on and in the soil on dry natural habitats. J Parasitol 1956;42(1):81-5.

Olivier L, Schneiderman M. A method for estimating the density of aquatic snail populations. Exp Parasitol 1956;5:109-17.

Oomen JMV. Monitoring health in African dams. Tese. Rotterdam: Erasmus University of Rotterdam; 1981.

Oomen JMV, Wolf J, Jobin WR. Health and irrigation: incorporation of disease-control measures in irrigation, a multi-faceted task in design, construction, operation. Netherlands: International Institute for Land Reclamation and Improvement; Publication 45. 1990.

Paraense WL. Autofecundação e fecundação cruzada em *Australorbis glabratus*. Mem Inst Oswaldo Cruz 1955;53(2/4):277-84.

Paraense WL. Observações anatomo-fisiológicas sobre a autofecundação e a fecundação cruzada nos planorbídeos. Cienc e Cult 1967;19(4):651.

Paraense WL. Fauna planorbídica do Brasil. In: Lacaz CS, Baruzzi RG, Suqueira W., editores. Introdução à geografia médica do Brasil. São Paulo: Edgard Blücher & Universidade de São Paulo; 1972. p. 213-39.

Paraense WL. The distribution of the molluscan vectors of schistosomiasis in the Americas. Brasília Médica 1975;11(1-2):11-14.

Paraense WL. Distribuição dos caramujos no Brasil. In: Reis FA, Faria I, Katz N, editores. Modernos conhecimentos sobre esquistossomose mansônica. Belo Horizonte: Biblioteca da Academia Mineira de Medicina; 1986. p. 117-28.

Paraense WL. Expansão da esquistossomose através das barragens. In: Anais do V Congresso Latinoamericano de Malacologia; 2002 jun 30-jul 4; São Paulo: Instituto Butantan/Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. p. 37.

Paraense WL, Pereira O, Pinto DB. Um aspecto da ecologia do *Australorbis glabratus* que favorece a reinfestação dos criadouros. Rev Serv Esp Saúde Públ 1955;7:573-81.

Pinto HA, Melo AL. *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) in Brazil. Rev Inst Med Trop São Paulo 2010;52(4):207-10.

Pointier JP. The introduction of *Melanooides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) 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 Trop 1993;54:13-8.

Pointier JP. Invading freshwater snails and biological control in Martinique Island, French West Indies. Mem Inst Oswaldo Cruz 2001;96(Supl):67-74.

Pointier JP, Balzan C, Chrosciechowski P, Incani RN. Limiting factors in biological control of the snail intermediate hosts of *Schistosoma mansoni* in Venezuela. J. Med & Appl Malacol 1991; 3:53-67.

Pointier JP, Jourdan J. Biological control of the snail hosts of schistosomiasis in areas of low transmission: the example of the Caribbean area. Acta Trop 2000;77:53-60.

Primack RB, Rodrigues E. Biologia da conservação. Londrina: Planta; 2001.

Reis LB, Fadigas EAA, Carvalho CE. Energia, recursos naturais e a prática do desenvolvimento sustentável. Barueri: Manole; 2005.

Rezende HR, Sessa PA, Ferreira AL, Santos CB, Leite GR, Falqueto A. Efeitos da implantação da Usina Hidrelétrica de Rosal, rio Itabapoana, Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, sobre anofelinos, planorbídeos e flebotomíneos. Rev Soc Bras Med Trop 2009;42(2):160-4.

Rohde GE. Estudos de impacto ambiental: a situação brasileira em 2000. In: Verdum R, Medeiros RMV, organizadores. RIMA: Relatório de impacto ambiental. Porto Alegre: Editora da UFRGS; 2006. P. 43-63.

Rumi A, Gregoric DEG, Núñez Y, Cesar II, Roche MA, Tassara MP et al. Freshwater Gastropoda from Argentina: species richness, distribution pattern, and an evaluation of endangered species. Malacologia 2006;49(1):189-208.

Saif M, Gaber A. Impacto do desenvolvimento sobre a disseminação da esquistossomose no Egito. Rev Inst Med Trop São Paulo 1980;2 (Supl 4):120-22.

Samadi S, Balzan C, Delay B, Pointier JP. Local distribution and abundance of thiarid snails in recently colonized rivers from the Caribbean area. *Malacol Review* 1997;30:45-52.

Sanches W. Os Avá-Canoeiros. [Acesso em 7 dez 2011]. Disponível em <http://www.revistadehistoria.com.br/secao/artigos/os-ava-canoeiros>

Santarelli EG, Santiago WTV, Costa FM, Bittar Neto FA. Projeto Básico Ambiental – Programa Ambiental nº10, Levantamento, Acompanhamento e Manejo da fauna. Relatório Técnico Enerpeixe S.A., 2003.

Santos CM, Ferreira RAR, Henry R. Alterações na organização da comunidade bentônica no Complexo Canoas (Rio Paranapanema-SP) durante as fases pré e pós-enchimento. In: Nogueira MG, Henry R, Jorcin A, organizadores. *Ecologia de reservatórios*. São Carlos: Rima; 2005. p. 183-204.

Santos SB. Estado atual do conhecimento dos ancilídeos na América do Sul (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Basommatophora). *Rev Biol Trop* 2003;51(Supl 3):191-223.

Santos SB, Thiengo SC, Fernandez MA, Boaventura MF. Ancyliidae (Pulmonata, Basommatophora) ocorrentes no lago de Serra da Mesa (Goiás, Brasil) e adjacências. In: *Anais do V Congresso Latinoamericano de Malacologia*; 2002 jun 30-jul 4; São Paulo: Instituto Butantan/Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. p. 289-290.

SEPLAN. Bacia do rio Tocantins: características físicas e geográficas. [Acesso em 8 fev 2011]. Disponível em http://www.seplan.go.gov.br/sepin/pub/anuario/2005/situacao_fisica/bacia_tocantins.htm

Schell S. *How to know the trematodes*. Dubuque: WMC Brown Co. Publishers; 1970.

Silva PBS, Barbosa CS, Pieri OS, Travassos A, Florêncio L. Aspectos físico-químicos e biológicos relacionados à ocorrência de *Biomphalaria glabrata* em focos litorâneos da esquistossomose em Pernambuco. *Quim Nova* 2006;29(5):901-6.

Simone LRL. *Land and freshwater mollusks of Brazil: an illustrated inventory on the Brazilian Malacofauna, including neighbor regions of the South America, respect to the terrestrial and freshwater ecosystems*. São Paulo: EGB, FAPESP; 2006.

Southgate VR. Schistosomiasis in the Senegal river basin: before and after the construction of the dams at Diama, Senegal and Manantali, Mali and future prospects. *J Helminthol* 1997;71:125-132.

Souza-Franco GM, Takeda AM. Invertebrates associated with *Paspalum repens* (Poaceae) at the mouth of Caracu stream (1991-1992), affluent of the Paraná river, Porto Rico – PR – Brazil. *Brazilian Arch Biol Tech* 2000;43:317-25.

Stanley NF, Alpers ML. *Man-made lakes and human health*. London: Academic Press; 1975.

Steinmann P, Keiser J, Bos R, Tanner M, Utzinger J. Schistosomiasis and water resources development: systematic review, meta-analysis and estimates of people at risk. *Lancet Infectious Diseases* 2006;6:411-25.

Stevaux JC, Takeda AM. Geomorphological processes related to density and variety of zoobenthic of the upper Paraná river, Brazil. *Z Geomorph* 2002;129:143-58.

Straskraba M, Tundisi JG. Diretrizes para o gerenciamento de lagos – Gerenciamento da qualidade da água de represas. Fundação do Comitê Internacional do Meio Ambiente Lacustre e Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos: Rima; 2000.

Suriani AL, França RS, Rocha O. A malacofauna bentônica das represas do Médio Rio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanooides tuberculata* (Muller) e *Corbicula fluminea* (Muller). *Rev Bras Zool* 2007;24(1):21-32.

Takeda AM, Lansac-Tôha FA, Agostinho AA. Estudos ecológicos de longa duração: reservatório de Itaipu e planície alagável do alto Paraná. *Cad Biodivers* 2002;3(2):51-63.

Takeda AM, Souza-Franco GM, Melo SM, Monkolski A. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: Thomaz SM, Bini LM, editores. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Paraná: Universidade Estadual de Maringá; 2003. p. 243-60.

Teles HMS, Leite RPA, Rodrigues FL. Moluscos límnicos de uma área do Alto Araguaia (Brasil). *Rev Saúde Públ* 1991;25(3):179-83.

Thiengo SC. Técnicas malacológicas. In: Barbosa FS, editor. *Tópicos em Malacologia Médica*. Rio de Janeiro: E Fiocruz. 1995. p. 255-65.

Thiengo SC, Fernandez MA. Moluscos límnicos em reservatórios de usinas hidrelétricas no Brasil: aspectos biológicos e epidemiológicos. In: Carvalho OS, Coelho PMZ, Lenzi H (eds), *Schistosoma mansoni & Esquistossomose – uma visão multidisciplinar*. Rio de Janeiro: E Fiocruz; 2008. p. 435-57.

Thiengo SC, Fernandez MA, Boaventura MF, Gault CE, Silva HFR, Mattos AC et al. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: I – Metropolitan Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2001;96(Supl.):177-84.

Thiengo SC, Fernandez MA, Boaventura MF, Santos SB, Mattos AC. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: II – Centro Fluminense Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2002a;97(5):621-26.

Thiengo SC, Fernandez MA, Boaventura MF, Magalhães MG, Santos SB. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: III – Baixadas Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2002b.;97(Supl. I):43-6.

Thiengo SC, Fernandez MA, Mattos AC, Barbosa AF. Dispersão do molusco introduzido *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) (Gastropoda; Thiaridae) no Brasil. In: Santos SB, Pimenta AD, Thiengo SC, Fernandez MA, Absalão RS, organizadores. Tópicos em Malacologia: Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Malacologia; 2007. p. 101-6.

Thiengo SC, Mattos AC, Boaventura MF, Fernandez MA. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: IV – Sul Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2004a;99(3):275-80.

Thiengo SC, Mattos AC, Boaventura MF, Loureiro MS, Santos SB, Fernandez MA. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: V- Norte Fluminense Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2004b;99(Supl. I):99-103.

Thiengo SC, Mattos AC, Santos SB, Fernandez MA. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: VI- Noroeste Fluminense Mesoregion. Mem Inst Oswaldo Cruz 2006;101(Supl I):239-45.

Thiengo SC, Santos SB, Fernandez MA. Malacofauna límnic da área de influência da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. Rev Bras Zool 2005 dez;22(4):867-74.

Thomaz SM, Pagioro TA, Padial AA, Carvalho P. Decomposição das macrófitas aquáticas e sua relação com o pulso de inundação. In: Henry R, organizador. Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos: Rima; 2003. p. 195-210.

Tundisi JG. Reservatórios como ecossistemas. In: M. Straskraba e J. G. Tundisi, editores. Diretrizes para o gerenciamento de lagos – Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia; 2000.p. 41-3.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing C. The River Continuum Concept. Can J Fish Aquatic Sciences 1980;37:130-37.

Vasconcelos MC, Espírito-Santo MM, Barbosa FAR. Depth effects on the abundance, survivorship rate and size of *Melanoides tuberculatus* (Prosobranchia: Thiaridae) in Dom Helvécio Lake, Minas Gerais, Brazil. *Acta Limnol Bras* 2009;21(4):393-7.

Vaz JF, Teles HMS, Corrêa MA, Leite SPS. Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O.F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). *Rev Saúde Públ* 1986;20(4):318-22.

Veitenheimer-Mendes IL, Ohlweiler FP, Blum C. Gastrópodes límnicos (Mollusca), hospedeiros intermediários de trematódeos (Platyhelminthes) em Porto Alegre e Viamão, Rio Grande do Sul. *Biociências* 1995;3(1):73-84.

Vidigal THDA, Melo AL. Caracterização das larvas de trematódeos provenientes de moluscos dulciaquícolas coletados na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, In: XXVII Congresso Brasileiro de Zoologia; 2008 fev 17-21; Curitiba, Brasil.

Yamaguti S. A synoptical review of life histories of digenetic trematodes of vertebrates. Tokyo: Keigaku Publishing; 1975.

Zheng J, Gu X, Xu Y, Ge J, Yang X, He C, et al. Relationship between the transmission of *Schistosomiasis japonica* and the construction of the three Gorge Reservoir. *Acta Trop* 2002;82:147-56.

Tabela 2.1: Estações de amostragem da malacofauna límnic na área de influência das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador: ^aGeorreferenciamento anterior à formação do reservatório da UHE Peixe Angical, ^bGeorreferenciamento após à formação do reservatório da UHE Peixe Angical, ^cGeorreferenciamento anterior a formação do reservatório da UHE São Salvador e ^dGeorreferenciamento após a formação do reservatório da UHE São Salvador.

	Coordenadas geográficas		Local	Município	Estação de amostragem
Trecho I, entre o Travessão São Miguel e a UHE Peixe Angical	S 12°13'52.5"	-	Margem esquerda do rio Tocantins na formação rochosa do Travessão São Miguel	Peixe	N°1
	W 48°26'16.2" ^{a, b}	-	Margem direita do rio Tocantins em frente à formação rochosa do Travessão São Miguel	Peixe	N°2
	S 12°13'24.8"	-	Rio das Almas, margem esquerda do rio Tocantins	Peixe	N°3
	W 48°25'59.0" ^{a, b}	-			
	S 12°14'29.5"	-			
	W 48°23'27.1" ^{a, b}	-			
Trecho II, entre a barragem da UHE Peixe Angical e a barra do rio Paranã	S 12°17'07.1"	S 12°16'54.2"	Córrego Cipó, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N°4
	W 48°19'09.5" ^a	W 48°19'05.6" ^b	Córrego José da Silva, margem direita do rio Tocantins	Peixe	N°5
	S 12°16'02.4"	S 12°14'55.2"	Ribeirão Santa Cruz, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N°6
	W 48°18'21.3" ^a	W 48°17'47.9" ^b	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N°7
	S 12°18'20.7"	S 12°18'02.5"	Enseada na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N°8
	W 48°15'34.8" ^a	W 48°14'09.2" ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N°9
	S 12°20'01.6"	S 12°21'13.8"			
	W 48°15'27.0" ^a	W 48°15'53.0" ^b			
	S 12°27'28.6"	S 12°27'26.7"			
W 48°13'35.9" ^a	W 48°13'34.4" ^b				
S 12°16'40.1"	S 12°15'51.1"				
W 48°16'48.4" ^a	W 48°17'08.3" ^b				

	S 12°21'35.6'' W 48°15'18.6'' ^a	S 12°22'42.9'' W 48°15'34.2'' ^b	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N°10
	S 12°22'50.8'' W 48°13'42.1'' ^a	S 12°23'57.8'' W 48°12'30.5'' ^b	Córrego Curralinho, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N°11
	S 12°27'02.7'' W 48°16'06.1'' ^a	S 12°26'28.1'' W 48°16'18.6'' ^b	Córrego Cruzeiro, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N°12
	S 12°31'07.6'' W 48°12'15.6'' ^a	S 12°30'51.9'' W 48°13'03.9'' ^b	Córrego na margem esquerda do rio Paranã	Paraná	N°13
	S 12°31'35.3'' W 48°06'30.7'' ^a	S 12°30'55.1'' W 48°06'28.1'' ^b	Córrego na margem direita do rio Paranã	Paraná	N°14
	S 12°34'42.1'' W 48°02'25.8'' ^a	S 12°34'47.9'' W 48°02'08.5'' ^b	Enseada na margem esquerda do rio Paranã, Ribeirão das Lajes	Paraná	N°15
	S 12°35'39.9'' W 47°59'08.7'' ^a	S 12°35'40.4'' W 47°59'08.6'' ^b	Córrego das Pedras, margem esquerda do rio Paranã	Paraná	N°16
	S 12°31'34.8'' W 48°06'29.6'' ^a	S 12°29'53.9'' W 48°06'09.9'' ^b	Córrego na margem direita do rio Paranã	Paraná	N°17
	S 12°33'58.4'' W 48°06'21.1'' ^a	S 12°34'17.2'' W 48°06'36.6'' ^b	Córrego Albano, margem esquerda do rio Paranã	Paraná	N°18
	S 12°35'24.4'' W 47°59'33.0'' ^a	S 12°35'27.0'' W 47°59'34.4'' ^b	Rio São José, margem direita do rio Paranã	Paraná	N°21
	S 12°36'14.3'' W 47°52'43.5'' ^a	S 12°36'15.5'' W 47°52'44.7'' ^b	Rio Palma, margem direita do rio Paranã	Paraná	N°22
	S 12°37'16.1'' W 47°53'01.8'' ^a	S 12°37'15.9'' W 47°53'02.2'' ^b	Praia de Paranã, margem direita do rio Paranã	Paraná	N°23
	S 12°37'14.1'' W 47°53'00.9'' ^a	S 12°37'21.2'' W 47°53'07.3'' ^b	Porto Espírito Santo, margem esquerda do rio Paranã	Paraná	N°24
Trecho III, entre a barra do rio Paranã e praia de Paranã					
	S 12°37'01.2'' W 48°16'09.7'' ^a	S 12°37'06.8'' W 48°15'39.4'' ^b	Córrego Palmeira, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N°26
Trecho IV	S 12°44'20.5'' W 48°16'16.6'' ^a	S 12°44'22.3'' W 48°16'18.3'' ^b	Córrego Piabanha, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N°27

Trecho IV, entre a barra do rio Paranã e a barragem da UHE São Salvador

S 12°31'56.1'' W 48°13'55.7'' ^a	S 12°31'52.5'' W 48°14'21.1'' ^b	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 28
S 12°33'02.8'' W 48°15'09.8'' ^a	S 12°33'22.6'' W 48°15'41.6'' ^b	Enseada na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 29
S 12°33'24.5'' W 48°17'12.5'' ^a	S 12°33'14.6'' W 48°17'14.1'' ^b	Córrego das Pedras, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 30
S 12°33'12.5'' W 48°16'56.7'' ^a	S 12°33'57.7'' W 48°16'51.0'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 31
S 12°34'38.5'' W 48°16'35.2'' ^a	S 12°34'51.6'' W 48°16'45.2'' ^b	Enseada na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 32
S 12°34'42.5'' W 48°16'09.3'' ^a	S 12°34'41.6'' W 48°16'02.9'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 33
S 12°39'34.1'' W 48°17'39.2'' ^a	S 12°39'29.8'' W 48°17'42.7'' ^b	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 34
S 12°41'14.2'' W 48°14'16.5'' ^a	S 12°41'19.1'' W 48°14'16.9'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 35
S 12°42'36.1'' W 48°14'49.0'' ^a	S 12°42'28.1'' W 48°14'37.2'' ^b	Córrego Tucum, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 36
S 12°43'24.3'' W 48°16'04.7'' ^a	S 12°43'23.9'' W 48°16'04.7'' ^b	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 37
S 12°44'46.7'' W 48°14'24.0'' ^a	S 12°44'22.4'' W 48°14'24.1'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 38
S 12°44'35.1'' W 48°13'55.4'' ^a	S 12°44'28.7'' W 48°14'03.8'' ^{b, c, d}	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 39
S 12°44'48.3'' W 48°13'26.0'' ^a	S 12°44'48.2'' W 48°13'25.3'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 40
S 12°44'36.6'' W 48°14'14.9'' ^{c, d}		Porto de São Salvador, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 41
S 12°45'20.2'' W 48°13'28.5'' ^a	S 12°45'12.6'' W 48°13'29.8'' ^{b, c, d}	Praia de São Salvador, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 42
S 12°46'53.0'' W 48°14'10.9'' ^a	S 12°46'52.5'' W 48°14'11.7'' ^b	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 43

Trecho V, entre a barragem da UHE São Salvador e o rio Custódio

S 12°45'30.1'' W 48°13'17.7'' ^a	S 12°45'29.5'' W 48°13'19.8'' ^{b, c, d}	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 44
S 12°48'46.6'' W 48°14'21.0'' ^{a, b, c}	S 12°48'44.6'' W 48°14'37.4'' ^d	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 45
S 12°49'53.4'' W 48°14'14.9'' ^{a, b, c}	S 12°49'47.1'' W 48°14'09.8'' ^d	Córrego Mutum, margem esquerda do rio Tocantins	São Salvador do Tocantins	N° 46
S 12°49'23.3'' W 48°13'48.8'' ^c	S 12°49'05.7'' W 48°13'11.3'' ^d	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 47
S 12°50'09.7'' W 48°13'24.5'' ^{a, b, c}	S 12°50'44.3'' W 48°13'28.6'' ^d	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 48
S 12°50'53.2'' W 48°12'16.4'' ^{a, b, c}	S 12°50'38.5'' W 48°11'43.9'' ^d	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 49
S 12°52'26.0'' W 48°11'32.0'' ^{a, b, c}	S 12°51'56.4'' W 48°10'21.6'' ^d	Córrego Urubuzão, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 50
S 12°53'16.9'' W 48°11'31.2'' ^{a, b, c}	S 12°53'46.6'' W 48°10'20.4'' ^d	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 51
S 12°53'16.4'' W 48°11'40.2'' ^{a, b, c}	S 12°54'43.6'' W 48°11'20.2'' ^d	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 52
S 12°54'45.0'' W 48°11'35.3'' ^c	S 12°55'06.4'' W 48°12'20.9'' ^d	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 53
S 12°56'00.8'' W 48°10'37.7'' ^c	S 12°55'45.9'' W 48°09'36.5'' ^d	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 54
S 12°57'04.2'' W 48°10'10.6'' ^c	S 12°57'30.5'' W 48°10'25.1'' ^d	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 55
S 12°57'51.7'' W 48°09'34.1'' ^c	S 12°58'24.3'' W 48°10'05.0'' ^d	Rio Mucambinho, margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 56
S 12°58'42.5'' W 48°08'35.7'' ^c	S 12°58'41.4'' W 48°08'09.4'' ^d	Córrego Rosário, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 57
S 13°01'07.9'' W 48°08'49.7'' ^c	S 13°01'22.3'' W 48°09'04.6'' ^d	Enseada da balsa do Coronel Valente, margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 58

Trecho V	S 13°03'33.6"	S 13°03'51.0"	Córrego do Mato, margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 59
	W 48°09'47.4" c	W 48°09'12.2" d			
	S 13°04'01.5"	S 13°04'04.1"	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 60
	W 48°08'50.3" c	W 48°08'53.6" d			
	S 13°04'34.6"	S 13°04'31.9"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 61
	W 48°08'24.6" c	W 48°08'20.9" d			
	S 13°04'05.2"	S 13°04'03.3"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 62
	W 48°08'34.8" c	W 48°08'31.0" d			
S 13°04'52.5"	S 13°05'00.8"	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 63	
W 48°08'31.3" c	W 48°08'35.7" d				
S 13°05'14.0"	S 13°05'11.1"	Rio Custódio, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 64	
W 48°07'43.6" c	W 48°06'37.1" d				
<hr/>					
Trecho VI, entre os rios Custódio e Traíras	S 13°06'14.7"	S 13°06'21.9"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 65
	W 48°07'29.1" c	W 48°07'34.6" d			
	S 13°07'07.8"	S 13°07'11.8"	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Palmeirópolis	N° 66
	W 48°08'29.0" c	W 48°08'33.2" d			
	S 13°08'11.2"	S 13°08'14.2"	Córrego Ferrugem, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 67
	W 48°08'12.8" c	W 48°08'11.0" d			
	S 13°09'07.9"	S 13°09'10.5"	Rio Mucambão, margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 68
	W 48°08'55.5" c	W 48°08'56.4" d			
	S 13°10'41.0"	S 13°10'43.3"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 69
	W 48°09'16.6" c	W 48°09'18.3" d			
	S 13°11'50.8"	S 13°12'39.5"	Rio Cana Brava, margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 70
	W 48°10'16.1" c	W 48°10'51.3" d			
	S 13°11'45.9"	S 13°11'47.9"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 71
	W 48°09'45.7" c	W 48°09'46.1" d			
S 13°13'15.7"	S 13°13'17.2"	Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 72	
W 48°09'08.7" c	W 48°09'08.7" d				
S 13°13'24.5"	S 13°13'33.2"	Córrego Galinha, margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 73	
W 48°09'14.6" c	W 48°09'19.9" d				
S 13°14'43.7"	S 13°14'46.5"	Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 74	
W 48°10'00.9" c	W 48°10'04.3" d				

Trecho VI	S 13°14'49.9"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 75	
	W 48°09'52.8" c, d					
	S 13°16'28.6"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 76	
	W 48°09'18.3" c, d					
	S 13°16'35.8"		Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 77	
	W 48°09'08.2" c, d					
	S 13°16'56.3"		Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 78	
	W 48°09'09.2" c, d					
S 13°17'07.9"	S 13°17'08.8"		Córrego na margem direita do rio Tocantins	Paraná	N° 79	
W 48°09'18.5" c	W 48°09'17.6" d					
S 13°18'05.1"	S 13°18'21.6"		Rio Traíras, margem direita do rio Tocantins	Cavalcante	N° 80	
W 48°10'02.0" c	W 48°09'56.9" d					
Trecho VII, entre o rio Traíras e a barragem da UHE Cana Brava	S 13°19'05.1"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 82	
	W 48°10'12.9" c, d					
	S 13°20'50.8"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 83	
	W 48°09'59.9" c, d					
	S 13°21'27.4"	S 13°21'24.9"		Córrego Curralinho, margem direita do rio Tocantins	Cavalcante	N° 84
	W 48°09'52.2" c	W 48°09'47.7" d				
	S 13°21'54.5"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 86	
	W 48°10'19.6" c, d					
	S 13°22'17.2"	S 13°22'20.7"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 87
	W 48°10'15.2" c	W 48°10'13.7" d				
	S 13°23'02.3"		Enseada na margem direita do rio Tocantins	Cavalcante	N° 88	
	W 48°10'12.0" c, d					
	S 13°22'27.8"	S 13°22'28.4"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 89
	W 48°09'54.2" c	W 48°09'54.5" d				
S 13°22'38.1"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 90		
W 48°09'13.6" c, d						
S 13°23'13.9"		Córrego na direita do rio Tocantins	Cavalcante	N° 91		
W 48°08'40.7" c, d						
S 13°23'36.1"		Córrego na margem esquerda do rio Tocantins	Minaçu	N° 92		
W 48°08'52.7" c, d						

Tabela 3.1: Composição da fauna de gastrópodes límnicos na área de influência dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. As cruzes (+) indicam a ocorrência das famílias em cada estação de amostragem (EA).

Trecho	EA	Período de pré-enchimento									Período de pós-enchimento								
		Quantidade de famílias presentes	Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatiopsidae	Thiaridae,	Quantidade de famílias presentes	Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatiopsidae	Thiaridae
I	Nº 1	5	+	+	+		+		+	5	+	+	+			+		+	
	Nº2	3		+	+				+	4		+	+			+		+	
	Nº3	4	+	+	+				+	2		+	+						
II	Nº4	6	+	+	+		+	+	+	7	+	+	+	+	+	+		+	
	Nº5	4	+	+	+				+	6	+	+	+	+		+		+	
	Nº6	5	+	+	+			+	+	6	+	+		+	+	+		+	
	Nº7	3		+				+	+	7	+	+	+	+	+	+		+	
	Nº8	5	+	+	+			+	+	5	+		+	+		+		+	
	Nº9	5		+	+		+	+	+	4		+		+		+		+	
	Nº10	4		+	+			+	+	5	+	+			+	+		+	
	Nº11	6	+	+	+		+	+	+	7	+	+	+	+	+	+		+	
	Nº12	6	+	+	+		+	+	+	7	+	+	+	+	+	+		+	
III	Nº13	4		+	+			+	+	7	+	+	+	+	+	+		+	

III	N°14	3		+	+		+	+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°15	3		+	+			+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°16	3		+	+		+	+	6	+	+	+		+	+	+
	N°17	4		+	+		+	+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°18	6		+	+	+	+	+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°19	5	+	+			+	+	5		+	+		+	+	+
	N°20	4	+	+	+		+		5	+	+			+	+	+
	N°21	4		+	+		+	+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°22	5		+	+		+	+	3	+		+				+
	N°23	3			+		+	+	5	+	+	+			+	+
N°24	3		+	+			+	4	+	+	+				+	
IV	N°25	3		+			+	+	5	+	+	+			+	+
	N°26	4		+	+		+	+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°27	3	+	+			+		6	+	+	+		+	+	+
	N°28	2		+			+		7	+	+	+	+	+	+	+
	N°29	2			+			+	7	+	+	+	+	+	+	+
	N°30	2			+		+		7	+	+	+	+	+	+	+
	N°31	3		+	+			+	6	+		+	+	+	+	+
	N°32	2			+		+		7	+	+	+	+	+	+	+
	N°33	2			+		+		5	+	+			+	+	+
	N°34	3		+	+		+		7	+	+	+	+	+	+	+
	N°35	5		+	+		+	+	6	+	+	+		+	+	+
	N°36	3		+	+		+		5	+	+	+			+	+
	N°37	5		+	+		+	+	6		+	+	+	+	+	+
	N°38	5		+	+		+	+	5		+	+		+	+	+
	N°40	3			+		+	+	6		+	+	+	+	+	+
N°41	5	+	+	+		+	+	6	+	+	+		+	+	+	
N°43	2			+		+		5		+	+		+	+	+	
V	N°47	3		+	+		+		6	+	+	+		+	+	+

V	N°53	5	+	+	+	+	+	4	+	+			+	+		
	N°54	4	+	+		+	+	6	+	+		+	+	+		
	N°55	4	+	+		+	+	6	+	+	+	+		+		
	N°56	5	+	+	+	+	+	5	+	+		+		+		
	N°57	1	+					6	+	+	+		+	+		
	N°58	2		+			+	7	+	+	+	+	+	+		
	N°59	3	+			+	+	6	+	+	+	+		+		
	N°60	2		+		+		6	+	+		+	+	+		
	N°61	4	+	+		+	+	7	+	+	+	+	+	+		
	N°62	3	+			+	+	7	+	+	+	+	+	+		
	N°63	3	+			+	+	6	+	+		+	+	+		
	N°64	4	+			+	+	5		+			+	+		
	<hr/>															
	VI	N°65	5	+	+	+	+	+	6	+	+		+	+	+	
N°66		4	+	+		+	+	6	+	+		+	+	+		
N°67		3	+			+	+	6	+	+	+		+	+		
N°68		6	+	+	+	+	+	6		+	+	+	+	+		
N°69		3		+	+	+		6	+	+	+		+	+		
N°70		2		+			+	4			+		+	+		
N°71		1				+		5		+	+	+		+		
N°72		5	+	+	+	+	+	3		+				+		
N°73		3	+			+	+	5		+	+		+	+		
N°74		3	+			+	+	4		+			+	+		
N°75		2				+	+	4		+	+			+		
N°76		4	+	+		+	+	4		+	+			+		
N°77		1				+		3		+				+		
N°78		1				+		2						+		
N°79		3	+			+	+	4		+	+			+		
N°80		0						3		+				+		
<hr/>																
	N°82	3	+			+	+	5	+	+	+			+		

VII	N°83	3	+	+	+	+	3	+		+	+
	N°84	3			+	+	3	+		+	+
	N°86	1				+	3	+		+	+
	N°87	3	+		+	+	3	+		+	+
	N°88	2			+	+	2			+	+
	N°89	2	+		+		3		+	+	+
	N°90	2			+	+	3	+		+	+
	N°91	3	+		+	+	2	+		+	
	N°92	3			+	+	3	+		+	+

Tabela 3.2 - Composição da fauna de gastrópodes límnicos na área de influência dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador nas estações de amostragem próximas à UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. As cruces (+) indicam a ocorrência das famílias em cada estação de amostragem (EA).

	Trecho	IV			V						
		EA	Nº 39	Nº 42	Nº 44	Nº 45	Nº 46	Nº 48	Nº 49	Nº 50	Nº 51
Antes da construção da UHE Peixe Angical	Nº de famílias observadas	4	2	4	4		4	4	3	1	5
	Famílias										
	Ancylidae	+		+	+			+		+	+
	Hydrobiidae	+	+	+	+			+	+		+
	Physidae								+	+	+
	Planorbidae	+		+	+	+		+	+	+	+
Thiaridae	+	+	+	+	+		+	+		+	
Após a instalação da UHE Peixe Angical, mas antes da construção da UHE São Salvador	Nº de famílias observadas	6	6	5	5	4	4	5	5	5	5
	Famílias										
	Ampullariidae		+								
	Ancylidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Hydrobiidae	+	+	+	+			+	+	+	+
	Lymnaeidae	+		+							
	Physidae	+	+		+	+	+	+	+	+	+
Planorbidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Thiaridae	+	+	+	+	+	+		+	+	+	
Após a instalação da UHE São Salvador	Nº de famílias observadas	6	4	5	6	5	5	6	4	6	5
	Famílias										
	Ampullariidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Ancylidae	+		+	+	+	+	+	+	+	+
	Hydrobiidae	+	+	+	+				+		
	Lymnaeidae	+									+
	Physidae				+	+	+	+			+
Planorbidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Thiaridae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	

Gráfico 3.1: Gêneros de Ancyliidae encontrados nas estações de amostragem nos sete trechos da área de estudo.

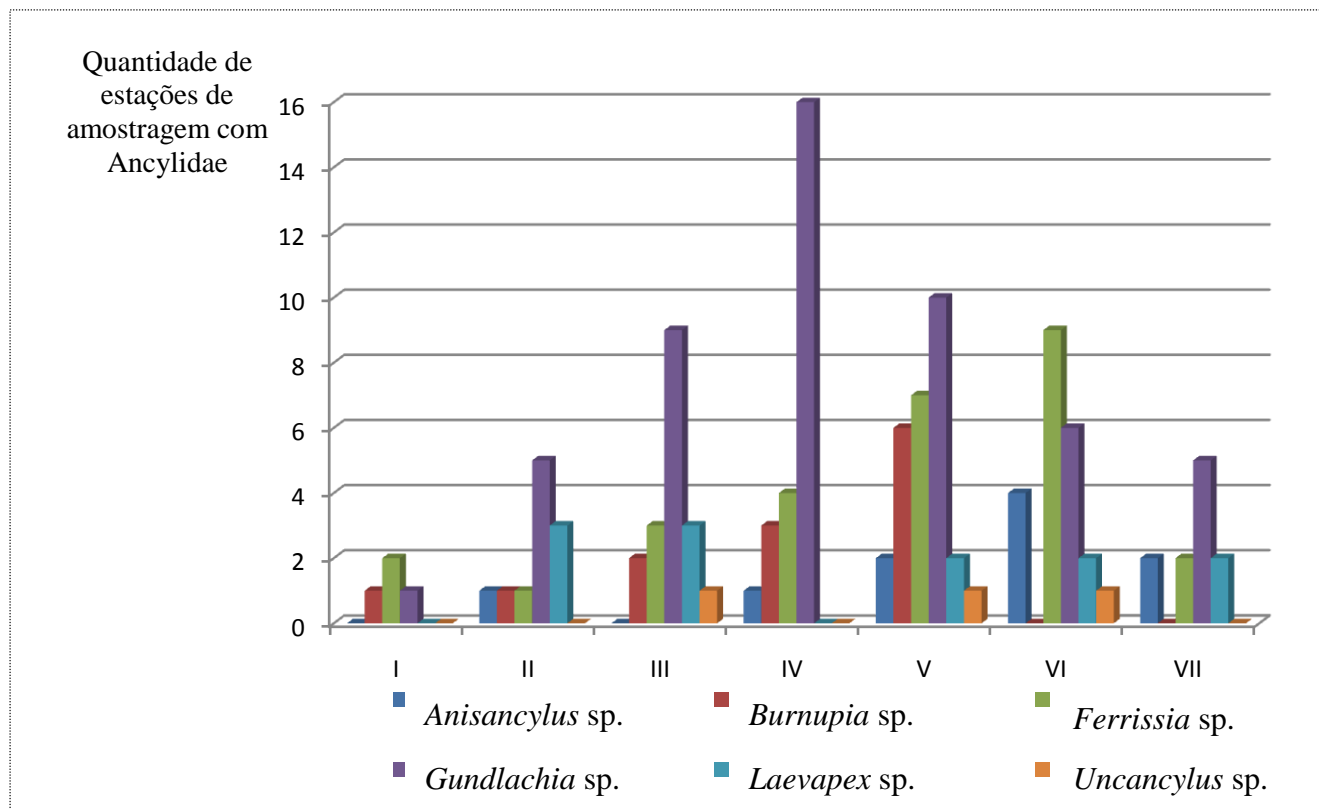


Tabela 3.3 – Índice de constância (%) das famílias de gastrópodes límnicos encontrados na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. Seguindo Dajoz (1983), as famílias foram classificadas em constante (●: presente em mais de 50% das amostragens), acessória (◐: ≤50% a ≥ 25%) ou acidental (◑ <25%).

Trecho	Estação de amostragem	Nº de amostragens	Período de pré-enchimento								Período de pós-enchimento								
			Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatopsidae	Thiaridae	Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatopsidae	Thiaridae	
I	Nº 1	9	22,22	11,11	33,33	0	0	11,11	0	66,67	13	23,08	15,38	30,76	0	0	7,69	0	53,84
	Nº2	10	0	10	40	0	0	0	0	80	13	0	15,38	30,77	0	0	23,08	0	23,08
	Nº3	11	18,18	9,09	36,36	0	0	0	0	36,36	13	0	7,69	7,69	0	0	0	0	0
II	Nº4	11	9,09	45,45	72,73	0	18,18	27,27	0	36,36	13	53,85	23,08	15,38	46,15	30,77	69,23	0	46,15
	Nº5	10	20	30	70	0	0	0	0	20	13	7,69	23,08	15,38	61,53	0	69,23	0	46,15
	Nº6	11	9,09	36,36	45,45	0	0	27,27	0	45,45	13	46,15	38,46	0	38,46	7,69	84,61	0	38,46
	Nº7	6	0	16,67	0	0	0	16,67	0	33,33	13	30,77	23,08	46,15	15,38	23,08	92,31	0	46,15
	Nº8	11	9,09	9,09	18,18	0	0	9,09	0	27,27	13	30,77	0	84,61	15,38	0	92,31	0	53,85
	Nº9	11	0	36,36	72,73	0	18,18	27,27	0	18,18	13	0	15,38	0	7,69	0	53,85	0	30,77
	Nº10	6	0	16,67	16,67	0	0	16,67	0	33,33	13	15,38	7,69	0	0	7,69	53,85	0	46,15
	Nº11	7	14,28	42,86	42,86	0	42,86	28,57	0	42,86	13	53,85	53,85	7,69	38,46	30,77	53,85	0	30,77
	Nº12	11	18,18	36,36	63,64	0	27,27	36,36	0	36,36	13	30,77	23,08	30,77	15,38	7,69	69,23	0	46,15
	III	Nº13	11	0	9,09	54,54	0	0	18,18	0	18,18	13	7,69	30,77	53,85	7,69	23,08	100	0

III	N°14	10	0	30	20	0	0	20	0	0	13	23,08	30,77	69,23	30,77	23,08	92,31	0	53,85	
	N°15	11	0	9,09	63,64	0	0	0	0	18,18	13	53,85	7,69	30,77	15,38	7,69	69,23	0	30,77	
	N°16	10	0	30	60	0	0	20	0	0	13	7,69	61,54	76,92	0	23,08	61,54	0	23,08	
	N°17	10	0	50	70	0	0	30	0	20	13	15,38	7,69	46,15	7,69	15,38	84,61	0	38,46	
	N°18	11	0	27,27	45,45	9,09	18,18	27,27	0	18,18	13	61,54	38,46	30,77	30,77	30,77	84,61	0	38,46	
	N°19	11	81,82	100	0	0	18,18	90,91	0	72,73	13	0	84,61	53,85	0	38,46	84,61	0	76,92	
	N°20	10	80	70	20	0	0	100	0	0	13	53,85	76,92	0	0	7,69	84,61	0	46,15	
	N°21	8	0	12,5	37,5	0	0	12,5	0	12,5	13	30,77	30,77	46,15	7,69	30,77	84,61	0	38,46	
	N°22	11	0	9,09	72,73	0	9,09	18,18	0	9,09	13	7,69	0	61,54	0	0	0	0	0	30,77
	N°23	11	0	0	18,18	0	0	18,18	0	36,36	13	76,92	15,38	23,08	0	0	46,15	0	38,46	
	N°24	11	0	36,36	45,45	0	0	0	0	9,09	13	15,38	15,38	61,54	0	0	0	0	0	46,15

IV	N°25	3	0	100	0	0	0	100	0	33,33	11	54,54	36,36	72,73	0	0	90,91	0	45,45
	N°26	11	0	9,09	27,27	0	0	9,09	0	18,18	13	15,38	7,69	30,77	7,69	23,08	92,31	0	23,08
	N°27	10	30	10	0	0	0	60	0	0	13	38,46	23,08	61,54	0	7,69	69,23	0	46,15
	N°28	7	0	28,57	0	0	0	14,28	0	0	13	15,38	23,08	46,15	46,15	46,15	84,61	0	46,15
	N°29	10	0	0	30	0	0	0	0	20	13	38,46	7,69	61,54	46,15	38,46	92,31	0	30,77
	N°30	11	0	0	9,09	0	0	18,18	0	0	13	15,38	30,77	61,54	53,85	53,85	92,31	0	30,77
	N°31	8	0	25	62,5	0	0	0	0	12,5	13	46,15	0	46,15	38,46	23,08	84,61	0	23,08
	N°32	5	0	0	20	0	0	20	0	0	13	46,15	15,38	7,69	15,38	30,77	92,31	0	23,08
	N°33	11	0	0	27,27	0	0	9,09	0	0	13	30,77	23,08	0	0	15,38	84,61	0	23,08
	N°34	11	0	27,27	18,18	0	0	27,27	0	0	13	15,38	23,08	30,77	23,08	38,46	92,31	0	30,77
	N°35	11	0	36,36	54,54	0	9,09	36,36	0	18,18	13	38,46	30,77	76,92	0	15,38	76,92	0	38,46
	N°36	8	0	12,5	25	0	0	37,5	0	0	13	23,08	15,38	84,61	0	0	69,23	0	46,15
	N°37	10	0	10	50	0	20	10	0	10	13	0	30,77	84,61	30,77	38,46	61,54	0	69,23
	N°38	11	0	36,36	81,82	0	9,09	45,45	0	9,09	13	0	23,08	46,15	0	7,69	69,23	0	46,15
	N°40	9	0	0	44,44	0	11,11	11,11	0	0	13	0	46,15	76,92	30,77	23,08	69,23	0	30,77
	N°41	15	26,67	20	60	0	0	73,33	0	80	8	25	50	62,5	0	25	87,5	0	62,5
	N°43	8	0	0	37,5	0	0	12,5	0	0	8	0	61,54	76,92	0	23,08	76,92	0	38,46

V	N°47	4	0	25	25	0	0	25	0	0	8	62,5	25	12,5	0	12,5	87,5	0	50
	N°53	8	0	37,5	50	0	25	75	0	25	8	37,5	37,5	0	0	0	75	0	37,5
	N°54	8	0	12,5	25	0	0	25	0	25	8	62,5	37,5	0	12,5	12,5	87,5	0	50
	N°55	8	0	25	37,5	0	0	75	0	50	8	75	37,5	25	25	0	87,5	0	62,5
	N°56	8	0	25	25	0	12,5	37,5	0	12,5	8	75	25	0	25	0	87,5	0	50
	N°57	6	0	33,33	0	0	0	0	0	0	8	62,5	25	12,5	0	12,5	75	0	50
	N°58	8	0	0	62,5	0	0	0	0	37,5	8	87,5	25	50	25	25	87,5	0	37,5
	N°59	8	0	25	0	0	0	75	0	12,5	8	75	75	25	25	0	62,5	0	37,5
	N°60	7	0	0	14,28	0	0	28,57	0	0	8	75	37,5	0	37,5	25	87,5	0	50
	N°61	7	0	14,28	14,28	0	0	42,86	0	28,57	8	62,5	50	25	25	25	75	0	50
	N°62	8	0	12,5	0	0	0	37,5	0	25	8	50	62,5	12,5	12,5	12,5	50	0	50
	N°63	7	0	57,14	0	0	0	14,28	0	14,28	8	87,5	50	0	25	25	75	0	50
	N°64	8	0	25	0	0	0	37,5	12,5	12,5	8	0	62,5	0	0	37,5	100	37,5	12,5

VI	N°65	8	0	37,5	25	0	12,5	75	0	50	8	37,5	75	0	12,5	25	75	0	37,5
	N°66	8	0	37,5	12,5	0	0	75	0	25	8	25	50	0	37,5	25	87,5	0	75
	N°67	8	0	12,5	0	0	0	50	0	25	8	50	62,5	12,5	0	12,5	87,5	0	75
	N°68	8	0	25	50	0	25	50	12,5	50	8	0	75	12,5	62,5	37,5	87,5	0	75
	N°69	8	0	0	25	0	12,5	62,5	0	0	8	37,5	25	12,5	0	12,5	87,5	0	50
	N°70	8	0	0	12,5	0	0	0	0	37,5	8	0	0	25	0	0	37,5	12,5	62,5
	N°71	1	0	0	0	0	0	100	0	0	8	0	50	50	12,5	0	75	0	37,5
	N°72	7	0	14,28	14,28	0	28,57	57,14	0	28,57	8	0	50	0	0	0	87,5	0	50
	N°73	8	0	12,5	0	0	0	50	0	25	8	0	37,5	12,5	0	12,5	25	0	37,5
	N°74	6	0	16,67	0	0	0	50	0	16,67	8	0	37,5	0	0	25	87,5	0	50
	N°75	8	0	0	0	0	0	25	0	37,5	8	0	12,5	75	0	0	100	0	75
	N°76	8	0	12,5	37,5	0	0	25	0	50	8	0	37,5	25	0	0	100	0	75
	N°77	4	0	0	0	0	0	25	0	0	8	0	50	0	0	0	37,5	0	50
	N°78	4	0	0	0	0	0	75	0	0	8	0	0	0	0	0	87,5	0	50

VI	N°79	8	0	25	0	0	0	25	0	12,5	8	0	37,5	12,5	0	0	75	0	62,5
	N°80	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	37,5	0	0	0	62,5	0	50
<hr/>																			
VII	N°82	8	0	12,5	0	0	0	37,5	0	50	8	25	37,5	12,5	0	0	75	0	75
	N°83	8	0	25	0	0	0	50	0	25	8	0	25	0	0	0	62,5	0	87,5
	N°84	8	0	0	12,5	0	0	25	0	12,5	8	0	25	0	0	0	37,5	0	25
	N°86	4	0	0	0	0	0	0	0	25	8	0	12,5	0	0	0	62,5	0	25
	N°87	8	0	12,5	0	0	0	25	0	37,5	8	0	25	0	0	0	37,5	0	37,5
	N°88	7	0	0	0	0	0	14,28	0	42,86	7	0	0	0	0	0	14,28	0	71,43
	N°89	4	0	25	0	0	0	50	0	0	8	0	0	0	12,5	0	62,5	0	37,5
	N°90	8	0	0	0	0	0	37,5	0	62,5	8	0	12,5	0	0	0	50	0	75
	N°91	8	0	12,5	0	0	0	62,5	0	37,5	8	0	12,5	0	0	0	50	0	0
	N°92	7	0	0	0	0	14,28	28,57	0	28,57	8	0	25	0	0	0	25	0	37,5

Tabela 3.4 – Índice de constância (%) da fauna dos gastrópodes límnicos das estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Seguindo Dajoz (1983), as famílias foram classificadas em constante (●: presente em mais de 50% das amostragens), acessória (◐: ≤50% a ≥ 25%) ou acidental (◑: <25%).

		Estações de amostragem	Nº 39	Nº 42	Nº 44	Nº 45	Nº 46	Nº 48	Nº 49	Nº 50	Nº 51	Nº 52
Antes da construção da UHE Peixe Angical	Famílias	Nº de amostragens	9	10	11	11	2	8	7	7	5	8
		Ancylidae	33,33	0	36,36	27,27	0	37,5	0	14,28	0	12,5
		Hydrobiidae	77,78	20	27,27	54,54	0	62,5	71,43	0	40	50
		Physidae	0	0	0	0	0	0	28,57	14,28	0	12,5
		Planorbidae	22,22	0	18,18	36,36	0	37,5	71,43	28,57	0	25
		Thiaridae	11,11	20	9,09	18,18	0	12,5	14,28	0	0	12,5
Após a instalação da UHE Peixe Angical, mas antes da construção da UHE São Salvador	Famílias	Nº de de amostragens	20	20	21	20	9	18	19	20	21	21
		Ampullariidae	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
		Ancylidae	40	35	9,52	45	33,33	22,22	21,05	45	23,81	33,33
		Hydrobiidae	75	80	80,95	60	0	55,55	52,63	40	38,09	57,14
		Lymnaeidae	10	0	4,76	0	0	0	0	0	0	0
		Physidae	15	20	0	20	33,33	5,56	21,05	20	23,81	23,81
		Planorbidae	65	70	95,84	55	44,44	22,22	73,68	50	38,09	33,33
Thiaridae	30	60	57,14	15	11,11	0	15,79	10	19,05	19,05		
Após a instalação da UHE São Salvador	Famílias	Nº de de amostragens	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
		Ampullariidae	62,5	50	37,5	75	12,5	12,5	37,5	37,5	37,5	37,5
		Ancylidae	25	0	12,5	37,5	50	12,5	12,5	62,5	12,5	12,5
		Hydrobiidae	75	75	87,5	62,5	0	0	12,5	0	0	0
		Lymnaeidae	37,5	0	0	0	0	0	0	0	25	12,5
		Physidae	0	0	0	12,5	12,5	37,5	12,5	0	15	0
		Planorbidae	87,5	62,5	100	100	100	87,5	100	100	87,5	87,5
Thiaridae	50	62,5	50	50	50	50	37,5	50	12,5	50		

Tabela 3.5 – Índice de constância (%) das famílias Planorbidae e Thiaridae nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador. Seguindo Dajoz (1983), as famílias foram classificadas em constante (● : presente em mais de 50% das amostragens), acessória (◐ : ≤50% a ≥ 25%) ou acidental (◑ : <25%).

Trecho	Período	Pré-enchimento do reservatório					Pós-enchimento do reservatório									
		Planorbidae					Thiaridae		Planorbidae					Thiaridae		
Estação de amostragem		<i>A. nordestensis</i>	<i>B. straminea</i>	<i>D. anatinum</i>	<i>D. depressissimum</i>	<i>D. lucidum</i>	<i>A. tenuilabris</i>	<i>M. tuberculatus</i>	<i>A. nordestensis</i>	<i>B. schrammi</i>	<i>B. straminea</i>	<i>D. anatinum</i>	<i>D. depressissimum</i>	<i>D. lucidum</i>	<i>A. tenuilabris</i>	<i>M. tuberculatus</i>
I	Nº 1	0	0	0	0	11,11	0	66,67	0	0	7,69	0	0	0	0	53,85
	Nº2	0	0	0	0	0	70	50	0	0	23,08	0	0	7,69	7,69	23,08
	Nº3	0	0	0	0	0	0	36,36	0	0	0	0	0	0	0	0
II	Nº4	0	0	9,09	0	18,18	0	36,36	0	0	46,15	7,69	0	46,15	0	46,15
	Nº5	0	0	0	0		0	20	0	0	61,54	7,69	0	15,38	0	46,15
	Nº6	0	0	18,18	0	18,18	0	45,45	0	0	76,92	15,38	23,08	23,08	0	38,46
	Nº7	0	0	16,67	0	0	0	33,33	0	0	76,92	15,38	23,08	38,46	0	46,15
	Nº8	0	9,09	0	0	0	9,09	27,27	0	0	92,31	0	15,38	23,08	0	53,85
	Nº9	0	0	18,18	18,18	9,09	0	18,18	0	0	53,85	0	7,69	23,08	0	30,77
	Nº10	16,67	0	0	0	0	0	33,33	0	0	53,85	0	7,69	0	0	46,15
	Nº11	0	0	14,28	14,28	28,57	0	42,86	0	0	38,46	7,69	23,08	46,15	0	30,77
	Nº12	0	0	27,27	0	36,36	0	36,36	7,69	0	53,85	15,38	15,38	46,15	0	46,15

III

Nº13	0	0	9,09	0	9,09	0	18,18	0	0	92,31	7,69	7,69	7,69	0	38,46
Nº14	0	0	0	0	20	0	0	0	0	92,31	30,77	0	0	0	53,85
Nº15	0	0	0	0	0	18,18	0	0	0	69,23	15,38	0	23,08	0	30,77
Nº16	0	0	0	0	20	0	0	0	0	46,15	7,69	23,07	30,77	0	23,08
Nº17	0	0	20	0	30	0	20	0	0	69,23	30,77	7,69	30,77	0	38,46
Nº18	0	27,27	9,09	0	9,09	0	18,18	7,69	0	84,61	7,69	15,38	7,69	0	38,46
Nº19	0	90,9	0	0	27,27	0	72,73	0	0	76,92	46,15	30,77	61,54	0	76,92
Nº20	0	100	0	0	10	0	0	0	0	84,61	30,77	23,08	15,38	0	46,15
Nº21	0	0	0	0	12,5	12,5	0	0	0	69,23	15,38	23,08	23,08	0	38,46
Nº22	9,09	0	9,09	0	0	0	9,09	0	0	0	0	0	0	0	30,77
Nº23	0	9,09	0	9,09	0	18,18	27,27	0	0	38,46	7,69	7,69	0	0	38,46
Nº24	0	0	0	0	0	0	9,09	0	0	0	0	0	0	30,77	30,77

IV

Nº25	0	100	66,67	0	0	0	33,33	0	0	90,91	0	0	36,36	0	45,45
Nº26	0	0	0	0	9,09	0	18,18	0	7,69	7,69	7,69	30,78	30,77	0	23,08
Nº27	0	20	10	50	0	0	0	0	7,69	61,54	23,08	15,38	23,08	0	46,15
Nº28	14,28	0	0	0	0	0	0	0	0	69,23	7,69	15,38	38,46	0	46,15
Nº29	0	0	0	0	0	0	20	7,69	0	84,61	23,08	46,15	23,08	0	30,77
Nº30	0	18,18	9,09	0	0	0	0	7,69	0	76,92	15,38	46,15	46,15	0	30,77
Nº31	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	69,23	23,08	30,77	53,85	0	23,08
Nº32	0	20	0	0	0	0	0	7,69	0	76,92	23,08	46,15	38,46	0	23,08
Nº33	0	0	9,09	0	0	0	0	0	0	76,92	15,38	30,77	30,77	0	23,08
Nº34	0	27,27	0	0	0	0	0	0	53,85	76,92	38,46	38,46	15,38	0	30,77
Nº35	0	18,18	9,09	18,18	0	0	18,18	0	0	69,23	0	23,08	7,69	0	38,46
Nº36	0	0	25	12,5	12,5	0	0	0	0	69,23	0	15,38	15,38	0	46,15
Nº37	0	0	10	0	0	0	10	0	0	61,54	7,69	7,69	15,38	0	69,23
Nº38	0	9,09	0	0	36,36	0	9,09	0	7,69	53,85	0	15,38	23,08	0	46,15
Nº40	0	11,11	0	0	0	0	0	7,69	0	69,23	7,69	15,38	0	0	30,77
Nº41	46,67	60	0	6,67	6,67	13,33	80	12,5	0	75	0	0	25	0	62,5
Nº43	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	61,54	7,69	0	38,46	0	38,46

V	Nº47	0	0	25	0	0	0	0	25	12,5	75	0	0	62,5	0	50
	Nº53	0	75	0	0	12,5	0	25	12,5	0	75	0	0	25	0	37,5
	Nº54	0	25	0	0	0	12,5	25	25	0	87,5	25	0	37,5	0	50
	Nº55	0	75	0	0	25	0	50	12,5	0	87,5	0	12,5	0	0	62,5
	Nº56	0	25	0	0	25	0	12,5	12,5	0	75	12,5	0	12,5	0	50
	Nº57	0	0	0	0	0	0	0	25	0	50	0	0	0	0	50
	Nº58	0	0	0	0	0	12,5	37,5	12,5	0	87,5	0	0	25	0	37,5
	Nº59	0	75	0	0	50	0	12,5	12,5	0	62,5	0	0	0	0	37,5
	Nº60	0	28,57	0	0	0	0	0	50	0	87,5	0	0	0	0	50
	Nº61	0	42,86	0	0	0	0	28,57	12,5	0	75	0	0	0	0	50
	Nº62	25	25	0	0	0	0	25	25	0	37,5	0	0	0	0	50
	Nº63	0	0	14,29	0	0	0	14,29	12,5	0	75	25	0	0	0	50
	Nº64	0	37,5	0	0	0	12,5	0	25	0	87,5	25	0	37,5	0	12,5

VI	Nº65	0	75	0	25	12,5	0	50	12,5	0	75	0	0	0	0	37,5
	Nº66	0	75	12,5	12,5	37,5	0	25	12,5	0	87,5	0	0	0	0	75
	Nº67	0	50	0	0	12,5	0	25	12,5	0	87,5	0	0	0	0	75
	Nº68	0	50	0	0	0	12,5	37,5	50	0	62,5	25	0	12,5	12,5	75
	Nº69	0	62,5	0	0	25	0	0	25	0	75	0	0	12,5	0	50
	Nº70	0	0	0	0	0	12,5	25	0	0	37,5	0	0	0	25	50
	Nº71	0	100	0	0	0	0	0	12,5	0	75	0	0	0	0	37,5
	Nº72	28,57	57,14	0	14,28	0	0	28,57	12,5	0	87,5	0	0	12,5	0	50
	Nº73	0	25	0	0	25	0	25	0	0	25	0	0	0	0	37,5
	Nº74	0	50	0	0	0	0	16,67	25	0	87,5	0	0	12,5	0	50
	Nº75	0	25	0	0	0	0	37,5	0	0	100	0	0	0	0	75
	Nº76	12,5	25	0	0	0	0	50	12,5	0	100	12,5	0	0	0	75
	Nº77	0	25	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	50
	Nº78	0	75	0	0	0	0	0	25	0	87,5	0	0	0	0	50
Nº79	12,5	12,5	0	0	0	0	12,5	12,5	0	62,5	0	0	0	0	62,5	

VI	Nº80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62,5	0	0	12,5	0	50	
<hr/>																								
VII	Nº82	0	37,5	12,5	12,5	0	0	50	0	0	75	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	75	
	Nº83	0	50	0	0	0	0	25	12,5	0	50	0	0	0	0	0	0	87,5	0	0	0	0	87,5	
	Nº84	0	25	12,5	0	0	0	12,5	0	0	37,5	12,5	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	25	
	Nº86	0	0	0	0	0	0	25	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	25	
	Nº87	0	12,5	0	12,5	0	0	37,5	0	0	37,5	0	0	12,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0	37,5	
	Nº88	0	14,28	0	0	0	0	42,86	0	0	14,28	0	0	0	0	0	0	71,43	0	0	0	0	71,43	
	Nº89	0	50	50	0	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	37,5	
	Nº90	25	12,5	0	12,5	0	0	62,5	12,5	0	37,5	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	75	
	Nº91	25	50	0	12,5	0	0	37,5	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Nº92	14,28	14,28	14,28	0	0	0	28,57	0	0	25	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	37,5	

Tabela 3.6 – Índice de constância (%) das famílias Planorbidae e Thiaridae ocorrentes nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Seguindo Dajoz (1983), as famílias foram classificadas em constante (● : presente em mais de 50% das amostragens), acessória (◐ : ≤50% a ≥ 25%) ou acidental (◑ : <25%).

		Trecho	IV					V				
			Estações de amostragem									
		Nº 39	Nº 42	Nº 44	Nº 45	Nº 46	Nº 48	Nº 49	Nº 50	Nº 51	Nº 52	
Antes da construção da UHE Peixe Angical	Planorbidae											
	<i>A. nordestensis</i>	0	0	9,09	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>B. straminea</i>	22,22	0	0	36,36	0	12,5	71,43	0	0	12,5	
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0	0	0	0	14,28	0	0		
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	9,09	9,09	0	0	14,28	28,57	0	12,5	
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0	0	25	0	0	0		
	Thiaridae											
	<i>M. tuberculatus</i>	11,11	20	9,09	18,18	0	12,5	14,28	0	0	12,5	
Após a instalação da UHE Peixe Angical, mas antes da construção da UHE São Salvador	Planorbidae											
	<i>A. nordestensis</i>	20	5	0	5	0	0	0	0	4,76	0	
	<i>B. straminea</i>	60	70	90,48	45	44,44	5,55	57,89	40	9,52	23,81	
	<i>D. anatinum</i>	5	5	0	5	11,11	0	5,26	0	4,76	4,76	
	<i>D. cimex</i>	0	0	0	0	11,11	0	0	0	0	0	
	<i>D. depressissimum</i>	15	0	14,28	30	33,33	0	10,52	25	23,81	19,05	
	<i>D. lucidum</i>	5	0	0	25	22,22	22,22	42,1	0	0	0	
	Thiaridae											
		<i>A. tenuilabris</i>	0	5	4,76	0	0	0	0	0	0	0
		<i>M. tuberculatus</i>	30	60	57,14	12	11,11	0	15,79	10	19,05	19,05

Após a instalação da
UHE São Salvador

Planorbidae

<i>A. nordestensis</i>	12,5	0	37,5	12,5	12,5	25	50	37,5	12,5	25
<i>B. schrammi</i>	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
<i>B. straminea</i>	87,5	62,5	87,5	100	75	87,5	62,5	75	87,5	87,5
<i>D. anatinum</i>	0	0	0	25	37,5	12,5	12,5	0	12,5	0
<i>D. depressissimum</i>	0	0	0	0	37,5	0	12,5	0	0	0
<i>D. lucidum</i>	0	0	0	12,5	75	50	37,5	62,5	25	25

Thiaridae

<i>A. tenuilabris</i>	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. tuberculatus</i>	50	62,5	50	50	50	50	37,5	50	12,5	50

	Ancyliidae							Hydrobiidae							Pomatopsida	
	IV	V	VI	VII	I	II	III	IV	V	VI	VII	V	VI			
	50	10	25	10	-	-	-	100	20	12,5	0	5	0			
	25	70	56,25	10	-	-	-	100	25	25	10	5	0			
	25	20	12,5	10	-	-	-	100	15	0	0	5	0			
	50	35	18,75	10	-	-	-	75	10	6,25	0	0	0			
	0	45	37,5	10	-	-	-	75	15	43,75	0	0	6,25			
	0	35	68,75	60	-	-	-	50	5	25	0	0	0			
	25	70	62,5	20	-	-	-	75	5	6,25	0	0	0			
	0	15	37,5	11,11	-	-	-	0	0	0	0	0	0			
	0	10	0	0	-	-	-	50	0	12,5	0	0	0			
	25	10	6,67	10	-	-	-	100	5	0	0	0	0			
	0	15	6,67	0	-	-	-	50	10	0	0	0	6,67			
	45	75	-	-	0	33,33	25	75	50	-	-	0	-			
	0	26,32	12,5	0	-	0	0	100	42,11	0	0	0	0			
	15	33,33	-	-	0	33,33	66,67	75	100	-	-	0	-			
	15	66,67	-	-	0	44,44	83,33	90	83,33	-	-	0	-			
	0	10,53	15,38	-	-	0	100	47,37	23,08	-	-	0	0			
	10	0	-	0	0	44,44	100	95	100	0	0	0	-			
	25	47,37	23,08	12,5	-	-	100	47,37	30,77	0	0	0	0			
	15	33,33	-	-	33,33	33,33	91,67	85	66,67	-	-	0	-			
	45	0	-	-	66,67	22,22	75	75	33,33	-	-	0	-			
	66,67	61,11	41,67	37,5	-	-	-	100	44,44	25	12,5	0	0			
	20	66,67	-	-	33,33	11,11	41,67	60	16,67	-	-	0	-			
	0	33,33	27,27	14,29	-	-	100	41,67	18,18	0	8,33	0	-			
	25	0	-	-	0	11,11	25	50	16,67	-	0	0	-			
	40	71,43	-	-	33,33	11,11	41,67	45	71,43	-	0	0	-			
	21,05	0	-	-	33,33	11,11	25	26,32	50	-	0	0	-			
	21,05	66,67	-	-	66,67	11,11	25	42,11	50	-	0	0	-			
	33,33	0	-	-	0	0	16,67	5,56	0	-	0	0	-			
	27,78	0	-	-	33,33	0	0	0	0	-	0	0	-			
	16,67	0	-	-	0	0	0	11,11	28,57	-	0	0	-			
	5,26	0	-	-	0	22,22	8,33	15,79	57,14	-	0	0	-			
	10,53	16,67	-	-	100	77,78	75	47,37	66,67	-	0	0	-			
	44,44	66,67	-	-	33,33	44,44	54,55	50	66,67	-	0	0	-			
	16,67	33,33	-	-	33,33	44,44	33,33	11,11	16,67	-	0	0	-			
	0	0	-	-	0	22,22	8,33	23,53	25	-	0	0	-			
	0	0	-	-	0	42,86	8,33	6,25	20	-	0	0	-			
	13,33	0	-	-	66,67	83,33	75	86,67	75	-	0	0	-			
	15,38	0	-	-	100	100	75	61,54	0	-	0	0	-			
	27,27	0	-	-	66,67	80	72,73	54,55	100	-	0	0	-			
	40	100	-	-	0	66,67	55,56	20	100	-	0	0	-			

	Lymnaeidae							Physidae							Planorbidae		
	II	III	IV	V	VI	VII		II	III	IV	V	VI	VII	I	II	III	
	-	-	0	45	25	0	-	-	0	30	25	0	-	-	-		
	-	-	25	40	12,5	0	-	-	0	15	12,5	0	-	-	-		
	-	-	25	10	12,5	0	-	-	0	5	6,25	0	-	-	-		
	-	-	25	5	6,25	10	-	-	0	0	0	0	-	-	-		
	-	-	0	0	0	0	-	-	25	35	12,5	0	-	-	-		
	-	-	0	0	6,25	0	-	-	0	15	6,25	0	-	-	-		
	-	-	0	0	0	0	-	-	25	15	12,5	0	-	-	-		
	-	-	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	-		
	-	-	50	0	0	0	-	-	0	15	0	0	-	-	-		
	-	-	25	0	0	0	-	-	50	20	6,67	0	-	-	-		
	-	-	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	-		
	-	-	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	-		
	22,22	0	5	0	-	-	0	0	5	0	-	-	0	100	66,67		
	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0		
	33,33	0	30	0	-	-	0	0	5	0	-	-	0	33,33	66,67		
	44,44	25	30	0	-	-	0	0	10	50	-	-	0	100	83,33		
	-	0	0	0	0	-	-	0	25	21,05	23,08	-	-	-	0		
	55,56	25	40	0	-	0	11,11	8,33	20	60	-	12,5	0	66,67	83,33		
	-	-	0	0	0	0	-	-	0	26,32	15,38	0	-	-	-		
	44,44	16,67	25	0	-	-	0	0	15	33,33	-	-	50	44,44	83,33		
	33,33	0	10	0	-	-	11,11	8,33	0	0	-	-	50	66,67	66,67		
	-	-	0	0	0	0	-	-	33,33	0	0	0	-	-	-		
	11,11	0	5	0	-	-	11,11	0	5	0	-	-	0	44,44	50		
	-	-	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	-		
	11,11	16,67	25	0	-	-	11,11	16,67	15	0	-	-	0	77,78	75		
	33,33	0	10	0	-	-	33,33	25	45	28,57	-	-	0	88,89	75		
	11,11	16,67	0	0	-	-	22,22	50	63,16	33,33	-	-	0	100	75		
	22,22	8,33	5,26	0	-	-	33,33	50	47,37	0	-	-	50	100	66,67		
	11,11	0	0	0	-	-	33,33	41,67	22,22	0	-	-	50	77,78	50		
	11,11	0	5,56	0	-	-	0	0	5,56	16,67	-	-	0	55,56	16,67		
	0	0	0	0	-	-	0	8,33	0	0	-	-	0	22,22	8,33		
	0	0	0	0	-	-	11,11	8,33	0	14,29	-	-	0	0	25		
	0	0	0	0	-	-	33,33	8,33	0	33,33	-	-	50	55,56	58,33		
	0	0	0	0	-	-	11,11	0	0	0	-	-	0	55,56	27,27		
	0	0	0	0	-	-	0	8,33	0	0	-	-	0	0	16,67		
	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	0	11,11	16,67		
	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	-	-	0	14,29	33,33		
	0	0	0	0	-	-	0	0	6,67	25	-	-	0	16,67	16,67		
	0	8,33	0	0	-	-	33,33	8,33	15,38	0	-	-	0	33,33	66,67		
	0	0	0	0	-	-	40	0	18,18	0	-	-	0	20	36,4		
	0	0	10	0	-	-	0	0	10	0	-	-	0	0	0		

campanha	Thiaridae							Planorbidae						
	I	II	III	IV	V	VI	VII	I	II	III	IV	V	VI	VII
2010	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	-	0	95	81,25	40
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	50	95	100	30	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	100	70	75	90	
	ab	-	-	4	20	16	10	-	-	100	85	93,75	80	
2009	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	75	10	43,75	20	
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	100	0	50	70	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	25	0	18,75	40	
	ma	-	-	4	20	16	9	-	-	0	0	0	0	
2008	no	-	-	4	20	16	10	-	-	0	5	12,5	0	
	se	-	-	4	20	15	10	-	-	0	5	6,67	0	
	ju	-	-	4	20	15	10	-	-	25	10	6,67	30	
	ab	3	9	12	20	4	-	-	-	77,8	50	70	100	
	ma	0	9	2	4	19	16	9	-	0	0	0	0	
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	0	0	
	de	3	9	12	20	6	-	-	-	0	100	100	75	
	no	--	2	4	19	13	-	-	-	0	0	0	0	
	ou	3	9	12	20	5	-	8	-	0	100	91,67	80	
	se	-	-	4	19	13	8	-	-	0	100	91,67	80	
	ag	3	9	12	20	6	-	-	-	0	88,8	58,33	70	
	ju	3	9	12	20	6	-	-	-	66,67	77,7	83,33	50	
2007	ma	--	-	3	18	12	8	-	-	-	100	38,89	83,33	87,5
	ab	3	9	12	20	6	-	-	-	33,33	3	8,33	15	16,67
	ma	--	-	1	12	11	7	-	-	-	-	-	-	14,29
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	16,67	25	0
	de	3	9	12	20	7	-	-	-	33,33	0	25	10	28,57
	ou	3	9	12	19	6	-	-	-	33,33	0	8,33	5,26	0
	ag	3	9	12	19	6	-	-	-	66,67	0	16,67	10,53	16,67
	ju	3	9	12	18	6	-	-	-	66,67	0	8,33	0	0
2006	ab	3	9	12	18	6	-	-	-	33,33	0	8,33	0	33,33
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	16,67	25	0
	de	3	9	12	19	7	-	-	-	33,33	0	8,33	0	14,29
	ou	3	9	12	19	6	-	-	-	66,67	8	50	10,53	0
	ag	3	9	11	18	6	-	-	-	100	9	27,27	0	0
	ju	3	9	12	18	6	-	-	-	100	2	16,67	0	0
2005	ab	3	9	12	17	4	-	-	-	33,33	1	16,67	11,76	0
	fe	3	7	12	16	5	-	-	-	66,67	0	0	0	20
	de	3	6	12	15	4	-	-	-	100	7	33,33	26,67	25
	ou	2	6	12	13	1	-	-	-	50	7	25	0	0
2004	ag	3	5	11	11	1	-	-	-	33,33	60	9,09	36,36	100
	ju	1	6	9	10	1	-	-	-	100	0	0	10	0
2010	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	25	95	81,25	40	
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	50	95	100	30	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	100	70	75	90	
	ab	-	-	4	20	16	10	-	-	100	85	93,75	80	
2009	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	75	10	43,75	20	
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	100	0	50	70	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	25	0	18,75	40	
	ma	-	-	4	20	16	9	-	-	0	0	0	0	
2008	no	-	-	4	20	16	10	-	-	0	5	12,5	0	
	se	-	-	4	20	15	10	-	-	0	5	6,67	0	
	ju	-	-	4	20	15	10	-	-	25	10	6,67	30	
	ab	3	9	12	20	4	-	-	-	77,8	50	70	100	
	ma	0	9	2	4	19	16	9	-	0	0	0	0	
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	0	0	
	de	3	9	12	20	6	-	-	-	0	100	100	75	
	no	--	2	4	19	13	-	-	-	0	0	0	0	
	ou	3	9	12	20	5	-	8	-	0	0	0	0	
	se	-	-	4	19	13	8	-	-	0	0	0	0	
	ag	3	9	12	20	6	-	-	-	0	88,8	58,33	70	
	ju	3	9	12	20	6	-	-	-	66,67	77,7	83,33	50	
2007	ma	--	-	3	18	12	8	-	-	-	100	38,89	83,33	87,5
	ab	3	9	12	20	6	-	-	-	33,33	3	8,33	15	16,67
	ma	--	-	1	12	11	7	-	-	-	-	-	-	14,29
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	16,67	25	0
	de	3	9	12	20	7	-	-	-	33,33	0	25	10	28,57
	ou	3	9	12	19	6	-	-	-	33,33	0	8,33	5,26	0
	ag	3	9	12	19	6	-	-	-	66,67	0	16,67	10,53	16,67
	ju	3	9	12	18	6	-	-	-	66,67	0	8,33	0	0
2006	ab	3	9	12	18	6	-	-	-	33,33	0	8,33	0	33,33
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	16,67	25	0
	de	3	9	12	19	7	-	-	-	33,33	0	8,33	0	14,29
	ou	3	9	12	19	6	-	-	-	66,67	8	50	10,53	0
	ag	3	9	11	18	6	-	-	-	100	9	27,27	0	0
	ju	3	9	12	18	6	-	-	-	100	2	16,67	0	0
2005	ab	3	9	12	17	4	-	-	-	33,33	1	16,67	11,76	0
	fe	3	7	12	16	5	-	-	-	66,67	0	0	0	20
	de	3	6	12	15	4	-	-	-	100	7	33,33	26,67	25
	ou	2	6	12	13	1	-	-	-	50	7	25	0	0
2004	ag	3	5	11	11	1	-	-	-	33,33	60	9,09	36,36	100
	ju	1	6	9	10	1	-	-	-	100	0	0	10	0
2010	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	25	95	81,25	40	
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	50	95	100	30	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	100	70	75	90	
	ab	-	-	4	20	16	10	-	-	100	85	93,75	80	
2009	ou	-	-	4	20	16	10	-	-	75	10	43,75	20	
	ag	-	-	4	20	16	10	-	-	100	0	50	70	
	ju	-	-	4	20	16	10	-	-	25	0	18,75	40	
	ma	-	-	4	20	16	9	-	-	0	0	0	0	
2008	no	-	-	4	20	16	10	-	-	0	5	12,5	0	
	se	-	-	4	20	15	10	-	-	0	5	6,67	0	
	ju	-	-	4	20	15	10	-	-	25	10	6,67	30	
	ab	3	9	12	20	4	-	-	-	77,8	50	70	100	
	ma	0	9	2	4	19	16	9	-	0	0	0	0	
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	0	0	
	de	3	9	12	20	6	-	-	-	0	100	100	75	
	no	--	2	4	19	13	-	-	-	0	0	0	0	
	ou	3	9	12	20	5	-	8	-	0	0	0	0	
	se	-	-	4	19	13	8	-	-	0	0	0	0	
	ag	3	9	12	20	6	-	-	-	0	88,8	58,33	70	
	ju	3	9	12	20	6	-	-	-	66,67	77,7	83,33	50	
2007	ma	--	-	3	18	12	8	-	-	-	100	38,89	83,33	87,5
	ab	3	9	12	20	6	-	-	-	33,33	3	8,33	15	16,67
	ma	--	-	1	12	11	7	-	-	-	-	-	-	14,29
	fe	3	9	12	20	6	-	-	-	0	0	16,67	25	0
	de	3	9	12	20	7	-	-	-	33,33	0	25	10	28,57
	ou	3	9	12	19	6	-	-	-	33,33	0	8,33	5,26	0
	ag	3	9	12	19	6	-	-	-	66,67	0	16,67	10,53	16,67
	ju	3	9	12	18	6	-	-	-	66,67	0	8,33	0	0
2006	ab	3	9	12	18	6	-	-	-					

Gráfico 3.2: Abundância das famílias encontradas na área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios, nos sete trechos analisados.



Gráfico 3.3: Abundância das famílias observadas nas estações de amostragem próximas a UHE São Salvador. Períodos: pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical, pós-enchimento da UHE Peixe Angical mas pré-enchimento da UHE São Salvador e pós-enchimento da UHE São Salvador.

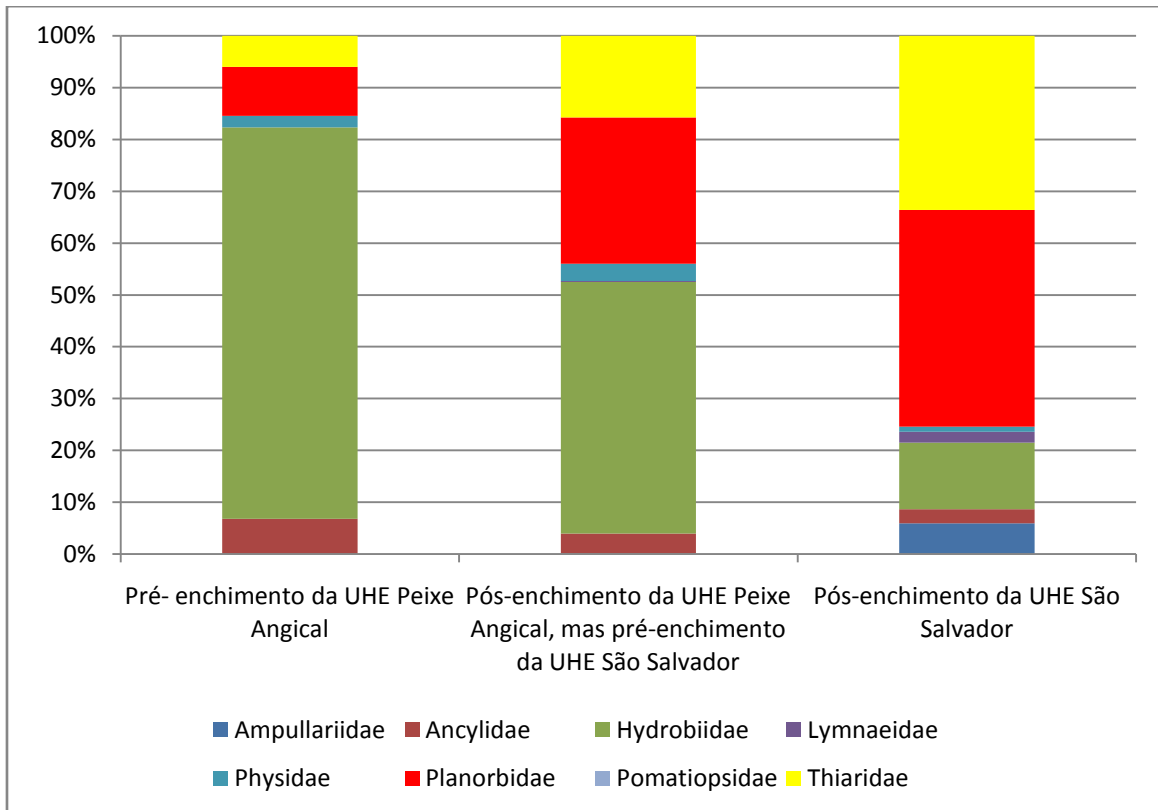


Tabela 3.9: Abundância específica das famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae em cada estação de amostragem da área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador, durante todo o estudo (entre junho de 2004 e outubro de 2010) e nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Valor obtido = número de exemplares coletados por coletor por minuto.

		Período pré-enchimento		Período pós-enchimento		Durante todo o estudo	
		Total	Por campanha	Total	Por campanha	Total	Por campanha
Trecho I							
Estação de amostragem							
n° 1	<i>B. straminea</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,009
	<i>D. lucidum</i>	0,233	0,026	0	0	0,233	0,011
	<i>M. tuberculatus</i>	6,217	0,691	11,438	0,880	17,655	0,802
	<i>P. lineata</i>	0,117	0,013	0,133	0,010	0,250	0,011
n° 2	<i>A. tenuilabris</i>	10,133	1,013	0,133	0,01	10,267	0,446
	<i>B. straminea</i>	0	0	0,128	0,01	0,128	0,006
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,244	0,019	0,244	0,011
	<i>M. tuberculatus</i>	17,467	1,747	0,556	0,043	18,022	0,784
n° 3	<i>M. tuberculatus</i>	5,397	0,491	0	0	5,397	0,225
	<i>P. lineata</i>	0,083	0,008	0	0	0,083	0,003
Trecho II							
Estação de amostragem							
n° 4	<i>B. straminea</i>	0	0	3,1	0,238	3,1	0,129
	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,009	0,1	0,008	0,2	0,008
	<i>D. lucidum</i>	0,125	0,011	0,267	0,021	0,392	0,016
	<i>L. columella</i>	0	0	1,05	0,081	1,05	0,044
	<i>M. tuberculatus</i>	0,733	0,067	4,133	0,318	4,867	0,203
	<i>P. lineata</i>	0,033	0,003	1,483	0,114	1,517	0,063
	<i>P. marmorata</i>	0,133	0,012	1,567	0,121	1,7	0,071
n° 5	<i>B. straminea</i>	0	0	3,011	0,232	3,011	0,125
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,228	0,094	1,228	0,051
	<i>L. columella</i>	0	0	0,989	0,076	0,989	0,041
	<i>M. tuberculatus</i>	0,55	0,055	94,983	7,306	95,533	3,981
	<i>P. lineata</i>	0,1	0,01	0,022	0,002	0,122	0,005
n° 6	<i>B. straminea</i>	0	0	6,072	0,467	6,072	0,253
	<i>D. anatinum</i>	0,267	0,024	0,667	0,051	0,933	0,039
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,856	0,066	0,856	0,036
	<i>D. lucidum</i>	0,192	0,017	0,394	0,03	0,586	0,024
	<i>L. columella</i>	0	0	0,467	0,036	0,467	0,019
	<i>M. tuberculatus</i>	4,95	0,45	28,867	2,221	33,817	1,409
	<i>P. lineata</i>	0,067	0,006	1,267	0,097	1,333	0,056
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,25	0,019	0,25	0,01	
n° 7	<i>B. straminea</i>	0	0	7,383	0,568	7,383	0,308
	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,017	0,083	0,006	0,183	0,008
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,25	0,019	0,25	0,01
	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,208	0,093	1,208	0,05
	<i>L. columella</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004

n° 7	<i>M. tuberculatus</i>	1,913	0,319	21,783	1,676	23,696	0,987
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,175	0,013	0,175	0,007
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,183	0,014	0,183	0,008
n° 8	<i>A. tenuilabris</i>	3,6	0,327	0	0	3,6	0,15
	<i>B. straminea</i>	1,8	0,164	6,467	0,497	8,267	0,344
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,167	0,013	0,167	0,007
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,517	0,04	0,517	0,022
	<i>L. columella</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004
	<i>M. tuberculatus</i>	1,517	0,138	11,617	0,894	13,133	0,547
	<i>P. lineata</i>	0,167	0,015	0,317	0,024	0,483	0,02
n° 9	<i>B. straminea</i>	0	0	4,833	0,372	4,833	0,201
	<i>D. anatinum</i>	0,072	0,007	0	0	0,072	0,003
	<i>D. depressissimum</i>	0,1	0,009	0,033	0,003	0,133	0,006
	<i>D. lucidum</i>	0,067	0,006	0,133	0,01	0,2	0,008
	<i>L. columella</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>M. tuberculatus</i>	0,487	0,044	16,183	1,245	16,671	0,695
	<i>P. marmorata</i>	0,2	0,018	0	0	0,2	0,008
n° 10	<i>A. nordestensis</i>	0,1	0,017	0	0	0,1	0,004
	<i>B. straminea</i>	0	0	6,317	0,486	6,317	0,263
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004
	<i>M. tuberculatus</i>	1,8	0,3	62,183	4,783	63,983	2,666
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,133	0,01	0,133	0,006
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>B. straminea</i>	0	0	11,2	0,862	11,2	0,467
n° 11	<i>D. anatinum</i>	0,019	0,003	0,233	0,018	0,252	0,01
	<i>D. depressissimum</i>	0,033	0,005	1,517	0,117	1,55	0,065
	<i>D. lucidum</i>	0,107	0,015	1,233	0,095	1,341	0,056
	<i>L. columella</i>	0	0	1,483	0,114	1,483	0,062
	<i>M. tuberculatus</i>	2,557	0,365	79,267	6,097	81,824	3,409
	<i>P. lineata</i>	0,037	0,005	1,3	0,1	1,337	0,056
	<i>P. marmorata</i>	0,436	0,062	1,833	0,141	2,27	0,095
n° 12	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>B. straminea</i>	0	0	4,933	0,379	4,933	0,206
	<i>D. anatinum</i>	0,417	0,038	0,75	0,058	1,167	0,049
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008
	<i>D. lucidum</i>	1,183	0,108	0,817	0,063	2	0,083
	<i>L. columella</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004
	<i>M. tuberculatus</i>	3	0,273	22,583	1,737	25,583	1,066
	<i>P. lineata</i>	0,133	0,012	0,717	0,055	0,85	0,035
	<i>P. marmorata</i>	0,5	0,045	0,033	0,003	0,533	0,022

Trecho III

Estação de amostragem

n° 13	<i>B. straminea</i>	0	0	8,983	0,691	8,983	0,374
	<i>D. anatinum</i>	0,4	0,036	0,25	0,019	0,65	0,027
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,9	0,069	0,9	0,038
	<i>D. lucidum</i>	0,05	0,005	0,05	0,004	0,1	0,004
	<i>L. columella</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,009	22,483	1,729	22,583	0,941
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,833	0,064	0,833	0,035
	n° 14	<i>B. straminea</i>	0	0	14,55	1,119	14,55
<i>D. anatinum</i>		0	0	0,4	0,031	0,4	0,017
<i>D. lucidum</i>		0,35	0,035	0	0	0,35	0,015
<i>L. columella</i>		0	0	0,233	0,018	0,233	0,01
<i>M. tuberculatus</i>		0	0	18,283	1,406	18,283	0,795
<i>P. lineata</i>		0	0	0,117	0,009	0,117	0,005
<i>P. marmorata</i>		0	0	0,517	0,04	0,517	0,022

	<i>A. tenuilabris</i>	0,2	0,018	0	0	0,2	0,008
	<i>B. straminea</i>	0	0	18,3	1,408	18,3	0,763
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008
n° 15	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,767	0,059	0,767	0,032
	<i>L. columella</i>	0	0	0,133	0,01	0,133	0,006
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	4,133	0,318	4,133	0,172
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,733	0,056	0,733	0,031
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004

	<i>B. straminea</i>	0	0	1,017	0,078	1,017	0,044
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
n° 16	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,183	0,014	0,183	0,008
	<i>D. lucidum</i>	1,35	0,135	0,667	0,051	2,017	0,088
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,167	0,013	0,167	0,007
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,167	0,013	0,167	0,007

	<i>B. straminea</i>	0	0	12,95	0,996	12,95	0,563
	<i>D. anatinum</i>	0,3	0,03	0,85	0,065	1,15	0,05
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,15	0,012	0,15	0,007
n° 17	<i>D. lucidum</i>	2,15	0,215	0,283	0,022	2,433	0,106
	<i>L. columella</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,01	33,1	2,546	33,2	1,443
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,083	0,006	0,083	0,004
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008
	<i>B. straminea</i>	3,1	0,282	12,283	0,945	15,383	0,641
	<i>D. anatinum</i>	0,033	0,003	0,6	0,046	0,633	0,026
n° 18	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,6	0,046	0,600	0,025
	<i>D. lucidum</i>	0,3	0,027	0,033	0,003	0,333	0,014
	<i>L. columella</i>	0,05	0,005	0,267	0,021	0,317	0,013
	<i>M. tuberculatus</i>	0,75	0,068	42,45	3,265	43,200	1,8
	<i>P. lineata</i>	0	0	1,033	0,079	1,033	0,043
	<i>P. marmorata</i>	0,65	0,059	6,967	0,536	7,617	0,317

	<i>B. straminea</i>	30,502	2,773	2,051	0,158	32,553	1,356
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,622	0,048	0,622	0,026
n° 19	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,864	0,066	0,864	0,036
	<i>D. lucidum</i>	1,033	0,094	2,089	0,161	3,122	0,13
	<i>M. tuberculatus</i>	54,904	4,991	1,109	0,085	56,013	2,334
	<i>P. lineata</i>	2,661	0,242	0	0	2,661	0,111
	<i>P. marmorata</i>	0,067	0,006	1,792	0,138	1,858	0,077

	<i>B. straminea</i>	26	2,6	8,933	0,687	34,933	1,519
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,633	0,049	0,633	0,028
n° 20	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,533	0,041	0,533	0,023
	<i>D. lucidum</i>	0,067	0,007	0,567	0,044	0,633	0,028
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	12,65	0,973	12,65	0,55
	<i>P. lineata</i>	0,8	0,08	2,45	0,188	3,25	0,141
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001

	<i>A. tenuilabris</i>	0,2	0,025	0	0	0,2	0,01
	<i>B. straminea</i>	0	0	3,85	0,296	3,85	0,183
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,01
n° 21	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,417	0,032	0,417	0,02
	<i>D. lucidum</i>	0,5	0,063	0,517	0,04	1,017	0,048
	<i>L. columella</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,002
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	1,05	0,081	1,05	0,05
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,333	0,026	0,333	0,016
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,283	0,022	0,283	0,013

	<i>A. nordestensis</i>	0,25	0,023	0	0	0,25	0,01
n° 22	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,009	0	0	0,1	0,004
	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,009	0,433	0,033	0,533	0,022

n° 22	<i>P. lineata</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>P. marmorata</i>	0,05	0,005	0	0	0,05	0,002
	<i>A. tenuilabris</i>	0,2	0,018	0	0	0,2	0,008
	<i>B. straminea</i>	0,1	0,009	0,533	0,041	0,633	0,026
n° 23	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,005	0,233	0,018	0,283	0,012
	<i>M. tuberculatus</i>	4,95	0,45	9,133	0,703	14,083	0,587
	<i>P. lineata</i>	0	0	5,55	0,427	5,55	0,231
	<i>A. tenuilabris</i>	0	0	0,75	0,058	0,75	0,031
n° 24	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,009	0,75	0,058	0,85	0,035
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008

Trecho IV

Estação de amostragem

	<i>B. straminea</i>	2,489	0,83	10,839	0,985	13,328	0,952
	<i>D. anatinum</i>	0,277	0,092	0	0	0,277	0,02
n° 25	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,55	0,05	0,55	0,039
	<i>M. tuberculatus</i>	0,75	0,25	198,983	18,089	199,733	14,267
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,661	0,06	0,661	0,047
	<i>B. schrammi</i>	0	0	0,067	0,005	0,067	0,003
	<i>B. straminea</i>	0	0	4,4	0,338	4,4	0,183
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,133	0,01	0,133	0,006
n° 26	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,2	0,015	0,2	0,008
	<i>D. lucidum</i>	0,15	0,014	1,017	0,078	1,167	0,049
	<i>L. columella</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>M. tuberculatus</i>	0,15	0,014	1,7	0,131	1,85	0,077
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,283	0,022	0,283	0,012
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,233	0,018	0,233	0,01
	<i>B. schrammi</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>B. straminea</i>	1,367	0,137	3,739	0,288	5,106	0,222
	<i>D. anatinum</i>	0,033	0,003	0,722	0,056	0,756	0,033
n° 27	<i>D. depressissimum</i>	6,917	0,692	0,4	0,031	7,317	0,318
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,55	0,042	0,55	0,024
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	6,9	0,531	6,9	0,3
	<i>P. lineata</i>	2,15	0,215	0,417	0,032	2,567	0,112
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,004
	<i>A. nordestensis</i>	0,05	0,007	0	0	0,05	0,003
	<i>B. straminea</i>	0	0	5,706	0,439	5,706	0,285
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,003
n° 28	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,4	0,031	0,4	0,02
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,572	0,044	0,572	0,029
	<i>L. columella</i>	0	0	4,889	0,376	4,889	0,244
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	89,75	6,904	89,75	4,488
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,311	0,024	0,311	0,016
	<i>P. marmorata</i>	0	0	1,356	0,104	1,356	0,068
	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>B. straminea</i>	0	0	9,85	0,758	9,85	0,428
n° 29	<i>D. anatinum</i>	0	0	1,583	0,122	1,583	0,069
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	4,383	0,337	4,383	0,191
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,383	0,029	0,383	0,017
	<i>L. columella</i>	0	0	0,817	0,063	0,817	0,036
	<i>M. tuberculatus</i>	0,3	0,03	5,117	0,394	5,417	0,236
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,45	0,035	0,45	0,02
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,767	0,059	0,767	0,033
n° 30	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,033	0,003	0,033	0,001
	<i>B. straminea</i>	3,85	0,35	6,817	0,524	10,667	0,444
	<i>D. anatinum</i>	0,05	0,005	0,6	0,046	0,65	0,027
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	2,467	0,19	2,467	0,103

n° 30	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,1	0,085	1,1	0,046
	<i>L. columella</i>	0	0	5,867	0,451	5,867	0,244
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	11,917	0,917	11,917	0,497
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,3	0,023	0,3	0,013
	<i>P. marmorata</i>	0	0	2,4	0,185	2,4	0,1
n° 31	<i>B. straminea</i>	0	0	3,567	0,274	3,567	0,169
	<i>D. anatinum</i>	0	0	1,367	0,105	1,367	0,065
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	1,067	0,082	1,067	0,051
	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,350	0,104	1,350	0,064
	<i>L. columella</i>	0	0	0,350	0,027	0,350	0,017
	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,013	9,833	0,756	9,933	0,473
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,667	0,051	0,667	0,032
	<i>P. marmorata</i>	0	0	1,233	0,095	1,233	0,059
n° 32	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,3	0,023	0,3	0,017
	<i>B. straminea</i>	0,1	0,02	7,533	0,579	7,633	0,424
	<i>D. anatinum</i>	0	0	1,633	0,126	1,633	0,091
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	1,983	0,153	1,983	0,11
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,533	0,041	0,533	0,03
	<i>L. columella</i>	0	0	0,217	0,017	0,217	0,012
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	1,45	0,112	1,45	0,081
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,55	0,042	0,55	0,031
	<i>P. marmorata</i>	0	0	1,117	0,086	1,117	0,062
n° 33	<i>B. straminea</i>	0	0	7,733	0,595	7,733	0,322
	<i>D. anatinum</i>	0,2	0,018	0,567	0,044	0,767	0,032
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	1,383	0,106	1,383	0,058
	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,4	0,108	1,4	0,058
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	4,45	0,342	4,45	0,185
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,783	0,06	0,783	0,033
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,567	0,044	0,567	0,024
n° 34	<i>B. schrammi</i>	0	0	1,1	0,085	1,1	0,046
	<i>B. straminea</i>	4,4	0,4	6,533	0,503	10,933	0,456
	<i>D. anatinum</i>	0	0	1,25	0,096	1,25	0,052
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,783	0,06	0,783	0,033
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,233	0,018	0,233	0,01
	<i>L. columella</i>	0	0	0,25	0,019	0,25	0,01
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	6,467	0,497	6,467	0,269
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,117	0,009	0,117	0,005
	<i>P. marmorata</i>	0	0	1	0,077	1	0,042
n° 35	<i>B. straminea</i>	0,3	0,027	3,433	0,264	3,733	0,156
	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,009	0	0	0,1	0,004
	<i>D. depressissimum</i>	0,25	0,023	0,133	0,01	0,383	0,016
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,133	0,01	0,133	0,006
	<i>M. tuberculatus</i>	0,483	0,044	4,25	0,327	4,733	0,197
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,55	0,042	0,55	0,023
	<i>P. marmorata</i>	0,033	0,003	0,133	0,01	0,167	0,007
n° 36	<i>B. straminea</i>	0	0	3,939	0,303	3,939	0,188
	<i>D. anatinum</i>	0,4	0,05	0	0	0,4	0,019
	<i>D. depressissimum</i>	0,3	0,038	0,133	0,01	0,433	0,021
	<i>D. lucidum</i>	0,2	0,025	0,45	0,035	0,65	0,031
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	10,45	0,804	10,45	0,498
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,233	0,018	0,233	0,011
n° 37	<i>B. straminea</i>	0	0	4,561	0,351	4,561	0,198
	<i>D. anatinum</i>	0,8	0,08	0,033	0,003	0,833	0,036
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,022	0,002	0,022	0,001
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,233	0,018	0,233	0,01
	<i>L. columella</i>	0	0	0,156	0,012	0,156	0,007
	<i>M. tuberculatus</i>	0,05	0,005	8,683	0,668	8,733	0,38
	<i>P. marmorata</i>	1,55	0,155	0,383	0,029	1,933	0,084

n° 38	<i>B. schrammi</i>	0	0	0,05	0,004	0,05	0,002
	<i>B. straminea</i>	0,133	0,012	3,367	0,259	3,5	0,146
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,117	0,009	0,117	0,005
	<i>D. lucidum</i>	0,65	0,059	0,4	0,031	1,05	0,044
	<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,009	6,567	0,505	6,667	0,278
	<i>P. marmorata</i>	0,03	0,003	0,1	0,008	0,133	0,006
n° 40	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,1	0,008	0,1	0,005
	<i>B. straminea</i>	1,6	0,178	2,45	0,188	4,05	0,184
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,022	0,002	0,022	0,001
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,4	0,031	0,4	0,018
	<i>L. columella</i>	0	0	0,183	0,014	0,183	0,008
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	1,683	0,129	1,683	0,077
	<i>P. marmorata</i>	0,1	0,011	1,05	0,081	1,15	0,052
n° 41	<i>A. nordestensis</i>	0,433	0,029	0,45	0,056	0,883	0,038
	<i>A. tenuilabris</i>	0,067	0,004	0	0	0,067	0,003
	<i>B. straminea</i>	1,833	0,122	7,933	0,992	9,767	0,425
	<i>D. depressissimum</i>	0,033	0,002	0	0	0,033	0,001
	<i>D. lucidum</i>	0,4	0,027	0,217	0,027	0,617	0,027
	<i>M. tuberculatus</i>	17,217	1,148	2,133	0,267	19,35	0,841
	<i>P. lineata</i>	0,317	0,021	0,3	0,038	0,617	0,027
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,133	0,017	0,133	0,006
n° 43	<i>B. straminea</i>	0	0	1,783	0,223	1,783	0,111
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,2	0,025	0,2	0,013
	<i>D. lucidum</i>	0,05	0,006	3,15	0,394	3,2	0,2
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	2,483	0,31	2,483	0,155
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,15	0,019	0,15	0,009

Trecho V

Estação de amostragem

n° 47	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,4	0,05	0,4	0,033
	<i>B. schrammi</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,003
	<i>B. straminea</i>	0	0	2,533	0,317	2,533	0,211
	<i>D. anatinum</i>	0,033	0,008	0	0	0,033	0,003
	<i>D. lucidum</i>	0	0	1,25	0,156	1,25	0,104
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	8,533	1,067	8,533	0,711
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,833	0,104	0,833	0,069
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,003
n° 53	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,067	0,008	0,067	0,004
	<i>B. straminea</i>	2,317	0,29	3,217	0,402	5,533	0,346
	<i>D. lucidum</i>	0,05	0,006	0,717	0,09	0,767	0,048
	<i>M. tuberculatus</i>	11,15	1,394	4,283	0,535	15,433	0,965
	<i>P. lineata</i>	0	0	3,45	0,431	3,45	0,215
	<i>P. marmorata</i>	0,8	0,1	0	0	0,8	0,05
n° 54	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,133	0,017	0,133	0,008
	<i>A. tenuilabris</i>	0,9	0,112	0,000	0	0,9	0,056
	<i>B. straminea</i>	0,25	0,031	6,3	0,788	6,55	0,409
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,083	0,01	0,083	0,005
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,783	0,098	0,783	0,049
	<i>L. columella</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,003
	<i>M. tuberculatus</i>	0,467	0,058	10,833	1,354	11,3	0,706
	<i>P. lineata</i>	0	0	3,033	0,379	3,033	0,19
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,9	0,113	0,9	0,056
n° 55	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,55	0,069	0,55	0,034
	<i>B. straminea</i>	3	0,375	1,833	0,229	4,833	0,302
	<i>D. lucidum</i>	0,15	0,019	0,1	0,013	0,25	0,016
	<i>L. columella</i>	0	0	0,133	0,017	0,133	0,008
	<i>M. tuberculatus</i>	3,267	0,408	95,45	11,931	98,717	6,17
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,783	0,098	0,783	0,049

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,2	0,025	0,2	0,013
	<i>B. straminea</i>	1,1	0,138	0,8	0,1	1,9	0,119
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,2	0,025	0,2	0,013
n° 56	<i>D. lucidum</i>	0,15	0,019	0,033	0,004	0,183	0,011
	<i>L. columella</i>	0	0	0,15	0,019	0,15	0,009
	<i>M. tuberculatus</i>	0,067	0,008	40,15	5,019	40,217	2,514
	<i>P. lineata</i>	0	0	1,833	0,229	1,833	0,115
	<i>P. marmorata</i>	0,15	0,019	0	0	0,15	0,009

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,25	0,031	0,25	0,016
n° 57	<i>B. straminea</i>	0	0	1,983	0,248	1,983	0,124
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	11,35	1,419	11,35	0,709
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,733	0,092	0,733	0,046
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,003

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,2	0,025	0,2	0,013
	<i>A. tenuilabris</i>	0,325	0,041	0	0	0,325	0,02
	<i>B. straminea</i>	0	0	4,667	0,583	4,667	0,292
n° 58	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,083	0,01	0,083	0,005
	<i>L. columella</i>	0	0	0,25	0,031	0,25	0,016
	<i>M. tuberculatus</i>	0,375	0,047	14,033	1,754	14,408	0,901
	<i>P. lineata</i>	0	0	19,767	2,471	19,767	1,235
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,25	0,031	0,25	0,016

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,133	0,017	0,133	0,008
	<i>B. straminea</i>	2,5	0,313	2,3	0,288	4,8	0,3
n° 59	<i>D. lucidum</i>	1,9	0,238	0	0	1,9	0,119
	<i>L. columella</i>	0	0	0,35	0,044	0,35	0,022
	<i>M. tuberculatus</i>	0,2	0,025	3,3	0,413	3,5	0,219
	<i>P. lineata</i>	0	0	3,483	0,435	3,483	0,218

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,6	0,075	0,6	0,04
	<i>B. straminea</i>	0,1	0,014	3,667	0,458	3,767	0,251
n° 60	<i>L. columella</i>	0	0	0,4	0,05	0,4	0,027
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	1,317	0,165	1,317	0,088
	<i>P. lineata</i>	0	0	8,983	1,123	8,983	0,599
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,117	0,015	0,117	0,008

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,002
	<i>B. straminea</i>	1,7	0,243	1,9	0,238	3,6	0,24
n° 61	<i>L. columella</i>	0	0	0,35	0,044	0,35	0,023
	<i>M. tuberculatus</i>	0,75	0,107	10,983	1,373	11,733	0,782
	<i>P. lineata</i>	0	0	1,4	0,175	1,4	0,093
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,013	0,1	0,007

	<i>A. nordestensis</i>	0,15	0,019	0,317	0,04	0,467	0,029
	<i>B. straminea</i>	0,4	0,05	1,583	0,198	1,983	0,124
n° 62	<i>L. columella</i>	0	0	0,7	0,088	0,7	0,044
	<i>M. tuberculatus</i>	0,4	0,05	2,217	0,277	2,617	0,164
	<i>P. lineata</i>	0	0	8,983	1,123	8,983	0,561
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,013	0,1	0,006

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,002
	<i>B. straminea</i>	0	0	3,367	0,421	3,367	0,224
	<i>D. anatinum</i>	0,05	0,007	0,067	0,008	0,117	0,008
n° 63	<i>L. columella</i>	0	0	2,7	0,338	2,7	0,18
	<i>M. tuberculatus</i>	2,4	0,343	2,8	0,35	5,2	0,347
	<i>P. lineata</i>	0	0	3,417	0,427	3,417	0,228
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,267	0,033	0,267	0,018

	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,233	0,029	0,233	0,015
n° 64	<i>A. tenuilabris</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003
	<i>B. straminea</i>	1	0,125	1,883	0,235	2,883	0,18
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0,367	0,046	0,367	0,023
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,117	0,015	0,117	0,007
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,55	0,069	0,550	0,034

n° 64	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,283	0,035	0,283	0,018	
Trecho VI								
Estação de amostragem								
n° 65	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,1	0,013	0,1	0,006	
	<i>B. straminea</i>	1,5	0,19	4,733	0,592	6,233	0,39	
	<i>D. depressissimum</i>	0,2	0,03	0	0	0,2	0,013	
	<i>D. lucidum</i>	0,1	0,01	0	0	0,1	0,006	
	<i>L. columella</i>	0	0	0,9	0,113	0,9	0,056	
	<i>M. tuberculatus</i>	1,45	0,181	0,967	0,121	2,417	0,151	
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,7	0,088	0,7	0,044	
	<i>P. marmorata</i>	0,05	0,006	0,1	0,013	0,150	0,009	
n° 66	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,167	0,021	0,167	0,01	
	<i>B. straminea</i>	3,95	0,494	2,417	0,302	6,367	0,398	
	<i>D. anatinum</i>	0,35	0,044	0	0	0,35	0,022	
	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003	
	<i>D. lucidum</i>	0,8	0,1	0	0	0,8	0,05	
	<i>L. columella</i>	0	0	1,2	0,15	1,2	0,075	
	<i>M. tuberculatus</i>	0,55	0,069	3,267	0,408	3,817	0,239	
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,5	0,063	0,5	0,031	
n° 67	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,002	
	<i>B. straminea</i>	2,3	0,287	5,2	0,65	7,5	0,468	
	<i>D. lucidum</i>	0,15	0,019	0	0	0,15	0,009	
	<i>M. tuberculatus</i>	0,6	0,075	13,267	1,658	13,867	0,867	
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,817	0,102	0,817	0,051	
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,05	0,00625	0,05	0,003	
	n° 68	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,4	0,05	0,4	0,025
		<i>A. tenuilabris</i>	0,05	0,006	0,05	0,006	0,1	0,006
<i>B. straminea</i>		1,65	0,206	1,1	0,138	2,75	0,172	
<i>D. anatinum</i>		0	0	0,067	0,008	0,067	0,004	
<i>D. lucidum</i>		0	0	0,067	0,008	0,067	0,004	
<i>L. columella</i>		0	0	0,617	0,077	0,617	0,039	
<i>M. tuberculatus</i>		1,667	0,208	2,367	0,296	4,033	0,252	
<i>P. marmorata</i>		0,2	0,025	0,25	0,031	0,45	0,028	
n° 69	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,15	0,019	0,15	0,009	
	<i>B. straminea</i>	2,05	0,256	2,8	0,35	4,85	0,303	
	<i>D. lucidum</i>	0,35	0,044	0,05	0,006	0,4	0,025	
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	2,45	0,306	2,45	0,153	
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,233	0,029	0,233	0,015	
	<i>P. marmorata</i>	0,05	0,006	0,05	0,006	0,1	0,006	
n° 70	<i>A. tenuilabris</i>	0,05	0,006	0,117	0,015	0,167	0,01	
	<i>B. straminea</i>	0	0	0,133	0,017	0,133	0,008	
	<i>M. tuberculatus</i>	0,183	0,023	0,167	0,021	0,35	0,022	
n° 71	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,006	
	<i>B. straminea</i>	0,15	0,15	2	0,25	2,15	0,239	
	<i>L. columella</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,006	
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,65	0,081	0,65	0,072	
n° 72	<i>A. nordestensis</i>	0,65	0,093	0,1	0,013	0,75	0,05	
	<i>B. straminea</i>	2,8	0,4	2,467	0,308	5,267	0,351	
	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,007	0	0	0,05	0,003	
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,025	0,003	0,025	0,002	
	<i>M. tuberculatus</i>	2,367	0,338	6,067	0,758	8,433	0,562	
	<i>P. marmorata</i>	0,15	0,021	0	0	0,15	0,01	
n° 73	<i>B. straminea</i>	0,65	0,081	0,117	0,015	0,767	0,048	
	<i>D. lucidum</i>	0,2	0,025	0	0	0,2	0,0125	
	<i>M. tuberculatus</i>	0,25	0,031	2,067	0,258	2,317	0,145	
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,025	0,003	0,025	0,002	

n° 74	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,4	0,05	0,4	0,029
	<i>B. straminea</i>	1,45	0,242	5,6	0,7	7,05	0,504
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,004
	<i>M. tuberculatus</i>	15,167	2,528	1,067	0,133	16,233	1,16
	<i>P. marmorata</i>	0	0	0,15	0,019	0,15	0,011
n° 75	<i>B. straminea</i>	0,4	0,05	8,455	1,057	8,855	0,553
	<i>M. tuberculatus</i>	0,217	0,027	4,183	0,523	4,4	0,275
n° 76	<i>A. nordestensis</i>	0,3	0,038	0,067	0,008	0,367	0,023
	<i>B. straminea</i>	0,45	0,056	5,267	0,658	5,717	0,357
	<i>D. anatinum</i>	0	0,	0,033	0,004	0,033	0,002
	<i>M. tuberculatus</i>	3,45	0,431	2,683	0,335	6,133	0,383
n° 77	<i>B. straminea</i>	0,15	0,038	1,3	0,163	1,45	0,121
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	4,7	0,588	4,7	0,392
n° 78	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,4	0,05	0,4	0,033
	<i>B. straminea</i>	0,4	0,1	3,533	0,442	3,933	0,328
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	2,867	0,358	2,867	0,239
n° 79	<i>A. nordestensis</i>	0,25	0,031	0,1	0,013	0,35	0,022
	<i>B. straminea</i>	0,15	0,019	4,1	0,513	4,25	0,266
	<i>M. tuberculatus</i>	1,15	0,144	5,45	0,681	6,6	0,413
n° 80	<i>B. straminea</i>	0	0	1,417	0,177	1,417	0,088
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,033	0,004	0,033	0,002
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,6	0,075	0,6	0,037

Trecho VII

Estação de amostragem

n° 82	<i>B. straminea</i>	1,45	0,181	1,717	0,215	3,167	0,198
	<i>D. anatinum</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003
	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003
	<i>M. tuberculatus</i>	1,2	0,15	1,617	0,202	2,817	0,176
	<i>P. lineata</i>	0	0	0,083	0,01	0,083	0,005
n° 83	<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,003
	<i>B. straminea</i>	0,5	0,063	0,883	0,11	1,383	0,086
	<i>M. tuberculatus</i>	4,2	0,525	2,867	0,358	7,067	0,442
n° 84	<i>B. straminea</i>	1,1	0,138	1,5	0,188	2,6	0,163
	<i>D. anatinum</i>	0,05	0,006	0,15	0,019	0,2	0,013
	<i>M. tuberculatus</i>	0,2	0,025	1,65	0,206	1,85	0,116
n° 86	<i>B. straminea</i>	0	0	1,3	0,163	1,3	0,108
	<i>M. tuberculatus</i>	0,5	0,125	0,15	0,019	0,65	0,054
n° 87	<i>A. nordestensis</i>						
	<i>B. straminea</i>	0,05	0,006	0,4	0,05	0,45	0,028
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0,05	0,006	0,05	0,003
	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003
	<i>M. tuberculatus</i>	4,6	0,575	1,1	0,138	5,7	0,356
n° 88	<i>B. straminea</i>	0,05	0,006	0,75	0,094	0,8	0,05
	<i>M. tuberculatus</i>	6,9	0,863	4,117	0,515	11,017	0,689
n° 89	<i>B. straminea</i>	0,15	0,038	1,917	0,240	2,067	0,172
	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,025	0	0	0,1	0,008
	<i>L. columella</i>	0	0	0,1	0,013	0,1	0,008
	<i>M. tuberculatus</i>	0	0	2,45	0,306	2,45	0,204
n° 90	<i>A. nordestensis</i>	0,25	0,031	0,25	0,031	0,5	0,031
	<i>B. straminea</i>	0,25	0,031	0,472	0,06	0,72	0,045
	<i>D. depressissimum</i>	0,4	0,05	0	0	0,4	0,025
	<i>M. tuberculatus</i>	1,75	0,219	3,639	0,455	5,389	0,337
	<i>A. nordestensis</i>	0,7	0,088	0	0	0,7	0,044
	<i>B. straminea</i>	1,05	0,131	1,45	0,181	2,5	0,156

n° 91	<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,006	0	0	0,05	0,003
	<i>M. tuberculatus</i>	4,4	0,55	0	0	4,4	0,275

	<i>A. nordestensis</i>	0,4	0,057	0	0	0,4	0,027
n° 92	<i>B. straminea</i>	0,2	0,029	0,1	0,013	0,3	0,02
	<i>D. anatinum</i>	0,1	0,014	0	0	0,1	0,007
	<i>M. tuberculatus</i>	2,35	0,336	0,45	0,056	2,8	0,187
	<i>P. marmorata</i>	0,05	0,007	0	0	0,05	0,003

Tabela 3.10: Abundância específica das famílias Ampullariidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, durante todo o estudo e nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Valor obtido = número de exemplares coletados por coletor por minuto; e (*) corresponde ao número de exemplares por coletor por minuto por campanha.

	Período de pré-enchimento da UHE Peixe Angical		Período de pós-enchimento da UHE Peixe Angical e pré-enchimento da UHE São Salvador		Período de pós-enchimento UHE São Salvador		Durante todo o estudo	
	total	*	total	*	total	*	total	*
Trecho IV								
Estação n° 39								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	1,367	0,068	0,05	0,006	1,417	0,038
<i>B. straminea</i>	0,525	0,058	3,733	0,187	1,35	0,169	5,608	0,152
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,1	0,005	0	0	0,1	0,003
<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,567	0,028	0	0	0,567	0,015
<i>D. lucidum</i>	0	0	0,1	0,005	0	0	0,1	0,003
<i>L. columella</i>	0	0	0,3	0,015	0,35	0,044	0,65	0,018
<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,011	0,833	0,042	0,35	0,044	1,283	0,035
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,6	0,075	0,6	0,016
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,522	0,026	0	0	0,522	0,014
Estação n° 42								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,088	0,004	0	0	0,0875	0,002
<i>A. tenuilabris</i>	0	0	0,05	0,003	0,05	0,006	0,1	0,003
<i>B. straminea</i>	0	0	4,136	0,207	5,2	0,65	9,336	0,246
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,5	0,025	0	0	0,5	0,013
<i>M. tuberculatus</i>	4	0,4	11,297	0,565	14,05	1,756	29,347	0,772
<i>P. lineata</i>	0	0	0,375	0,019	0,55	0,069	0,925	0,024
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,363	0,018	0	0	0,3625	0,01
Estação n° 44								
<i>A. nordestensis</i>	0,1	0,009	0	0	0,733	0,092	0,833	0,021
<i>A. tenuilabris</i>	0	0	0,1	0,005	0	0	0,1	0,003
<i>B. straminea</i>	0	0	8,694	0,414	0,767	0,096	9,461	0,237
<i>D. depressissimum</i>	0,1	0,009	0,322	0,015	0	0	0,422	0,011
<i>L. columella</i>	0	0	0,1	0,005	0	0	0,1	0,003
<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,009	24,233	1,154	0,883	0,11	25,217	0,63
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,183	0,023	0,183	0,005
Trecho V								
Estação n° 45								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,05	0,003	0,2	0,025	0,25	0,006
<i>B. straminea</i>	2,05	0,186	1,6	0,08	3,717	0,465	7,367	0,189
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,067	0,003	0,2	0,025	0,267	0,007
<i>D. lucidum</i>	0	0	0,333	0,017	0,033	0,004	0,367	0,009
<i>D. depressissimum</i>	0,1	0,009	0,606	0,03	0	0	0,706	0,018
<i>M. tuberculatus</i>	0,133	0,012	0,433	0,022	2,283	0,285	2,85	0,073
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	1,067	0,133	1,067	0,027
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,789	0,039	0,4	0,05	1,189	0,03

Estação n° 46								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0	0	0,3	0,038	0,3	0,016
<i>B. straminea</i>	0	0	4,95	0,55	2,683	0,335	7,633	0,402
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0,006	0,317	0,04	0,367	0,019
<i>D. lucidum</i>	0	0	0,15	0,017	0,883	0,11	1,033	0,054
<i>D. cimex</i>	0	0	0,8	0,089	0	0	0,8	0,042
<i>D. depressissimum</i>	0	0	7,65	0,85	0,233	0,029	7,883	0,415
<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,033	0,004	4,433	0,554	4,467	0,235
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,15	0,019	0,15	0,008
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,75	0,083	0,167	0,021	0,917	0,048

Estação n° 48								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0	0	0,15	0,019	0,15	0,004
<i>B. straminea</i>	0,1	0,013	0,1	0,006	5,833	0,729	6,033	0,177
<i>B. schrammi</i>	0	0	0	0	0,033	0,004	0,033	0,001
<i>D. anatinum</i>	0	0	0	0	0,2	0,025	0,2	0,006
<i>D. lucidum</i>	0,133	0,017	1,35	0,075	0,717	0,09	2,2	0,065
<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,013	0	0	1,933	0,242	2,033	0,06
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,05	0,006	0,05	0,001
<i>P. marmorata</i>	0	0	0,1	0,006	0,333	0,042	0,433	0,013

Estação n° 49								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0	0	0,467	0,058	0,467	0,014
<i>B. straminea</i>	1,7	0,243	3,033	0,160	3,25	0,406	7,983	0,235
<i>D. anatinum</i>	0,05	0,007	0,1	0,005	0,167	0,021	0,317	0,009
<i>D. lucidum</i>	0	0	1,822	0,096	0,967	0,121	2,789	0,082
<i>D. depressissimum</i>	0,05	0,007	0,25	0,013	0,033	0,004	0,333	0,01
<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,014	0,183	0,01	5,15	0,644	5,433	0,16
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,367	0,046	0,367	0,011
<i>P. marmorata</i>	0,3	0,043	1,25	0,066	0,1	0,013	1,65	0,049

Estação n° 50								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0	0	0,733	0,092	0,733	0,021
<i>B. straminea</i>	0	0	2,250	0,113	7,717	0,965	9,967	0,285
<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0	1,217	0,152	1,217	0,035
<i>D. depressissimum</i>	0,15	0,021	0,4	0,02	0	0	0,55	0,016
<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,233	0,012	1,533	0,192	1,767	0,05
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	1,45	0,181	1,45	0,041
<i>P. marmorata</i>	0,05	0,007	1,25	0,063	0	0	1,3	0,037

Estação n° 51								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0,03	0	0,1	0,013	0,133	0,004
<i>B. straminea</i>	0	0	0,367	0,017	3,483	0,435	3,85	0,113
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,05	0	0,033	0,004	0,083	0,002
<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0	0,067	0,008	0,067	0,002
<i>D. depressissimum</i>	0	0	0,75	0,04	0	0	0,75	0,022
<i>L. columella</i>	0	0	0	0	1,95	0,244	1,95	0,057
<i>M. tuberculatus</i>	0	0	0,917	0,044	0,250	0,031	1,167	0,034
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	0,467	0,058	0,467	0,014
<i>P. marmorata</i>	0	0	1,82	0,09	0,067	0,008	1,883	0,055

Estação n° 52								
<i>A. nordestensis</i>	0	0	0	0	0,317	0,04	0,317	0,009
<i>B. straminea</i>	0,4	0,05	0,733	0,035	3,833	0,479	4,967	0,134
<i>D. anatinum</i>	0	0	0,4	0,019	0	0	0,4	0,011
<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0	0,4	0,05	0,4	0,011
<i>D. depressissimum</i>	0,9	0,112	5,05	0,24	0	0	5,95	0,161
<i>L. columella</i>	0	0	0	0	0,05	0,006	0,05	0,001
<i>M. tuberculatus</i>	0,1	0,013	1,217	0,058	6,4	0,8	7,717	0,209
<i>P. lineata</i>	0	0	0	0	1,717	0,215	1,717	0,046
<i>P. marmorata</i>	1	0,125	0,433	0,021	0	0	1,433	0,039

	0,05	0	0	145,40	2,908
	0,09	0	0	30,19	0,604
	0,4	0	0,1	48,47	0,959
	0,45	0	0	63,82	1,274
	0	0	0	5,22	0,104
	0,45	0	0,25	19,15	0,383
	2,2	0	0,1	4,42	0,088
	0	0	0	0,00	0,000
	0	0	0	0,15	0,003
	0	0	0	0,00	0,000
	0,05	0,05	0	1,30	0,027
	-	-	-	108,20	2,404
	1,2	4,3	0,5	45,93	0,977
	-	-	-	299,42	6,371
	-	-	-	242,70	5,164
	0	0	0	4,55	0,103
	-	-	-	103,87	2,258
	0,05	0	0	3,20	0,073
	-	-	-	56,24	1,197
	-	-	-	58,13	1,237
	0,4	0,05	1,85	19,18	0,457
	-	-	-	22,58	0,480
	0,05	0	-	10,95	0,327
	-	-	-	4,21	0,090
	-	-	-	8,31	0,173
	-	-	-	0,27	0,006
	-	-	-	1,14	0,025
	-	-	-	0,19	0,004
	-	-	-	7,65	0,166
	-	-	-	16,45	0,358
	-	-	-	12,17	0,259
	-	-	-	9,67	0,215
	-	-	-	3,95	0,086
	-	-	-	30,63	0,681
	-	-	-	6,83	0,163
	-	-	-	0,15	0,004
	-	-	-	7,81	0,211
	-	-	-	0,47	0,015
	-	-	-	20,33	0,753
	-	-	-	0,10	0,004
nº 90	-	-	-	-	-
nº 91	-	-	-	-	-
nº 92	-	-	-	-	-
total					
Quantidade por campanha					

	0,35	1	0,05	37,55	0,751
	0,02	0	0	29,52	0,590
	0,1	0,15	0,05	7,70	0,154
	0	0	0	5,00	0,100
	0	0	0	19,05	0,381
	0	0,2	0	28,88	0,578
	0	0	0	10,62	0,212
	0	0,1	0	4,60	0,096
	0,25	0,7	0,2	10,90	0,222
	0	0,25	0	5,20	0,108
	0	0	0	1,30	0,027
	0	0	0	34,30	0,762
	0	0	0	1,30	0,028
	-	-	-	7,73	0,165
	-	-	-	19,17	0,408
	0	0,05	0	8,55	0,194
	-	-	-	9,33	0,203
	0	0,05	0	16,85	0,383
	-	-	-	13,79	0,293
	-	-	-	15,75	0,335
	0	0	0	4,70	0,112
	-	-	-	8,80	0,187
	0	0	-	1,35	0,042
	-	-	-	12,27	0,261
	-	-	-	34,29	0,714
	-	-	-	22,20	0,483
	-	-	-	47,98	1,043
	-	-	-	12,08	0,263
	-	-	-	2,25	0,049
	-	-	-	4,57	0,099
	-	-	-	6,67	0,142
	-	-	-	7,33	0,163
	-	-	-	10,63	0,231
	-	-	-	2,53	0,056
	-	-	-	2,17	0,052
	-	-	-	5,05	0,126
	-	-	-	10,89	0,294
	-	-	-	21,68	0,699
	-	-	-	7,55	0,280
	-	-	-	1,45	0,063
nº 90	-	-	-		
nº 91	-	-	-		
nº 92	-	-	-		
total					
Quantidade por campanha					

Gráfico 3.4 - Abundância de *M. tuberculatus* e *B. straminea* em toda a área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010. As setas indicam o início de operação das turbinas: UHE Peixe Angical (2006) e UHE São Salvador (2009).

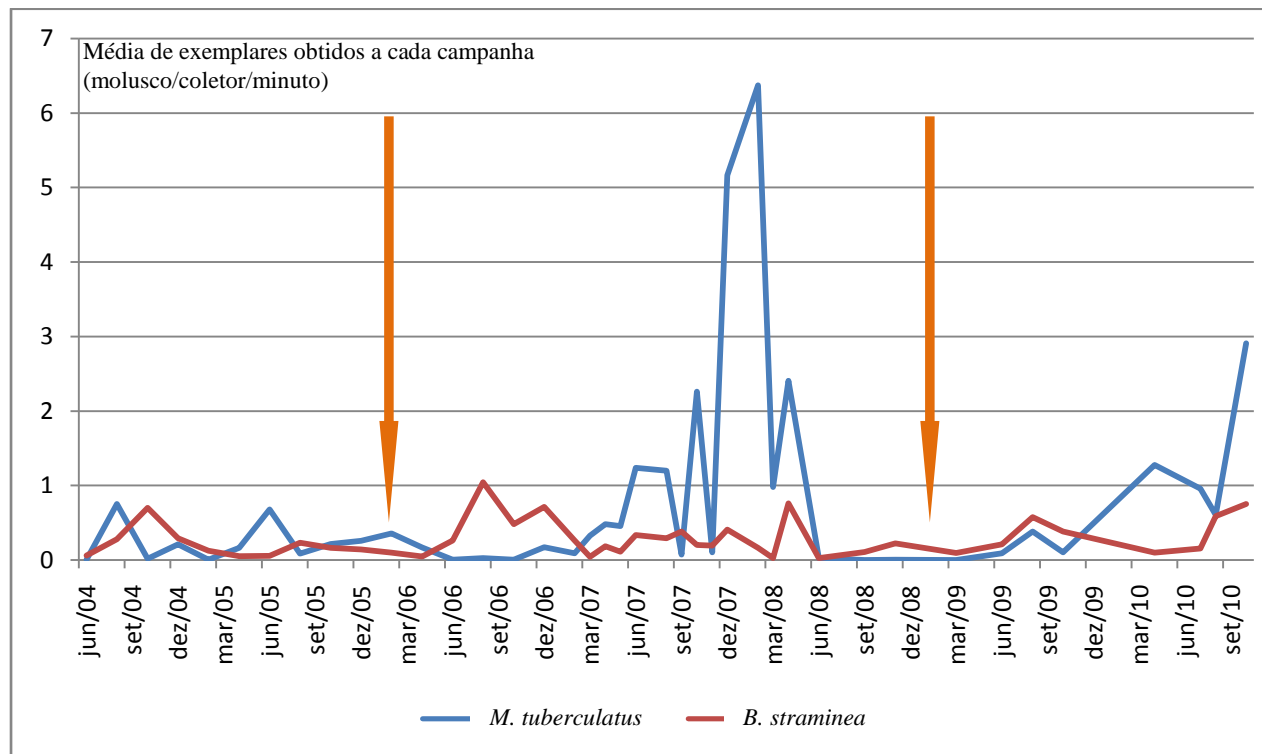


Gráfico 3.5 – Abundância relativa (%) de *M. tuberculosis* e *B. straminea* em toda a área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, durante todas as campanhas, nos sete trechos definidos para o estudo.

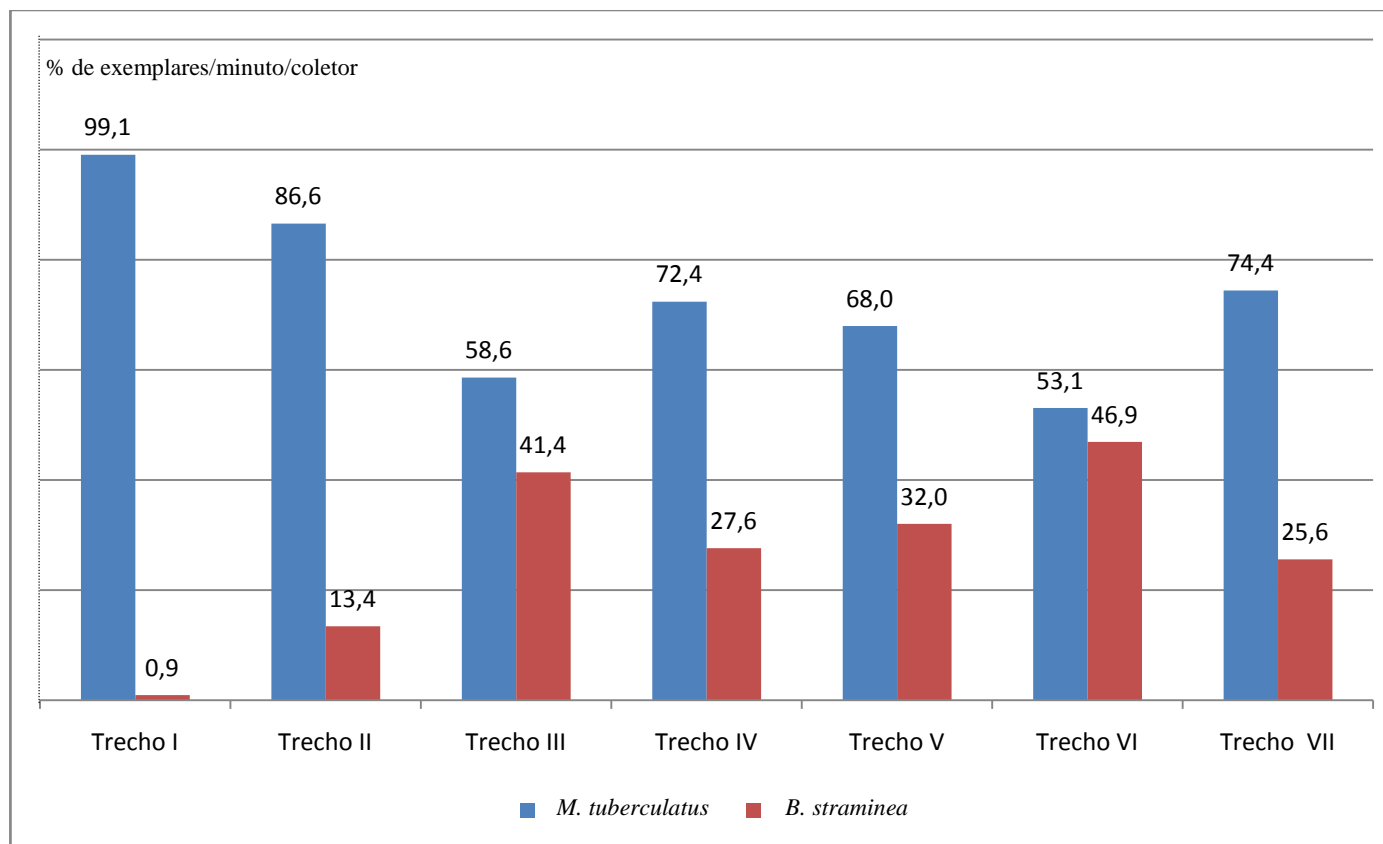


Tabela 3.13 – Abundância relativa (%) das famílias de gastrópodes límnicos encontrados na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. Seguindo Cavalcanti e Larrazábal (2004), quatro categorias foram definidas: muito abundante (● : >50%), abundante (● : 50 a >30%), pouco abundante (● : 30 a ≥10%) e esporádica (● : <10%).

Trecho	Estação de amostragem	Período de pré-enchimento								Período de pós-enchimento							
		Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatopsidae	Thiaridae	Ampullariidae	Ancylidae	Hydrobiidae	Lymnaeidae	Physidae	Planorbidae	Pomatopsidae	Thiaridae
I	Nº 1	1,36	0,39	23,26	0	0	2,71	0	72,28	1,02	4,22	5,53	0	0	1,53	0	87,7
	Nº2	0	0,06	8,55	0	0	0	0	91,39	0	5,31	48,55	0	0	16,19	0	29,95
	Nº3	0,22	0,08	85,81	0	0	0	0	13,89	0	50	50	0	0	0	0	0
II	Nº4	0,07	1,79	95,93	0	0,27	0,46	0	1,48	11,31	5,46	5,34	8,01	11,94	26,43	0	31,51
	Nº5	0,31	1,96	96,07	0	0	0	0	1,66	0,02	0,63	0,69	0,97	0	4,22	0	93,47
	Nº6	0,38	9,66	59,21	0	0	2,61	0	28,14	3,22	1,24	0	1,19	0,64	20,31	0	73,4
	Nº7	0	4,74	0	0	0	4,73	0	90,53	0,39	0,99	29,92	0,23	0,41	19,78	0	48,28
	Nº8	1,94	2,33	15,14	0	0	20,97	0	59,62	0,43	0	73,92	0,14	0	9,72	0	15,79
	Nº9	0	1,25	96,06	0	0,58	0,69	0	1,42	0	2,97	0	0,23	0	22,85	0	73,95
	Nº10	0	15,15	27,27	0	0	3,03	0	54,55	0,19	0,05	0	0	0,05	9,33	0	90,38
	Nº11	0,51	42,18	13,59	0	6,05	2,21	0	35,46	1,3	1,75	0,1	1,49	1,83	14,19	0	79,34
	Nº12	0,63	2,98	72,42	0	2,35	7,52	0	14,1	2,14	2,24	7,57	0,3	0,1	20,17	0	67,48

III	Nº13	0	4,67	91,66	0	0	3	0	0,67	0,48	0,52	19,01	0,08	1,99	24,28	0	53,64
	Nº14	0	9,25	86,7	0	0	4,05	0	0	0,22	0,67	34,05	0,45	0,99	28,62	0	35
	Nº15	0	0,28	99,16	0	0	0	0	0,56	2,23	0,3	17,66	0,41	0,31	66,5	0	12,59
	Nº16	0	3,26	87,95	0	0	8,79	0	0	0,24	5,13	89,31	0	0,39	4,54	0	0,39
	Nº17	0	12,29	70,31	0	0	16,72	0	0,68	0,16	0,1	5,18	0,1	0,21	28,34	0	65,91
	Nº18	0	8,37	50,07	0,43	5,53	29,22	0	6,38	1,36	1,05	14,03	0,35	9,18	18,08	0	55,95
	Nº19	2,82	5,86	0	0	0,07	33,29	0	57,96	0	30,58	18,97	0	10,61	33,28	0	6,56
	Nº20	2,74	7,75	0,34	0	0	89,17	0	0	8,55	10	0	0	0,12	37,2	0	44,13
	Nº21	0	2,53	88,61	0	0	6,33	0	2,53	1,08	1,89	76,41	0,11	0,92	16,18	0	3,41
	Nº22	0	2	96,34	0	0,17	1,16	0	0,33	0,19	0	97,37	0	0	0	0	2,44
	Nº23	0	0	29,8	0	0	1,99	0	68,21	32,87	3,26	4,94	0	0	4,84	0	54,09
	Nº24	0	6,25	92,61	0	0	0	0	1,14	1,29	1,07	87,98	0	0	0	0	9,66

IV	Nº25	0	22,05	0	0	0	61,32	0	16,63	0,3	0,16	4,03	0	0	5,17	0	90,34
	Nº26	0	10,83	86,21	0	0	1,48	0	1,48	3,09	1,63	10,53	0,36	2,54	63,34	0	18,51
	Nº27	17,53	14,67	0	0	0	67,80	0	0	1,62	5,26	44,67	0	0,39	21,2	0	26,86
	Nº28	0	88,89	0	0	0	11,11	0	0	0,29	1,09	1,31	4,63	1,28	6,38	0	85,02
	Nº29	0	0	71,43	0	0	0	0	28,57	1,49	0,44	22,12	2,7	2,54	53,78	0	16,93
	Nº30	0	0	2,50	0	0	97,5	0	0	0,73	1,62	21,8	14,26	5,83	26,77	0	28,97
	Nº31	0	46,22	52,1	0	0	0	0	1,68	3,01	0	12,26	1,58	5,57	33,17	0	44,39
	Nº32	0	0	75	0	0	25	0	0	3,51	1,92	0,21	1,38	7,14	76,57	0	9,27
	Nº33	0	0	95,29	0	0	4,71	0	0	4,47	3,71	0	0	3,23	63,21	0	25,38
	Nº34	0	13,81	24,36	0	0	61,83	0	0	0,57	0,82	12,33	1,22	4,9	48,49	0	31,67
	Nº35	0	41,56	39,06	0	0,55	10,8	0	8,03	3,67	1,78	40,6	0	0,89	24,69	0	28,37
	Nº36	0	54,17	8,33	0	0	37,5	0	0	0,7	0,3	54,04	0	0	13,58	0	31,38
	Nº37	0	0,73	64,23	0	22,63	11,68	0	0,73	0	0,92	67,27	0,35	0,87	10,96	0	19,63
	Nº38	0	4,23	92,25	0	0,13	3,01	0	0,38	0	1,3	23,61	0	0,71	27,86	0	46,52
	Nº40	0	0	84,12	0	0,93	14,95	0	0	0	2,33	79,37	0,57	3,26	9,24	0	5,23
	Nº41	1,03	0,43	33,62	0	0	8,77	0	56,15	1,99	9,94	16,02	0	0,88	57,02	0	14,14

	Nº43	0	0	98,46	0	0	1,54	0	0	0	5,65	57,28	0	0,72	24,5	0	11,85
V	Nº47	0	46,67	46,67	0	0	6,66	0	0	5,82	3,49	1,41	0	0,23	29,45	0	59,6
	Nº53	0	4,08	21,35	0	4,17	12,33	0	58,07	29,07	1,12	0	0	0	33,71	0	36,1
	Nº54	0	2,03	32,42	0	0	10,14	0	55,41	13,54	1,26	0	0,22	4,03	32,59	0	48,36
	Nº55	0	6,47	4,62	0	0	43,65	0	45,26	0,78	1,2	0,1	0,13	0	2,48	0	95,31
	Nº56	0	8,57	7,62	0	8,57	71,43	0	3,81	4,2	0,61	0	0,34	0	2,83	0	92,02
	Nº57	0	100	0	0	0	0	0	0	5,05	0,69	0,46	0	0,34	15,37	0	78,09
	Nº58	0	0	70,2	0	0	0	0	29,8	49,42	0,63	1,25	0,63	0,63	12,38	0	35,06
	Nº59	0	17,12	0	0	0	79,28	0	3,6	32,15	10,92	0,77	3,23	0	22,46	0	30,47
	Nº60	0	0	33,33	0	0	66,67	0	0	58,97	0,98	0	2,63	0,77	28,01	0	8,64
	Nº61	0	3,77	3,77	0	0	64,15	0	28,31	9,03	4,3	0,43	2,26	0,65	12,47	0	70,86
	Nº62	0	9,52	0	0	0	52,38	0	38,1	61,74	4,12	0,34	4,81	0,69	13,06	0	15,24
	Nº63	0	7,55	0	0	0	1,89	0	90,56	24,4	9,64	0	19,29	1,9	24,76	0	20,01
Nº64	0	18,52	0	0	0	74,08	3,7	3,7	0	23,05	0	0	3,5	32,1	34,57	6,78	
VI	Nº65	0	11,69	2,6	0	1,3	46,75	0	37,66	7,76	16,82	0	9,98	1,11	53,6	0	10,73
	Nº66	0	10,77	1,54	0	0	79,23	0	8,46	6,28	3,97	0	15,06	1,26	32,43	0	41
	Nº67	0	3,17	0	0	0	77,78	0	19,05	4,1	2,51	0,17	0	0,25	26,3	0	66,67
	Nº68	0	2,96	10,85	0	3,95	32,57	15,79	33,88	0	24,81	0,51	9,37	3,79	24,81	0	36,71
	Nº69	0	0	10,91	0	1,82	87,27	0	0	3,77	4,85	2,43	0	0,81	48,52	0	39,62
	Nº70	0	0	30	0	0	0	0	70	0	0	18,18	0	0	24,24	6,06	51,52
	Nº71	0	0	0	0	0	100	0	0	0	15	30	1	0	41	0	13
	Nº72	0	1,62	0,81	0	2,43	56,76	0	38,38	0	2,53	0	0	0	29,18	0	68,29
	Nº73	0	12	0	0	0	68	0	20	0	14,33	1,27	0	0,96	4,46	0	78,98
	Nº74	0	0,3	0	0	0	8,70	0	91	0	5,83	0	0	1,94	78,41	0	13,82
	Nº75	0	0	0	0	0	64,86	0	35,14	0	1,1	6,56	0	0	61,77	0	30,57
	Nº76	0	0,85	27,36	0	0	12,82	0	58,97	0	5,44	3,94	0	0	60,41	0	30,21
Nº77	0	0	0	0	0	100	0	0	0	14,69	0	0	0	18,49	0	66,82	

Nº78	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	57,84	0	42,16
Nº79	0	29,55	0	0	0	18,18	0	52,27	0	8,06	0,47	0	0	39,81	0	51,66
Nº80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35,94	0	0	0	45,31	0	18,75

VII

Nº82	0	14,06	0	0	0	48,44	0	37,50	1,87	20,15	3,36	0	0	38,43	0	36,19
Nº83	0	3,09	0	0	0	10,31	0	86,60	0	3,80	0	0	0	23,63	0	72,57
Nº84	0	0	3,57	0	0	82,14	0	14,29	0	42,61	0	0	0	28,70	0	28,69
Nº86	0	0	0	0	0	0	0	100	0	56,06	0	0	0	39,39	0	4,55
Nº87	0	2,08	0	0	0	2,08	0	95,84	0	18,42	0	0	0	23,69	0	57,89
Nº88	0	0	0	0	0	0,72	0	99,28	0	0	0	0	0	15,41	0	84,59
Nº89	0	28,57	0	0	0	71,43	0	0	0	0	0	2,24	0	42,91	0	54,85
Nº90	0	0	0	0	0	33,96	0	66,04	0	1,13	0	0	0	16,36	0	82,49
Nº91	0	2,36	0	0	0	28,35	0	69,29	0	12,12	0	0	0	87,88	0	0
Nº92	0	0	0	0	1,61	22,58	0	75,81	0	26,67	0	0	0	13,33	0	60

Tabela 3.14 – Abundância relativa (%) da fauna dos gastrópodes límnicos das estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Seguindo Cavalcanti e Larrazábal (2004), quatro categorias foram definidas: muito abundante (● : >50%), abundante (● : 50 a >30%), pouco abundante (● : 30 a ≥10%) e esporádica (● : <10%).

		Estações de amostragem										
		Nº 39	Nº 42	Nº 44	Nº 45	Nº 46	Nº 48	Nº 49	Nº 50	Nº 51	Nº 52	
Período de pré-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical	Famílias	Ancylidae	14,22	0	29,49	6,68	0	1,65	0	80	0	9,84
		Hydrobiidae	72,13	13,04	62,82	55,15	0	97,12	56,86	0	100	70,49
		Physidae	0	0	0	0	0	0	5,89	5	0	8,2
		Planorbidae	11,47	0	5,13	35,93	0	0,86	35,29	15	0	10,65
		Thiaridae	2,18	86,96	2,56	2,23	0	0,37	1,96	0	0	0,82
Período de pós-enchimento do reservatório da UHE Peixe Angical e de pré-enchimento da UHE São Salvador	Famílias	Ampullariidae	0	1,04	0	0	0	0	0	0	0	0
		Ancylidae	3,91	1,48	0,33	11,27	0,85	2,3	9,73	22	10,02	6,61
		Hydrobiidae	73,87	52,07	49,58	66,81	0	87,5	36,18	16	48,51	42,47
		Lymnaeidae	0,89	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0
		Physidae	1,54	1	0	4,46	5,16	0,66	10,19	18,75	19,16	2,82
		Planorbidae	17,33	13,05	13,5	15,01	93,76	9,54	42,41	39,75	12,65	40,19
Thiaridae	2,46	31,36	36,44	2,45	0,23	0	1,49	3,5	9,66	7,91		
Período de pós-enchimento do reservatório da UHE São Salvador	Famílias	Ampullariidae	8,64	2,23	3,52	9,67	1,51	0,53	3,44	10,4	7,24	13,29
		Ancylidae	4,32	0	0,96	1,66	7,41	1,07	0,94	9,2	0,53	1,55
		Hydrobiidae	56,84	19,31	49,68	26,75	0	0	0,47	0	0	0
		Lymnaeidae	5,03	0	0	0	0	0	0	0	30,23	0,39
		Physidae	0	0	0	3,62	1,68	3,56	0,94	0	1,03	0
		Planorbidae	20,14	21,14	28,85	37,61	44,61	74,16	45,85	69,39	57,1	35,22
Thiaridae	5,03	57,32	16,99	20,69	44,79	20,68	48,36	11,01	3,87	49,55		

Tabela 3.15 – Abundância relativa (%) das espécies de Planorbidae e Thiaridae encontradas na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento. Seguindo Cavalcanti e Larrazábal (2004), quatro categorias foram definidas: muito abundante (●: >50%), abundante (●: 50 a >30%), pouco abundante (●: 30 a ≥10%) e esporádica (●: <10%).

Trecho	Estação de amostragem	Período de pré-enchimento						Período de pós-enchimento								
		<i>A. nordestensis</i>	<i>B. straminea</i>	<i>D. anatinum</i>	<i>D. depressissimum</i>	<i>D. lucidum</i>	<i>A. tenuilabris</i>	<i>M. tuberculatus</i>	<i>A. nordestensis</i>	<i>B. schrammi</i>	<i>B. straminea</i>	<i>D. anatinum</i>	<i>D. depressissimum</i>	<i>D. lucidum</i>	<i>A. tenuilabris</i>	<i>M. tuberculatus</i>
I	Nº 1	0	0	0	0	100	0	100	0	0	100	0	0	0	0	100
	Nº 2	0	0	0	0	0	36,72	63,28	0	0	34,33	0	0	65,67	19,35	80,65
	Nº 3	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
II	Nº 4	0	0	44,44	0	55,56	0	100	0	0	89,42	2,89	0	7,69	0	100
	Nº 5	0	0	0	0	0	0	100	0	0	70,21	1,17	0	28,62	0	100
	Nº 6	0	0	58,18	0	41,82	0	100	0	0	76,01	8,34	10,71	4,94	0	100
	Nº 7	0	0	100	0	0	0	100	0	0	82,73	0,93	2,8	13,54	0	100
	Nº 8	0	100	0	0	0	70,36	29,64	0	0	90,44	0	2,33	7,23	0	100
	Nº 9	0	0	30,11	41,93	27,96	0	100	0	0	96,67	0	0,67	2,66	0	100
	Nº 10	100	0	0	0	0	0	100	0	0	98,44	0	1,56	0	0	100
	Nº 11	0	0	11,63	20,93	67,44	0	100	0	0	78,98	1,64	10,69	8,69	0	100
	Nº 12	0	0	26,04	0	73,96	0	100	0,74	0	73,09	11,11	2,96	12,1	0	100
	Nº 13	0	0	88,89	0	11,11	0	100	0	0	88,22	2,45	8,84	0,49	0	100
Nº 14	0	0	0	0	100	0	0	0	0	97,32	2,68	0	0	0	100	

III	N° 15	0	0	0	0	0	100	0	0	0	94,98	1,04	0	3,98	0	100
	N° 16	0	0	0	0	100	0	0	0	0	53,04	2,61	9,57	34,78	0	100
	N° 17	0	0	12,24	0	87,76	0	100	0	0	90,9	6,03	1,06	2,01	0	100
	N° 18	0	90,29	0,98	0	8,73	0	100	1,46	0	89,55	4,37	4,37	0,25	0	100
	N° 19	0	96,72	0	0	3,28	0	100	0	0	36,45	11,06	15,37	37,12	0	100
	N° 20	0	99,75	0	0	0,25	0	0	0	0	83,75	5,94	5	5,31	0	100
	N° 21	0	0	0	0	100	100	0	0	0	77,26	4,01	8,36	10,37	0	100
	N° 22	71,43	0	28,57	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
	N° 23	0	66,67	0	33,33	0	3,88	96,12	0	0	65,31	6,12	28,57	0	0	100
	N° 24	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	50	50
IV	N° 25	0	90	10	0	0	0	100	0	0	95,17	0	0	4,83	0	100
	N° 26	0	0	0	0	100	0	100	0	1,15	75,64	2,29	3,44	17,48	0	100
	N° 27	0	16,43	0,40	83,17	0	0	0	0	0,61	68,67	13,27	7,35	10,1	0	100
	N° 28	100	0	0	0	0	0	0	0	0	84,81	0,74	5,94	8,51	0	100
	N° 29	0	0	0	0	0	0	100	0,31	0	60,62	9,74	26,97	2,36	0	100
	N° 30	0	98,72	1,28	0	0	0	0	0,3	0	61,88	5,45	22,39	9,98	0	100
	N° 31	0	0	0	0	0	0	100	0	0	48,53	18,59	14,51	18,37	0	100
	N° 32	0	100	0	0	0	0	0	2,5	0	62,87	13,63	16,55	4,45	0	100
	N° 33	0	0	100	0	0	0	0	0	0	69,77	5,11	12,49	12,63	0	100
	N° 34	0	100	0	0	0	0	0	0	11,11	65,99	12,63	7,91	2,36	0	100
	N° 35	0	46,16	15,38	38,46	0	0	100	0	0	92,8	0	3,6	3,6	0	100
	N° 36	0	0	44,45	33,33	22,22	0	0	0	0	87,1	0	2,95	9,95	0	100
	N° 37	0	0	100	0	0	0	100	0	0	94,04	0,69	0,46	4,81	0	100
	N° 38	0	17,02	0	0	82,98	0	100	0	1,27	85,59	0	2,97	10,17	0	100
	N° 40	0	100	0	0	0	0	0	3,36	0	82,43	0,75	13,46	0	0	100
N° 41	16,05	67,91	0	1,23	14,81	0,39	99,61	5,23	0	92,25	0	0	2,52	0	100	
N° 43	0	0	0	0	100	0	0	0	0	34,74	3,9	0	61,36	0	100	
V	N° 47	0	0	100	0	0	0	0	9,49	0,79	60,08	0	0	29,64	0	100
	N° 53	0	97,89	0	0	2,11	0	100	1,67	0	80,42	0	0	17,91	0	100
	N° 54	0	100	0	0	0	65,85	34,15	1,83	0	86,31	1,13	0	10,73	0	100
	N° 55	0	95,24	0	0	4,76	0	100	22,15	0	73,82	0	0	4,03	0	100

N° 56	0	88	0	0	12	0	100	16,22	0	64,86	16,22	0	2,7	0	100
N° 57	0	0	0	0	0	0	0	11,19	0	88,81	0	0	0	0	100
N° 58	0	0	0	0	0	46,43	53,57	4,04	0	94,28	0	0	1,68	0	100
N° 59	0	56,82	0	0	43,18	0	100	5,48	0	94,52	0	0	0	0	100
N° 60	0	100	0	0	0	0	0	14,06	0	85,94	0	0	0	0	100
N° 61	0	100	0	0	0	0	100	1,72	0	98,28	0	0	0	0	100
N° 62	27,27	72,73	0	0	0	0	100	16,67	0	83,33	0	0	0	0	100
N° 63	0	0	100	0	0	0	100	0,96	0	97,12	1,92	0	0	0	100
N° 64	0	100	0	0	0	100	0	8,97	0	72,44	14,1	0	4,49	0	100

VI	N° 65	0	83,33	0	11,11	5,56	0	100	2,07	0	97,93	0	0	0	0	100
	N° 66	0	76,7	6,8	0,97	15,53	0	100	6,45	0	93,55	0	0	0	0	100
	N° 67	0	93,88	0	0	6,12	0	100	0,64	0	99,36	0	0	0	0	100
	N° 68	0	100	0	0	0	2,91	97,09	24,49	0	67,35	4,08	0	4,08	2,07	97,93
	N° 69	0	85,42	0	0	14,58	0	0	5	0	93,33	0	0	1,67	0	100
	N° 70	0	0	0	0	0	21,43	78,57	0	0	100	0	0	0	41,18	58,82
	N° 71	0	100	0	0	0	0	0	2,44	0	97,56	0	0	0	0	100
	N° 72	18,57	80	0	1,43	0	0	100	3,86	0	95,18	0	0	0,96	0	100
	N° 73	0	76,47	0	0	23,53	0	100	0	0	100	0	0	0	0	100
	N° 74	0	100	0	0	0	0	100	6,61	0	92,56	0	0	0,83	0	100
	N° 75	0	100	0	0	0	0	100	0	0	100	0	0	0	0	100
	N° 76	40	60	0	0	0	0	100	1,24	0	98,14	0,62	0	0	0	100
	N° 77	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100
	N° 78	0	100	0	0	0	0	0	10,17	0	89,83	0	0	0	0	100
	N° 79	62,5	37,5	0	0	0	0	100	2,38	0	97,62	0	0	0	0	100
	N° 80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97,70	0	0	2,30	0	100

VII	N° 82	0	93,54	3,23	3,23	0	0	100	0	0	100	0	0	0	0	100
	N° 83	0	100	0	0	0	0	100	5,36	0	94,64	0	0	0	0	100
	N° 84	0	95,65	4,35	0	0	0	100	0	0	90,91	9,09	0	0	0	100
	N° 86	0	0	0	0	0	0	100	0	0	100	0	0	0	0	100
	N° 87	0	50	0	50	0	0	100	0	0	88,89	0	0	11,11	0	100

N° 88	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100
N° 89	0	60	40	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100
N° 90	27,78	27,78	0	44,44	0	0	100	34,62	0	65,38	0	0	100
N° 91	38,89	58,33	0	2,78	0	0	100	0	0	100	0	0	0
N° 92	57,14	28,57	14,29	0	0	0	100	0	0	100	0	0	100

Tabela 3.16 – Abundância relativa (%) das espécies de Planorbidae e Thiaridae ocorrentes nas estações de amostragem próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento dos reservatórios. Seguindo Cavalcanti e Larrazábal (2004), quatro categorias foram definidas: muito abundante (>50%), abundante (50 a >30%), pouco abundante (30 a ≥10%) e esporádica (<10%).

		Estações de amostragem									
		Nº 39	Nº 42	Nº 44	Nº 45	Nº 46	Nº 48	Nº 49	Nº 50	Nº 51	Nº 52
Antes da construção da UHE Peixe Angical	Planorbidae										
	<i>A. nordestensis</i>	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0
	<i>B. straminea</i>	100	0	0	95,35	0	42,85	94,44	0	0	30,77
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0	0	0	0	2,78	0	0	0
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	50	4,65	0	0	2,78	100	0	69,23
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0	0	57,15	0	0	0	0
	Thiaridae										
<i>M. tuberculatus</i>	100	100	100	100	0	100	100	0	0	100	
Após a instalação da UHE Peixe Angical, mas antes da construção da UHE São Salvador	Planorbidae										
	<i>A. nordestensis</i>	23,29	1,85	0	1,89	0	0	0	0	2,77	0
	<i>B. straminea</i>	63,64	87,56	96,42	60,25	36,39	6,9	58,27	84,91	30,56	11,86
	<i>D. anatinum</i>	1,7	10,59	0	2,51	0,37	0	1,92	0	4,17	6,47
	<i>D. cimex</i>	0	0	0	0	5,88	0	0	0	0	0
	<i>D. depressissimum</i>	9,67	0	3,58	22,8	56,25	0	4,8	15,09	62,5	81,67
	<i>D. lucidum</i>	1,7	0	0	12,55	1,2	93,1	35,01	0	0	0
	Thiaridae										
	<i>A. tenuilabris</i>	0	0,44	0,41	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. tuberculatus</i>	100	99,56	95,59	100	100	0	100	100	100	100	

Após a instalação da UHE São Salvador	Planorbidae										
	<i>A. nordestensis</i>	3,57	0	48,89	4,82	6,79	2,16	9,56	7,58	2,71	6,96
	<i>B. schrammi</i>	0	0	0	0	0	0,48	0	0	0	0
	<i>B. straminea</i>	96,43	100	51,11	89,56	60,75	84,13	66,55	79,83	94,57	84,25
	<i>D. anatinum</i>	0	0	0	4,81	7,17	2,89	3,42	0	0,91	0
	<i>D. depressissimum</i>	0	0	0	0	5,28	0	0,68	0	0	0
	<i>D. lucidum</i>	0	0	0	0,9	20,01	10,34	19,79	12,59	1,81	8,79
	Thiaridae										
	<i>A. tenuilabris</i>	0	0,35	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>M. tuberculatus</i>	100	99,65	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabela 3.20 – Índices de diversidade nas estações de amostragem (EA) na área dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Peixe Angical e São Salvador, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo. Diversidade intrabiótopo ($D\alpha$), obtida em cada estação de amostragem e em cada trecho; Unidade Taxonômica Operacional (UTO): quantidade (S) e taxon obtido (Ampullariidae: *P. lineata*¹; Ancyliidae²; Lymnaeidae: *L. columella*³; Hydrobiidae: *Potamolithus* sp.⁴; Physidae: *P. marmorata*⁵; Planorbidae: *A. nordestensis*⁶, *B. schrammi*⁷, *B. straminea*⁸, *D. anatinum*⁹, *D. lucidum*¹¹, *D. depressissimum*¹²; Pomatiopsidae: *Idiopyrgus* sp.¹³; Thiaridae: *A. tenuilabris*¹⁴ e *M. tuberculatus*¹⁵); Índice de Shannon (H'); Índice de Uniformidade ou Equabilidade (J) e Índice de Margalef (D_{Mg}). Os traços indicam a impossibilidade da análise, com base nos dados presentes.

Trecho	EA	Período de pré-enchimento					Período de pós-enchimento					Durante todo o período					
		UTOs		Índices de diversidade			UTOs		Índices de diversidade			UTOs		Índices de diversidade			
		S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	
I	$D\alpha$	Nº 1	5	1, 2, 4, 11, 15	0,75	0,47	1,86	5	1, 2, 4, 8, 15	0,52	0,32	1,56	6	1, 2, 4, 8, 11, 15	0,67	0,37	1,63
		Nº 2	4	2, 4, 14, 15	0,90	0,65	0,88	6	2, 4, 8, 11, 14, 15	1,41	0,79	6,00	6	2, 4, 8, 11, 14, 15	1,02	0,57	1,44
		Nº 3	4	1, 2, 4, 15	0,42	0,31	0,82	2	2, 4	0,69	1,00	-	4	1, 2, 4, 15	0,43	0,31	0,82
		No trecho	6	1, 2, 4, 11, 14, 15	1,02	0,57	1,15	7	1, 2, 4, 8, 11, 14, 15	0,83	0,42	2,19	7	1, 2, 4, 8, 11, 14, 15	1,08	0,55	1,32
II	$D\alpha$	Nº 4	7	1, 2, 4, 5, 9, 11, 15	0,22	0,11	1,54	9	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,84	0,84	3,11	9	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 15	0,95	0,43	1,94
		Nº 5	4	1, 2, 4, 15	0,20	0,15	0,86	8	1, 2, 3, 4, 8, 9, 11, 15	0,34	0,16	1,52	8	1, 2, 3, 4, 8, 9, 11, 15	0,80	0,39	1,43
		Nº 6	6	1, 2, 4, 9, 11, 15	1,03	0,57	1,74	9	1, 2, 3, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,96	0,44	2,18	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,33	0,57	2,23
		Nº 7	3	2, 9, 15	0,38	0,34	2,67	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,25	0,54	2,36	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,24	0,54	2,34
		Nº 8	6	1, 2, 4, 8, 14, 15	1,45	0,81	2,33	7	1, 2, 3, 8, 11, 12, 15	0,81	0,42	1,40	9	1, 2, 3, 4, 8, 11, 12, 14, 15	1,02	0,47	1,82
		Nº 9	7	2, 4, 5, 9, 11,	0,23	0,12	1,70	6	2, 3, 8, 11, 12, 15	0,72	0,40	1,62	9	2, 3, 4, 5, 8, 9, 11,	1,03	0,47	1,99

II	Dα	N ^o 10	4	12, 15	1,08	0,78	2,51	6	1, 2, 5, 8, 12, 15	0,34	0,19	1,18	8	12, 15	1, 2, 4, 5, 6, 8, 12, 15	0,44	0,21	1,64
		N ^o 11	8	2, 4, 6, 15	1,30	0,63	3,54	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,83	0,36	1,96	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,95	0,41	1,93	
		N ^o 12	7	1, 2, 4, 5, 9, 11, 15	0,97	0,50	1,96	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,15	0,48	2,85	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,38	0,58	2,50	
		No trecho	11	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	0,81	0,34	1,93	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,06	0,44	1,61	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,22	0,49	1,69	
III	Dα	N ^o 13	5	2, 4, 9, 11, 15	0,37	0,23	1,48	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,24	0,54	2,41	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,31	0,57	2,23	
		N ^o 14	3	2, 4, 11	0,47	0,43	0,93	8	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 15	1,25	0,60	1,77	9	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,28	0,58	1,95	
		N ^o 15	3	2, 4, 14	0,05	0,05	0,56	9	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,17	0,53	2,35	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 14, 15	1,00	0,43	2,15	
		N ^o 16	3	2, 4, 11	0,44	0,40	0,73	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,50	0,23	2,14	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,50	0,23	1,97	
		N ^o 17	5	2, 4, 9, 11, 15	0,90	0,56	1,49	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,93	0,40	2,30	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,32	0,57	2,16	
		N ^o 18	8	2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,38	0,66	2,84	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,34	0,56	2,31	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,44	0,60	2,23	
		N ^o 19	6	1, 2, 5, 8, 11, 15	1,00	0,56	1,10	8	2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,88	0,91	2,48	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,36	0,62	1,70	
		N ^o 20	5	1, 2, 4, 8, 11	0,43	0,27	1,19	8	1, 2, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,41	0,68	2,09	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,17	0,53	1,97	
		N ^o 21	4	2, 4, 11, 14	0,47	0,34	1,45	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,91	0,40	2,63	11	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 14, 15	0,88	0,37	2,74	
		N ^o 22	6	2, 4, 5, 6, 9, 15	0,20	0,11	1,47	3	1, 4, 15	0,13	0,12	0,69	7	1, 2, 4, 5, 6, 9, 15	0,19	0,10	1,55	
		N ^o 23	5	4, 8, 12, 14, 15	0,82	0,51	1,98	7	1, 2, 4, 8, 9, 12, 15	1,14	0,59	2,12	8	1, 2, 4, 8, 9, 14, 12, 15	1,20	0,58	2,19	
		N ^o 24	3	2, 4, 15	0,30	0,27	0,92	5	1, 2, 4, 14, 15	0,51	0,32	1,46	5	1, 2, 4, 14, 15	0,47	0,29	1,25	
		No trecho	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,36	0,55	1,95	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,52	0,61	1,82	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,48	0,59	1,68	
IV	Dα	N ^o 25	4	2, 8, 9, 15	1,13	0,82	1,99	6	1, 2, 4, 8, 11, 15	0,41	0,23	0,93	7	1, 2, 4, 8, 9, 11, 15	0,47	0,24	1,11	
		N ^o 26	4	2, 4, 11, 15	0,49	0,36	1,30	11	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,61	0,67	4,41	11	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 1, 11, 12, 15	1,48	0,62	3,38	
		N ^o 27	5	1, 2, 8, 9, 12	1,17	0,73	1,60	10	1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,49	0,65	2,77	10	1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,81	0,79	2,48	
		N ^o 28	2	2, 6	0,35	0,50	-	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,67	0,29	1,93	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	0,69	0,29	2,14	

IV	Da	Nº 29	2	4, 15	0,60	0,86	-	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,78	0,74	2,93	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,77	0,74	2,91
		Nº 30	3	4, 8, 9	0,18	0,17	1,44	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,87	0,78	2,69	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,85	0,77	2,63
		Nº 31	3	2, 4, 15	0,77	0,70	1,12	9	1, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,73	0,79	2,58	10	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,88	0,82	2,70
		Nº 32	2	4, 8	0,56	0,81	-	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,72	0,72	3,64	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,76	0,74	3,60
		Nº 33	2	4, 9	0,19	0,27	0,69	8	1, 2, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,59	0,77	2,44	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,79	0,82	2,60
		Nº 34	3	2, 4, 8	0,91	0,83	1,02	11	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,76	0,73	3,32	11	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,73	0,72	3,02
		Nº 35	7	2, 4, 5, 8, 9, 12, 15	1,31	0,67	3,34	8	1, 2, 4, 5, 8, 11, 12, 15	1,38	0,66	2,59	9	1, 2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,54	0,70	2,63
		Nº 36	5	2, 4, 9, 11, 12	1,31	0,81	4,57	7	1, 2, 4, 8, 11, 12, 15	1,08	0,56	1,71	8	1, 2, 4, 8, 9, 11, 12, 15	1,28	0,62	1,96
		Nº 37	5	2, 4, 5, 9, 15	0,90	0,56	4,37	9	2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	0,96	0,44	2,11	9	2, 3, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,13	0,51	2,08
		Nº 38	6	2, 4, 5, 8, 11, 15	0,36	0,20	1,53	8	2, 4, 5, 7, 8, 11, 12, 15	1,29	0,62	2,64	8	2, 4, 5, 7, 8, 11, 12, 15	1,02	0,49	1,90
		Nº 40	3	4, 5, 8	0,47	0,43	0,84	9	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 15	0,84	0,38	2,31	9	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 15	0,78	0,35	2,13
		Nº 41	9	1, 2, 4, 6, 8, 11, 12, 14, 15	1,07	0,49	2,33	8	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 15	1,42	0,68	2,58	10	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 14, 15	1,39	0,60	2,35
		Nº 43	2	4, 11	0,08	0,11	0,85	7	2, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,31	0,67	1,97	7	2, 4, 5, 8, 9, 11, 15	1,20	0,62	1,88
		No trecho		11	1, 2, 5, 4, 6, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,54	0,64	2,05	12	1, 2, 3, 5, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,38	0,56	1,69	13	1, 2, 3, 5, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 14, 15	1,48	0,58
V	Da	Nº 47	3	2, 4, 9	0,89	0,81	9	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 15	1,30	0,59	3,01	10	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 15	1,38	0,60	3,34	
		Nº 53	6	2, 4, 5, 8, 11, 15	1,18	0,66	1,69	6	1, 2, 6, 8, 11, 15	1,33	0,74	2,02	8	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 15	1,47	0,71	2,04
		Nº 54	5	2, 4, 8, 14, 15	1,36	0,84	4,43	9	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 11, 15	1,35	0,61	2,57	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 14, 15	1,54	0,64	3,11
		Nº 55	5	2, 4, 8, 11, 15	1,12	0,70	2,02	8	1, 2, 3, 4, 6, 8, 11, 15	0,26	0,13	1,52	8	1, 2, 3, 4, 6, 8, 11, 15	0,39	0,19	1,50
		Nº 56	6	2, 4, 5, 8, 11, 15	1,24	0,69	8,94	8	1, 2, 3, 6, 8, 9, 11, 15	0,39	0,19	1,85	10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 15	0,54	0,23	2,36
		Nº 57	1	2	0,00	-	-	7	1, 2, 4, 5, 6, 8, 15	0,76	0,39	2,24	7	1, 2, 4, 5, 6, 8, 15	0,80	0,41	2,23
		Nº 58	3	4, 14, 15	0,82	0,74	2,34	9	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 15	1,16	0,53	2,17	10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 14, 15	1,28	0,56	2,40
		Nº 59	4	2, 8, 11, 15	1,15	0,83	1,75	7	1, 2, 3, 4, 6, 8, 15	1,50	0,77	2,52	8	1, 2, 3, 4, 6, 8, 11, 15	1,68	0,81	2,50

V	Da	Nº 60	2	4, 8	0,64	0,92	-	7	1, 2, 3, 5, 6, 8, 15	1,17	0,60	2,20	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 15	1,19	0,57	2,56
		Nº 61	4	2, 4, 8, 15	0,89	0,64	3,08	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 15	1,01	0,49	2,55	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 15	1,09	0,53	2,42
		Nº 62	4	2, 6, 8, 15	1,24	0,89	-	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 15	1,24	0,60	2,61	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 15	1,31	0,63	2,55
		Nº 63	3	2, 9, 15	0,36	0,33	2,05	8	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 15	1,67	0,80	2,65	8	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 15	1,64	0,79	2,49
		Nº 64	4	2, 8, 13, 14	0,78	0,56	10,00	8	2, 5, 6, 8, 9, 11, 13, 15	1,65	0,79	3,35	9	2, 5, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 15	1,63	0,74	3,56
No trecho			10	2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 15	1,48	0,64	1,99	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 15	1,27	0,51	1,70	13	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 15	1,34	0,52	1,82
VI	Da	Nº 65	7	2, 4, 5, 8, 11, 12, 15	1,39	0,71	4,45	7	1, 2, 3, 5, 6, 8, 15	1,41	0,72	2,73	10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 15	1,53	0,66	3,52
		Nº 66	7	2, 4, 8, 9, 11, 12, 15	1,27	0,65	3,21	7	1, 2, 3, 5, 6, 8, 15	1,45	0,75	2,89	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,61	0,67	3,74
		Nº 67	4	2, 8, 11, 15	0,80	0,58	2,62	7	1, 2, 4, 5, 6, 8, 15	0,88	0,45	2,01	8	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 15	0,95	0,46	2,23
		Nº 68	7	2, 4, 5, 8, 13, 14, 15	1,54	0,79	3,70	10	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 14, 15	1,69	0,73	4,78	11	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 15	1,83	0,76	4,07
		Nº 69	4	4, 5, 8, 11	0,80	0,57	2,97	8	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 15	1,25	0,60	3,84	8	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 15	1,30	0,63	3,20
		Nº 70	3	4, 14, 15	0,97	0,89	-	5	4, 8, 13, 14, 15	1,51	0,94	-	5	4, 8, 13, 14, 15	1,43	0,89	-
		Nº 71	1	8	0	-	-	6	2, 3, 4, 6, 8, 15	1,37	0,76	3,11	6	2, 3, 4, 6, 8, 15	1,36	0,76	3,05
		Nº 72	7	2, 4, 5, 6, 8, 12, 15	1,20	0,62	3,30	5	2, 6, 8, 11, 15	0,78	0,48	1,83	8	2, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 15	1,02	0,49	2,58
		Nº 73	4	2, 8, 11, 15	1,21	0,87	13,4	5	2, 4, 5, 8, 15	0,70	0,44	4,16	6	2, 4, 5, 8, 11, 15	1,13	0,63	3,70
		Nº 74	3	2, 8, 15	0,32	0,29	0,71	6	2, 5, 6, 8, 11, 15	0,93	0,52	2,45	6	1, 5, 6, 8, 11, 15	0,82	0,46	1,57
		Nº 75	1	15	0	-	-	4	2, 4, 8, 15	0,89	0,64	1,15	4	2, 4, 8, 15	0,89	0,64	1,14
		Nº 76	5	2, 4, 6, 8, 15	1,06	0,66	2,26	6	2, 4, 6, 8, 9, 15	1,02	0,57	2,29	6	2, 4, 6, 8, 9, 15	1,23	0,68	1,86
		Nº 77	1	8	0	-	-	3	2, 8, 15	0,86	0,79	1,03	3	2, 8, 15	0,88	0,80	1,01
		Nº 78	1	8	0	-	-	3	6, 8, 15	0,87	0,79	1,04	3	6, 8, 15	0,86	0,78	1,01
		Nº 79	4	2, 6, 8, 15	1,13	0,81	3,81	5	2, 4, 6, 8, 15	0,98	0,61	1,70	5	2, 4, 6, 8, 15	1,08	0,67	1,57
Nº 80	0	-	-	-	-	4	2, 8, 11, 15	1,09	0,79	2,58	4	2, 8, 11, 15	1,09	0,79	2,58		
No trecho			11	2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15	1,36	0,57	2,50	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 15	1,30	0,52	2,28	13	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15	1,35	0,53	2,31

VII	Da	Nº 82	5	2, 8, 9, 12, 15	1,13	0,70	3,44	5	1, 2, 4, 8, 15	1,25	0,77	2,67	7	1, 2, 4, 8, 9, 12, 15	1,23	0,63	2,95
		Nº 83	3	2, 8, 15	0,47	0,42	1,27	4	2, 6, 8, 15	0,75	0,54	2,18	4	2, 6, 8, 15	0,61	0,44	1,38
		Nº 84	4	4, 8, 9, 15	0,71	0,51	8,92	4	2, 8, 9, 15	1,16	0,84	1,72	5	2, 4, 8, 9, 15	1,22	0,76	2,03
		Nº 86	1	15	0			3	2, 8, 15	0,83	0,76	1,68	3	2, 8, 15	1,02	0,93	1,50
		Nº 87	4	2, 8, 12, 15	0,22	0,16	1,91	4	2, 8, 11, 15	1,05	0,76	4,67	5	2, 8, 11, 12, 15	0,57	0,36	2,10
		Nº 88	2	8, 25	0,04	0,06	0,52	2	8, 15	0,43	0,62	0,63	2	8, 15	0,25	0,36	0,40
		Nº 89	3	2, 8, 9	1,08	0,98		3	3, 8, 15	0,78	0,71	1,34	5	2, 3, 8, 9, 15	0,95	0,59	2,54
		Nº 90	4	6, 8, 12, 15	1,01	0,72	3,08	4	2, 6, 8, 15	0,61	0,44	2,02	5	2, 6, 8, 12, 15	0,82	0,51	2,05
		Nº 91	5	2, 6, 8, 12, 15	0,92	0,57	2,16	2	2, 8	0,37	0,53	2,00	5	2, 6, 8, 12, 15	1,07	0,67	1,92
		Nº 92	5	5, 6, 8, 9, 15	0,83	0,51	3,54	3	2, 8, 15	0,93	0,84		6	2, 5, 6, 8, 9, 15	0,97	0,54	3,71
		No trecho	8	2, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 15	0,84	0,40	1,98	9	1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 11, 15	1,13	0,52	2,24	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,06	0,44	2,36

Tabela 3.21 – Índices de diversidade nas estações de amostragem (EA) próximas à barragem da UHE São Salvador, nos períodos de pré-enchimento, pós-enchimento e durante todo o estudo. Diversidade intrabiótopo (D_{α}), obtida em cada estação de amostragem e no trecho; Unidade Taxonômica Operacional (UTO): quantidade (S) e taxon obtido (Ampullariidae: *P. lineata*¹; Ancylidae²; Lymnaeidae: *L. columella*³; Hydrobiidae: *Potamolithus* sp.⁴; Physidae: *P. marmorata*⁵; Planorbidae: *A. nordestensis*⁶, *B. schrammi*⁷, *B. straminea*⁸, *D. anatinum*⁹, *D. cimex*¹⁰, *D. lucidum*¹¹, *D. depressissimum*¹²; Pomatiopsidae; *Idiopyrgus* sp.¹³; Thiariidae: *A. tenuilabris*¹⁴ e *M. tuberculatus*¹⁵); Índice de Shannon (H'); Índice de Uniformidade ou Equabilidade (J) e Índice de Margalef (D_{Mg}). Os traços indicam a impossibilidade da análise, com base nos dados presentes.

EA	Período de pré-enchimento da UHE Peixe Angical					Período de pós-enchimento da UHE Peixe Angical, mas pré-enchimento da UHE São Salvador					Período de pós-enchimento da UHE São Salvador					Durante todo o período				
	UTOs		Índices de diversidade			UTOs		Índices de diversidade			UTOs		Índices de diversidade			UTOs		Índices de diversidade		
	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}	S	Taxon	H'	J	D_{Mg}
N ^o 39	4	2, 4, 8, 15	0,84	0,61	1,97	10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,02	0,44	2,56	7	1, 2, 3, 4, 6, 8, 15	1,32	0,68	3,10	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,11	0,46	2,62
N ^o 42	2	4, 15	0,39	0,56	0,66	9	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 14, 15	1,19	0,54	2,23	5	1, 4, 5, 8, 15	1,06	0,66	1,25	9	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 14, 15	1,19	0,54	1,91
N ^o 44	5	2, 4, 6, 12, 15	0,93	0,58	2,94	7	2, 3, 4, 8, 12, 14, 15	1,05	0,54	1,43	6	1, 2, 4, 6, 8, 15	1,37	0,76	3,03	6	1, 2, 3, 4, 6, 8, 12, 14, 15	1,16	0,53	1,85
N ^o 45	5	2, 4, 8, 12, 15	1,03	0,64	2,24	9	2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,19	0,54	2,78	9	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 15	1,62	0,74	3,33	10	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,49	0,65	2,54
N ^o 46	0	-	-	-	-	8	2, 5, 8, 9, 10, 11, 12, 15	1,14	0,55	2,62	6	1, 2, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,56	0,80	3,49	10	1, 2, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 15	1,68	0,73	2,82

N ^o 48	5	2, 4, 8, 11, 15	0,16	0,10	1,21	5	2, 4, 5, 8, 11	0,48	0,30	1,47	9	1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 15	1,18	0,54	3,58	10	1, 2, 4, 5, 7, 6, 8, 9, 11, 15	0,88	0,38	2,28
N ^o 49	6	4, 5, 8, 9, 12, 15	1,02	0,57	3,07	8	2, 4, 5, 8, 9, 11, 12, 15	1,64	0,79	2,79	10	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,38	0,60	3,81	10	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,79	0,78	2,70
N ^o 50	3	2, 5, 12	0,61	0,56		6	2, 4, 5, 8, 12, 15	1,59	0,89	2,64	6	1, 2, 6, 8, 11, 15	1,39	0,78	1,90	9	1, 2, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 15	1,73	0,79	2,60
N ^o 51	1	4	0			8	2, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 15	1,50	0,72	3,11	9	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 11, 15	1,22	0,56	4,29	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,87	0,78	3,53
N ^o 52	6	2, 4, 5, 8, 12, 15	1,02	0,57	2	7	2, 4, 5, 8, 9, 12, 15	1,45	0,75	2,20	7	1, 2, 3, 6, 8, 11, 15	1,26	0,65	2,35	11	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	1,78	0,74	2,70
No trecho	9	2, 4, 5, 6, 8, 9, 11, 12, 15	0,97	0,44	1,91	13	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15	1,48	0,58	2,21	12	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 15	1,66	0,67	2,34	14	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15	1,61	0,61	2,17

Tabela 3.22 - Variáveis ambientais observadas na área de influência da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador durante todo o período do estudo, em cada estação de amostragem (EA). Valores máximo e mínimo; o asterístico (*) significa uma única observação. NTU: Unidade Nefelométrica de turbidez.

Trecho	Período da amostragem	Temperatura da água (°C)	Potencial hidrogeniônico (Sorensen)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Condutividade (Micromhos /cm)	Turbidez (NTU)	Temperatura atmosférica (°C)	
	EA							
I	1 Ago/2004 - Abr/2008	32,1 – 26,0	9,0 – 6,5	8,6 – 5,3	59*	5*	34,5 – 25,8	
	2 Ago/2004 - Abr/2008	33,6 – 27,0	8,8 – 6,5	8,7 – 5,1	62*	3*	37,0 – 25,6	
	3 Jun/2004 - Abr/2008	30,8 – 21,9	8,6 – 5,6	8,7 – 4,4	71*	9*	30,3 – 21,3	
II	4 Jun/2004 - Abr/2008	32,0 – 24,5	9,0 – 6,0	7,8 – 5,4	63*	5*	35,0 – 22,3	
	5 Jun/2004 - Abr/2008	32,3 – 24,0	9,0 – 6,0	8,1 – 3,8	63*	7*	36,0 – 23,9	
	6 Jun/2004 - Abr/2008	33,8 – 23,0	9,3 – 6,2	8,2 – 5,1	65*	11*	37,7 – 22,2	
	7 Jun/2004 - Abr/2008	33,0 – 24,9	9,3 – 6,4	8,1 – 5,2	58*	8*	36,3 – 22,9	
	8 Jun/2004 - Abr/2008	34,6 – 26,2	9,4 – 6,7	8,3 – 5,1	79*	2*	38,5 – 27,6	
	9 Jun/2004 - Abr/2008	33,4 – 24,1	9,3 – 6,0	8,8 – 6,0	69*	5*	36,8 – 22,8	
	10 Jun/2004 - Abr/2008	33,5 – 25,7	9,6 – 6,7	8,7 – 2,8	68*	2*	37,0 – 23,5	
	11 Fev/2005 - Abr/2008	35,6 – 26,1	9,5 – 6,8	7,7 – 5,3	79*	3*	37,4 – 25,1	
	12 Jun/2004 - Abr/2008	33,6 – 25,8	9,1 – 6,7	7,8 – 2,8	62*	3*	38,0 – 35,4	
	III	13 Jun/2004 - Abr/2008	35,2 – 26,9	9,3 – 7,0	8,0 – 5,6	84*	5*	39,2 – 26,9
		14 Ago/2004 - Abr/2008	34,6 – 26,7	9,0 – 6,3	7,6 – 4,8	77*	4*	41,0 – 27,6
		15 Jun/2004 - Abr/2008	34,9 – 23,7	9,2 – 6,9	8,4 – 5,7	48*	4*	38,7 – 27,5
16 Ago/2004 - Abr/2008		33,4 – 25,2	9,3 – 6,2	7,6 – 4,9	69*	5*	38,7 – 24,6	
17 Jun/2004 - Abr/2008		33,4 – 24,5	9,6 – 6,3	7,7 – 4,2	77*	5*	39,9 – 26,9	
18 Jun/2004 - Abr/2008		33,7 – 26,2	9,4 – 6,9	8,3 – 3,9	79*	4*	38,9 – 29,0	
19 Jun/2004 - Abr/2008		36,3 – 26,3	9,6 – 6,5	8,2 – 4,4	79*	15*	39,5 – 25,7	
20 Ago/2004 - Abr/2008		37,4 – 26,2	9,5 – 6,6	7,7 - 4,9	69*	2*	38,7 – 25,5	
21 Jun/2004 - Abr/2008		33,5 – 27,9	9,4 – 6,2	7,5 – 4,8	58*	9*	35,2 – 25,7	
22 Jun/2004 - Abr/2008		31,5 – 24,3	8,8 – 6,0	8,2 – 5,2	59*	2*	38,2 – 25,5	
23 Jun/2004 - Abr/2008		32,9 – 24,0	8,6 – 6,4	7,9 – 4,3	58*	13*	36,6 – 23,0	

III	24	Jun/2004 - Abr/2008	32,7 – 24,5	8,7 – 6,7	8,0 – 5,9	49*	2*	39,2 – 25,0
	25	Ago/2006 - Abr/2008	31,1 – 23,7	9,1 – 6,5	7,4 – 4,6	77*	2*	33,8 – 23,0
	26	Jun/2004 - Abr/2008	33,9 – 24,5	9,4 – 7,0	7,7 – 4,4	78*	6*	38,1 – 24,8
	27	Jun/2004 - Abr/2008	32,6 – 25,1	9,5 – 6,1	7,1 – 3,9	89*	2*	35,8 – 25,3
	28	Dez/2004 - Abr/2008	31,8 – 24,0	8,9 – 6,5	8,6 – 4,3	74*	1*	37,3 – 21,9
	29	Jun/2004 - Abr/2008	39,4 – 24,3	9,0 – 7,0	8,0 – 3,7	78*	1*	37,5 – 22,0
	30	Jun/2004 - Abr 2008	34,8 – 22,5	9,5 – 7,0	7,9 – 3,7	75*	1*	37,5 – 22,0
	31	Dez/2004 - Abr/2008	33,3 – 21,5	9,1 – 6,8	7,4 – 3,9	79*	2*	37,4 – 22,0
IV	32	Jun/2005 - Abr/2008	38,3 – 24,7	9,4 – 5,1	7,8 – 4,3	71*	2*	38,9 – 23,5
	33	Jun/2004 - Abr/2008	39,5 – 24,5	9,5 – 5,3	8,1 – 5,2	76*	7*	39,4 – 24,0
	34	Jun/2004 - Abr/2008	33,3 – 25,8	9,3 – 7,5	7,8 – 3,7	70*	3*	37,1 – 26,0
	35	Jun/2004 - Abr/2008	33,6 – 26,8	9,5 – 6,8	7,8 – 5,0	74*	2*	36,5 – 25,0
	36	Dez/2004 - Abr/2008	32,8 – 26,8	9,5 – 6,8	7,7 – 5,4	77*	3*	35,8 – 24,3
	37	Ago/2004 - Abr/2008	32,7 – 24,9	9,1 – 6,3	7,8 – 4,0	76*	2*	36,8 – 24,5
	38	Jun/2004 - Abr/2008	32,0 – 25,8	9,4 – 6,2	7,8 – 3,9	71*	2*	35,0 – 24,4
	39	Out/2004 - Out/2010	30,8 – 23,2	9,3 – 6,3	7,9 – 3,8	92 - 59	5 - 1	33,3 – 21,7
	40	Out/2004 - Abr/2008	30,8 – 23,0	8,9 – 6,5	7,6 – 5,1	73*	2*	32,8 – 22,2
	41	Abr/2007 - Out/2010	30,3 – 23,5	8,5 – 6,2	8,3 – 4,7	83 - 56	8 - 2	34,3 – 23,0
	42	Ago/2004 - Out./2009	32,2 – 23,0	9,3 – 6,2	8,5 – 4,9	88 – 59	13 – 1	36,2 – 22,0
	43	Dez/2004 - Abr/2008	30,3 – 25,0	8,6 – 8,1	7,3 – 4,8	72*	2*	35,0 – 24,3
	44	Jun/2004 - Out/2009	39,1 – 21,7	9,1 – 5,8	8,4 – 5,6	86 – 51	11 – 1	33,6 – 23,0
	45	Jun/2004 - Out/2009	33,2 – 25,3	9,0 – 6,0	7,9 – 4,8	98 – 48	28 – 1	34,1 – 22,7
	46	Dez/2005 - Out/2009	31,1 – 23,0	8,4 – 6,7	8,4 – 6,7	96 - 49	13 – 1	33,5 – 27,0
	47	Mar/2008 - Out/2009	31,3 – 29,0	7,9 – 6,9	7,8 – 5,9	89 – 48	19 – 1	35,2 – 27,0
V	48	Dez/2004 - Out/2010	38,6 – 24,1	8,6 – 5,8	8,5 – 5,7	87 – 48	50 – 1	40,0 – 23,9
	49	Dez/2004 - Out/2010	34,5 – 25,3	8,7 – 6,3	8,7 – 6,5	83 – 48	11 – 1	34,7 – 24,9
	50	Fev/2005 - Out/2010	32,7 – 25,7	8,3 – 6,5	7,7 – 5,2	91 – 48	12 – 1	38,5 – 24,9
	51	Jun/2005 - Out/2010	31,8 – 25,3	8,8 – 6,4	8,1 – 5,4	97 – 48	21 – 1	34,9 – 25,0
	52	Dez/2004 - Out/2010	31,9 – 25,3	7,2 – 6,2	8,9 – 3,8	90 – 49	20 – 2	36,3 – 24,0
	53	Mar/2007 - Out/2010	32,1 – 26,3	7,9 – 6,1	7,8 – 3,9	93 – 49	11 – 1	30,5 – 24,5

	54	Mar/2007 - Out/2010	31,7 – 27,1	8,2 – 6,4	7,4 – 6,4	92 – 49	15 – 1	32,4 – 24,6
	55	Mar/2007 - Out/2010	31,9 – 26,7	7,9 – 6,2	7,8 – 6,8	89 – 58	7 – 1	32,1 – 25,3
	56	Mar/2007 - Out/2010	30,1 – 23,9	8,4 – 6,8	7,7 – 5,4	174 – 64	30 – 1	33,6 – 24,2
V	57	Mai/2007 - Out/2010	30,4 – 23,5	8,3 – 6,7	7,4 – 6,7	139 – 51	23 – 1	36,2 – 25,6
	58	Mar/2007 - Out/2010	32,0 – 27,0	8,3 – 6,9	8,5 – 6,4	83 – 54	5 – 1	36,4 – 24,8
	59	Mar/2007 - Out/2010	29,5 – 25,0	8,0 – 6,6	7,8 – 4,8	88 – 63	50 – 1	35,8 – 24,7
	60	Mai/2007 - Out/2010	32,0 – 26,4	8,0 – 5,8	6,8 – 4,9	83 – 58	16 – 1	32,3 – 25,0
	61	Mai/2007 - Out/2010	35,0 – 27,0	8,3 – 5,6	6,9 – 5,4	83 – 59	28 – 1	32,3 – 25,0
	62	Mar/2007 - Out/2010	29,8 – 26,8	7,7 – 6,2	7,8 – 3,8	83 – 71	5 – 1	32,8 – 25,0
	63	Mai/2007 - Out/2010	29,6 – 26,8	8,6 – 6,0	7,8 – 4,7	88 – 61	27 – 1	34,4 – 24,4
	64	Mar/2007 - Out/2010	30,7 – 24,0	8,5 – 6,3	8,1 – 5,1	86 – 49	83 – 1	34,7 – 24,4

	65	Mar/2007 - Out/2010	31,6 – 26,0	8,2 – 6,0	7,7 – 5,9	85 – 59	40 – 1	31,9 – 25,0
	66	Mar/2007 - Out/2010	30,0 – 25,7	8,3 – 6,5	8,9 – 4,7	82 – 51	47 – 1	32,1 – 24,2
	67	Mar/2007 - Out/2010	35,4 – 23,7	8,5 – 6,5	8,5 – 6,2	85 – 68	53 – 1	31,8 – 23,6
	68	Mar/2007 - Out/2010	29,5 – 21,5	8,7 – 6,8	8,3 – 7,2	142 – 55	38 – 1	32,3 – 23,0
VI	69	Mar/2007 - Out/2010	28,8 – 26,3	8,4 – 6,3	7,8 – 5,7	86 – 59	12 – 1	31,6 – 23,9
	70	Mar/2007 - Out/2010	29,3 – 22,7	8,2 – 7,0	7,3 – 6,7	159 – 44	133 – 1	33,7 – 23,8
	71	Nov/2008 - Out/2010	28,9 – 26,4	8,5 – 7,0	7,8 – 6,8	84 – 59	36 – 1	31,2 – 23,4
	72	Mai/2007 - Out/2010	29,3 – 26,5	8,4 – 6,5	6,1 – 4,8	83 – 58	16 – 1	31,4 – 24,3
	73	Mar/2007 - Out/2010	36,1 – 27,0	8,2 – 6,9	7,9 – 5,7	83 – 52	46 – 1	31,4 – 24,6
	74	Set/2007 - Out/2010	29,0 – 26,4	8,3 – 6,6	8,1 – 6,4	82 – 56	15 – 1	33,0 – 24,4
	75	Mar/2007 - Out/2010	37,3 – 26,0	8,3 – 6,2	6,9 – 5,2	83 – 54	9 – 1	36,7 – 25,1
	76	Mar/2007 - Out/2010	30,7 – 26,6	8,2 – 6,0	7,2 – 4,7	82 – 58	5 – 1	32,8 – 24,5
	77	Mar/2008 - Out/2010	27,9 – 26,7	8,2 – 7,2	8,2 – 6,2	82 – 69	6 – 1	28,1 – 23,9
	78	Mar/2008 - Out/2010	29,9 – 26,7	8,6 – 6,9	6,8 – 5,4	82 – 50	25 – 1	27,6 – 24,3
	79	Mar/2007 - Out/2010	29,4 – 26,4	8,7 – 6,3	5,7 – 6,6	81 – 57	18 – 1	31,1 – 23,7
	80	Mar/2007 - Out/2010	30,6 – 23,5	8,9 – 6,4	8,2 – 6,3	71 – 55	47 – 5	30,5 – 24,0

VII	82	Mar/2007 - Out/2010	30,3 – 26,2	8,7 – 6,5	7,8 – 6,4	83 – 59	5 – 1	30,6 – 24,0
	83	Mar/2007 - Out/2010	31,1 – 26,0	8,2 – 6,0	7,1 – 5,0	83 – 60	4 – 1	31,4 – 23,0
	84	Mar/2007 -	30,8 – 24,1	8,6 – 6,0	7,6 – 6,8	78 – 57	34 – 1	33,9 – 29,3

VII		Out/2010						
	86	Mar/2008 - Out/2010	28,5 – 25,0	8,5 – 6,8	8,7 – 6,7	114 – 65	4 – 2	35,6 – 22,0
	87	Mar/2007 - Out/2010	35,3 – 26,0	8,5 – 6,0	7,8 – 7,2	106 – 69	14 – 1	31,8 – 22,0
	88	Mar/2007 - Out/2010	30,1 – 24,1	7,9 – 6,0	7,0 – 5,8	84 – 62	5 – 1	30,7 – 24,0
	89	Mar/2008 - Out/2010	27,6 – 25,0	8,6 – 6,9	7,4 – 5,9	106 – 64	4 – 1	32,7 – 23,0
	90	Mar/2007 - Out/2010	29,0 – 23,6	8,5 – 6,0	7,8 – 6,9	84 – 64	5 – 1	30,4 – 23,0
	91	Mar/2007 - Out/2010	29,5 – 25,6	8,5 – 6,0	7,3 – 5,7	81 – 59	21 – 1	30,2 – 24,0
	92	Mai/2007 - Out/2010	28,8 – 26,0	8,1 – 6,0	7,5 – 6,1	85 – 62	5 – 1	30,5 – 24,7

		Estações de amostragem externas ao rio Tocantins						
	81	Ago/2009 - Out/2010	24,6 – 23,5	7,7 – 7,1	7,2 – 5,5	118 – 61	57 – 1	23,4 – 21,9
	85	Ago/2009 - Out/2010	24,5 – 22,6	7,3 – 6,8	6,4 – 5,7	66 – 56	57 – 4	23,7 – 22,8
	93	Jun/2004 – Abr/2008	33,2 – 23,5	8,8 – 6,7	7,3 – 3,0	57*	4*	37,2 – 24,7
	94	Jun/2004 – Abr/2008	34,8 – 27,9	8,9 – 5,4	8,4 – 4,9	55*	5*	37,7 – 25,8

Tabela 3.23 – Infecção experimental das populações de *B. straminea* descendentes da área de influência das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, frente à cepas de *S. mansoni*.

Município	Trecho	Estação de amostragem	Nº de exemplares expostos	Diâmetro da concha (mm)	Cepa de <i>S. mansoni</i>	Índice de infecção (%)
Palmeirópolis	V	53	31	4,0 – 5,0	BH	0
	V	55	26	4,5 – 6,0	BH	0
	V	56	26	4,0 – 6,5	BH	0
		Sub-total	83			

Paraná	II	6	12	3,0 – 5,0	BH	0
	II	9	16	2,0 – 7,0	BH	0
	II	11	15	2,0 – 7,0	BH	0
	III	13	43	2,5 – 7,0	BH	0
	III	16	8	3,0 – 6,0	BH	0
	III	17	35	2,0 – 6,0	BH	0
	III	18	24	3,0 – 6,5	BH	0
	III	19	204	2,0 – 5,0	BH	0
			197	2,0 – 7,5	CM	0
			69	2,5 – 7,0	CMO	0
	III	21	29	2,0 – 6,0	BH	0
	IV	31	103	2,0 - 7,0	BH	0
			32	2,5 - 8,0	CMO	0
	IV	35	11	2,5 – 6,5	BH	0
	IV	38	10	3,0 – 7,0	BH	0
	IV	43	8	2,5 – 7,0	BH	12,5
	IV	44	34	3,0 – 5,5	BH	5,9
	V	50	17	2,0 – 5,0	BH	5,9
	V	61	11	4,0 – 6,0	BH	9,0
	V	62	9	2,0 – 6,5	BH	0
			46	3,0 – 6,0	CMO	0
	V	64	25	2,5 – 5,0	BH	0
	VI	65	9	3,0 – 5,0	BH	0
VI	69	5	3,0 – 6,5	BH	0	
VI	72	14	2,0 – 5,5	BH	7,1	
-	93	8	3,0 – 6,0	BH	0	
-	Faz. Boa Esperança	14	3,0 – 6,0	BH	0	
	Sub-total		1008			

Peixe	I	2	43	2,0 – 6,5	BH	0
	II	5	15	2,5 – 6,5	BH	0
		Sub-total	58			

	II	7	22	2,5 – 7,0	BH	0
	IV	28	37	2,0 – 7,0	BH	0
São			15	2,0 – 6,5	CM	0
Salvador	IV	32	10	2,0 – 4,0	BH	10
	IV	34	12	3,0 – 5,5	BH	0
	IV	41	18	4,0 – 5,0	BH	5,5
	IV	42	41	2,0 – 6,5	BH	0
	V	45	10	4,0 – 5,5	BH	0
		Sub-total	165			
Total de moluscos expostos			1.314			

Gráfico 3.6 - Número de amostras parasitadas por trematódeos digenéticos, em relação ao taxon, nos sete trechos analisados dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010.

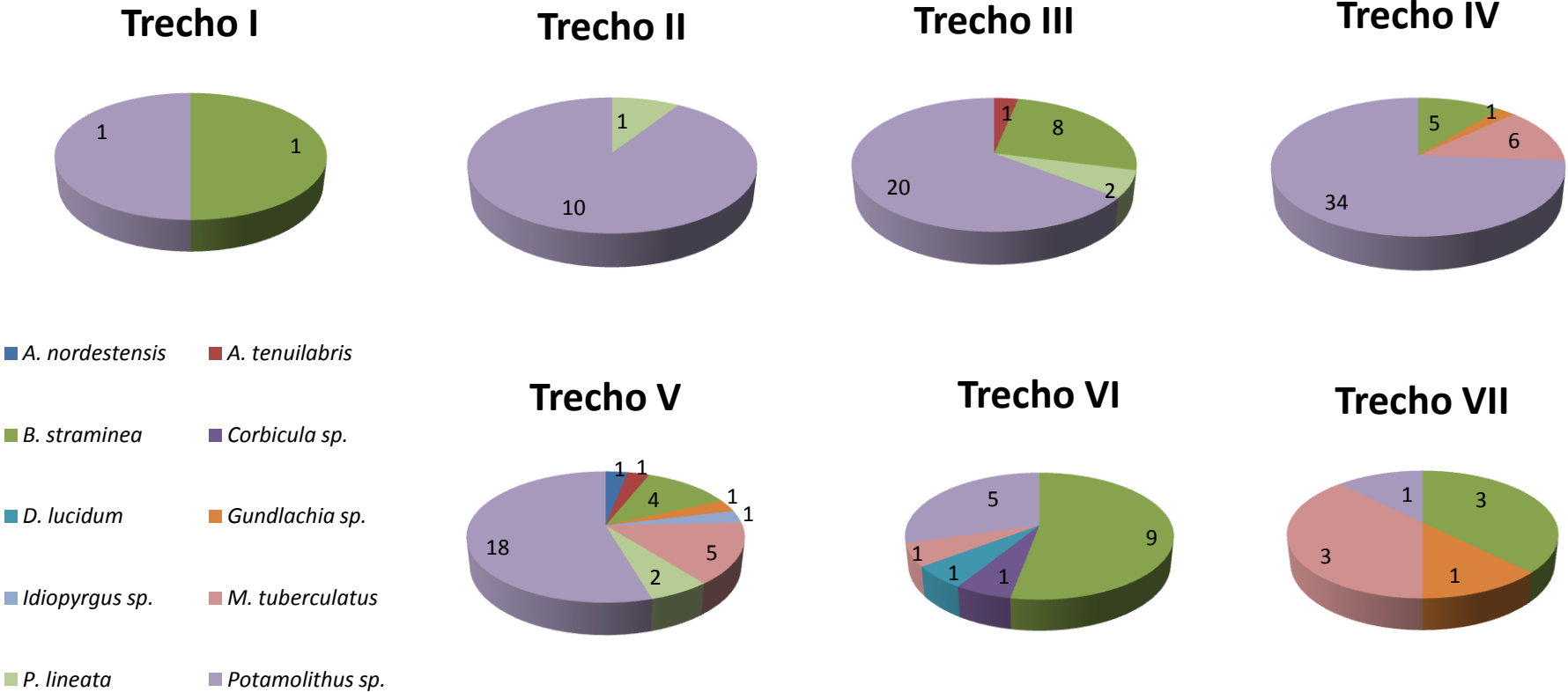
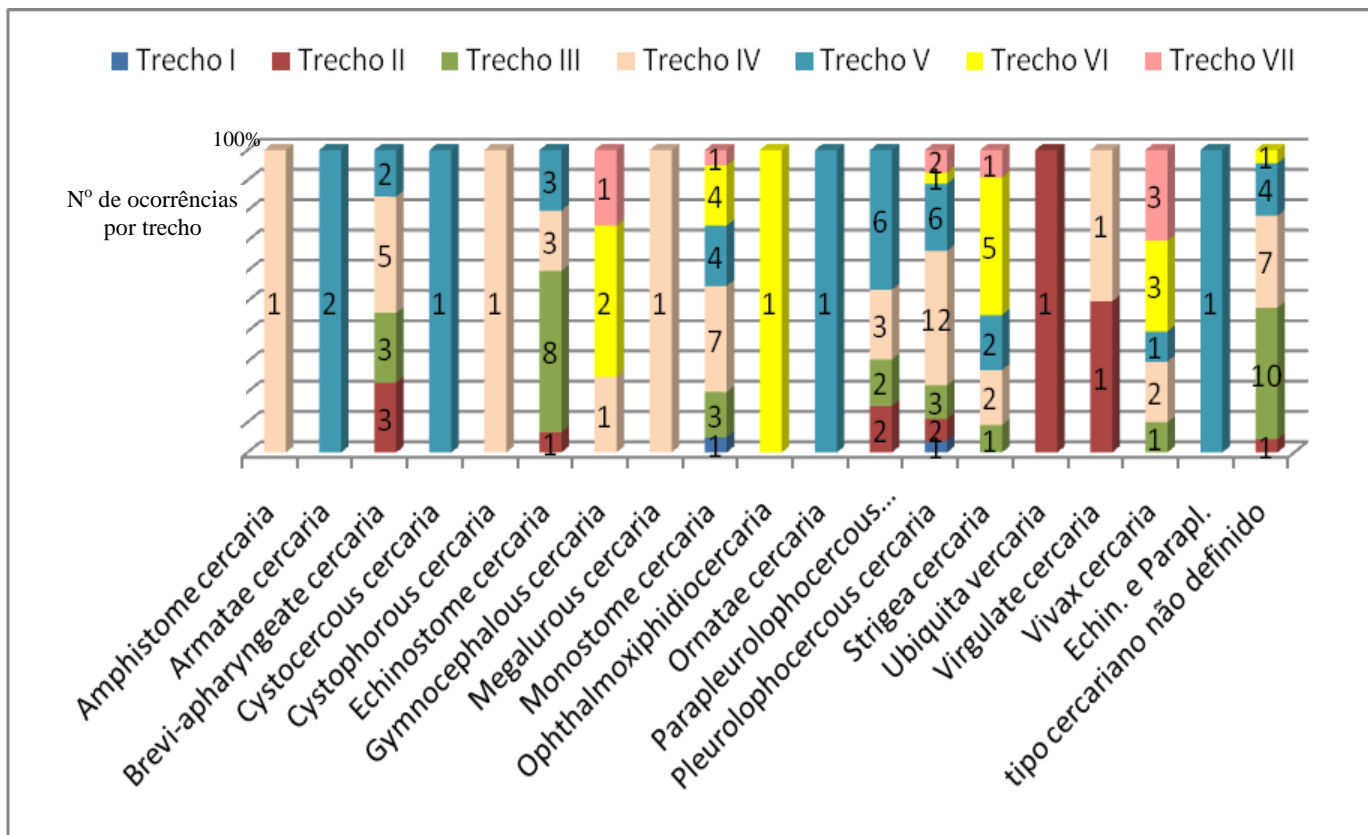


Gráfico 3.7 - Tipos cercarianos encontrados nos sete trechos analisados na área dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Peixe Angical e de São Salvador, entre junho de 2004 e outubro de 2010, em relação ao número total de amostras parasitadas por tipo larval e por trecho.



Trabalho publicado com parte do conteúdo desta tese:

Fernandez MA, Thiengo SC. Susceptibility of *Biomphalaria straminea* from Peixe Angical dam, Tocantins, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni*. Mem Inst Oswaldo Cruz 2010 Jul;105(4):488-491.