

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS LOCALIZADOS NA
ILHA DE SANTA CATARINA UTILIZANDO PARÂMETROS
TOXICOLÓGICOS E O ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA**

Cristiane Funghetto Fuzinatto

**Orientador.: William Gerson Matias, Dr.
Co-orientador(a): Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr(a).**

**Florianópolis (SC)
Março, 2009.**

CRISTIANE FUNGHETTO FUZINATTO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS LOCALIZADOS NA
ILHA DE SANTA CATARINA UTILIZANDO PARÂMETROS
TOXICOLÓGICOS E O ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, linha de pesquisa Toxicologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. William Gerson Matias

Co-orientador (a): Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto

**Florianópolis (SC)
Março, 2009.**

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Universidade Federal de Santa Catarina

F996 Fuzinato, Cristiane Funghetto

Avaliação da qualidade da água de rios localizados na ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água [dissertação] / Cristiane Funghetto Fuzinato; orientador, William Gerson Matias. - Florianópolis, SC 2009.

245 f.: tabs, mapas.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui bibliografia

**1. Engenharia ambiental. 2. Toxicidade - Testes. 3. Água - Controle de qualidade - Santa Catarina. 4. Rios - Santa Catarina.
I. Matias, William Gerson. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.
III. Título.**

CDU 628.4

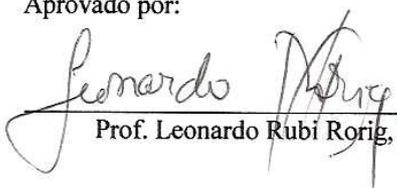
“ AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS LOCALIZADOS NA ILHA DE SANTA CATARINA UTILIZANDO PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS E IQA ”

CRISTIANE FUNGHETTO FUZINATTO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

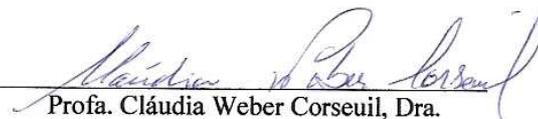
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

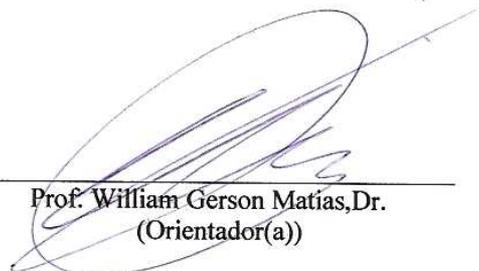

Prof. Leonardo Rubi Rorig, Dr.


Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.


Prof. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto,
Co orientadora , Dra.


Prof. Cláudia Weber Corseuil, Dra.


Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)


Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Orientador(a))

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MARÇO/2009

DEDICATÓRIA

A minha família,
por tudo aquilo que sou,
e porque jamais encontrarei
forma de retribuir.

AGRADECIMENTOS

Principalmente a Deus, por cada dia.

Ao Prof. Dr. William Gerson Matias, meu orientador, pelos conhecimentos repassados, dedicação e orientação para a execução deste trabalho.

À Prof. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, pela orientação, ajuda e companheirismo durante todas as etapas de execução desta pesquisa.

Aos professores que guiaram meu conhecimento durante esta jornada:

William Gerson Matias, “Toxicologia Ambiental”;

Daniel José da Silva, “Introdução à Pesquisa em Engenharia Ambiental”;

Henry Xavier Corseuil “Quimiodinâmica Ambiental”;

Davide Franco, “Análise de Dados Ambientais”;

Cláudia Weber Corseuil, “Fundamentos de Sistema de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto” e “Sistema de Informação Geográfica aplicado à Engenharia Ambiental”;

Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, “Avaliação de Impactos Ambientais”.

Aos colaboradores nos trabalhos de campo, que foram inúmeros e extremamente necessários para a execução deste trabalho. A vocês meus sinceros agradecimentos, pois sem vocês teria sido muito mais difícil.

À equipe do Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX), pelas novas amizades, convívio e auxílio durante a execução dos testes.

À equipe do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da UFSC, pelos ensinamentos e auxílio prestado.

Aos colegas da pós-graduação, em especial à Bianca, Cristina e Sílvia por estarem presentes, pela amizade, companheirismo e ajuda durante esta etapa.

À Prof.^a Cláudia Weber Corseuil, pelos ensinamentos e auxílio e, principalmente, pela amizade.

À Patrícia Kazue Uda, pela ajuda na finalização dos mapas.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. E ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental (PPGEA).

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fomento à pesquisa através da bolsa de estudos.

Ao amigo Leandro Noskoski que, literalmente, me “salvou” quando o laptop resolveu parar de funcionar.

Aos amigos que torceram por mim.

À minha família, por todo apoio e incentivo.

Especial à minha filha Sophia, minha ajudante número 1, sempre do meu lado, pronta para encarar qualquer desafio, me incentivando sempre com seu carinho. E por entender os momentos de “ausência”.

Ao meu marido Leandro, por me compreender, incentivar e nunca me deixar desanimar.

“É melhor tentar e falhar,
que preocupar-se e ver a vida passar,
é melhor tentar, ainda que em vão,
que sentar-se fazendo nada até o final.

Eu prefiro na chuva caminhar,
que em dias tristes em casa me esconder.
prefiro ser feliz, embora louco,
que em conformidade viver...”

(Martim Luther King)

RESUMO

A maior parte dos recursos hídricos, nos dias atuais, está sujeita a processos de degradação devido aos múltiplos usos antropogênicos destes. Rios situados em áreas urbanas são exemplos que demonstram como a atividade humana pode modificar um ecossistema. Primeiramente, os rios são utilizados para o transporte, suprimento de água e alimento. Com o desenvolvimento da urbanização passam a ser utilizados como local para despejos de esgotos domésticos e drenagem urbana. Com o aumento da poluição dos cursos de água tendem a ter seu curso natural modificado e até mesmo serem totalmente canalizados. Sendo assim, os objetivos deste estudo foram de avaliar a qualidade das águas de 5 rios situados na Ilha de Santa Catarina (Rios Tavares, Córrego Grande, do Sertão, Ratonas e Veríssimo) utilizando uma abordagem multidisciplinar com a determinação das variáveis toxicológicas, físico-químicas e biológicas de amostras de água superficial coletadas nestes ambientes. A partir de coletas mensais de amostras de água superficial, totalizando 18 estações amostrais durante 6 meses, foram determinados os valores medianos da Temperatura da Água, pH, turbidez, Coliformes Fecais, OD, DBO₅, NT, PT e Sólidos Totais. Estes parâmetros foram necessários para a determinação do Índice de Qualidade de Água (IQA). Em adição, foram realizados testes de toxicidade aguda e crônica utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna* e testes de toxicidade aguda utilizando *Vibrio fischeri*. De maneira geral, todos os rios amostrados apresentaram degradação da qualidade da água superficial em direção a foz, o que pode ser verificado pela diminuição do IQA obtido. Nos rios Córrego Grande e do Sertão, o IQA chegou a ser classificado como Péssimo. Esta degradação foi comprovada por tendências negativas para o OD e positivas para DBO₅, NT, PT e Coliformes Fecais. Com relação aos testes de toxicidade, foi registrada a toxicidade aguda para *Daphnia magna* somente nos locais de influência da salinidade, já os efeitos de toxicidade crônica para a longevidade, crescimento e reprodução de *Daphnia magna* foram observados em todas as estações amostrais situadas nas proximidades da foz dos rios estudados, até mesmo naquelas que não sofreram a influência direta da salinidade. Para *Vibrio fischeri* foram testadas somente as águas de um rio (rio do Sertão) onde foi observado efeito de toxicidade aguda para este organismo. Os resultados obtidos neste estudo, considerando a qualidade das águas superficiais e a ocorrência de toxicidade, são preocupantes por se tratar de corpos de água superficial que adentram áreas de preservação permanente, neste caso, manguezais situados na Ilha de Santa Catarina.

Palavras-chave: qualidade da água, rios urbanos, testes de toxicidade.

ABSTRACT

Most of the water, today, is subjected to degradation processes due to multiple anthropogenic uses of these resources. Rivers located in urban areas are examples that show how human activity can alter an ecosystem. First, the rivers are used for transport, supply of water and food. With the development of urbanization, the rivers are used as a place for dumping of domestic sewage and runoff. With the increased pollution of water courses, they tend to have altered its natural course or even being completely channeled. Thus, the aim of this study was to assess the water quality of 5 rivers located on the Santa Catarina island (Tavares, Córrego Grande, Sertão, Ratoles and Veríssimo rivers) using a multidisciplinary approach by determining the toxicological, physical-chemical and biological variables from surface water samples collected on these environments. From monthly collections of samples of surface water, totaling 18 sampling stations for 6 months, the median values of water temperature, pH, turbidity, fecal coliforms, DO, BOD₅, TN, TP and total solids were determined. These parameters were necessary for determining the Water Quality Index (WQI). In addition assays of acute and chronic toxicity using the micro-crustacean *Daphnia magna*, and acute assays with bacteria *Vibrio fischeri* were made. In general, all rivers sampled showed degradation of the quality of surface water toward the mouth of them. In Córrego Grande and Sertão rivers the WQI was once classified as Poor. This degradation was confirmed by a negative trend for the DO and positive for BOD₅, TN, TP and fecal coliforms. With regard to toxicity tests, acute toxicity was recorded for *Daphnia magna* only in places of influence of salinity, since the effects of chronic toxicity to the longevity, growth and reproduction of *Daphnia magna* were observed in all sampling stations located near the mouth of the rivers studied, even those who don't have direct influence of salinity. For *Vibrio fischeri* were only tested the water of a river (Sertão river) where effects were observed for acute toxicity for this organism. The results found on this study, considering the quality of surface water and the occurrence of toxicity, are worrying because it is bodies of surface water that enters areas of permanent preservation, in this case, mangroves located on the Santa Catarina island.

Key words: water quality, urban rivers, toxicity tests.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Inter-relações entre Toxicologia Ambiental e diversas áreas de estudo. Fonte: adaptada de Yu (2005). ..41	41
Figura 2.2 Morfologia <i>Daphnia magna</i>50	50
Figura 2.3 (A) Fêmea de <i>D. magna</i> ; (B) macho de <i>D. magna</i> ; (C) detalhe para bolsa incubadora contendo efípio....51	51
Figura 3.1 Localização das bacias hidrográficas dos Rios Ratonos, Itacorubi e Tavares – SC.....59	59
Figura 3.2 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Tavares – SC.....61	61
Figura 3.3 Estação amostral T0, rio Tavares – SC.62	62
Figura 3.4 Estação amostral T1, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....62	62
Figura 3.5 Estação amostral T2, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....63	63
Figura 3.6 Estação amostral T3, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....63	63
Figura 3.7 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Itacorubi – SC.....65	65
Figura 3.8 Estação amostral C0, nas proximidades de nascente do rio Córrego Grande - SC.66	66
Figura 3.9 Estação amostral C1, rio Córrego Grande – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.67	67
Figura 3.10 Estação amostral C2, rio Córrego Grande – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.67	67
Figura 3.11 Estação amostral C3, rio Córrego Grande - SC.....68	68
Figura 3.12 Estação amostral S1, nas proximidades de nascente do Rio do Sertão - SC.68	68
Figura 3.13 Estação amostral S2, rio do Sertão – SC.....69	69
Figura 3.14 Estação amostral S3, rio do Sertão – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....69	69
Figura 3.15 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Ratonos - SC.....71	71
Figura 3.16 Estação amostral R1, proximidades da nascente do rio Ratonos - SC.72	72
Figura 3.17 Estação amostral R2, rio Ratonos – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....72	72
Figura 3.18 Estação amostral R3, rio Ratonos – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....73	73
Figura 3.19 Estação amostral R4, rio Ratonos – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....73	73
Figura 3.20 Estação amostral V1, nas proximidades da nascente do rio Veríssimo - SC.74	74
Figura 3.21 Estação amostral V2, rio Veríssimo – SC.74	74
Figura 3.22 Estação amostral V3, rio Veríssimo – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.....75	75
Figura 3.23 Fluxograma representando o esquema de coleta e processamento das amostras de água superficial.78	78
Figura 3.24 Curvas de valoração da condição para cada parâmetro necessário para a determinação do IQA.82	82
Figura 3.25 Esquema do teste de toxicidade aguda com <i>D. magna</i>86	86
Figura 3.26 Esquema do teste de toxicidade crônica com <i>D. magna</i>88	88
Figura 3.27 Representação gráfica tipo “Box Plot”.....94	94
Figura 4.1 Mapa de uso do solo da região de estudo no Rio Tavares - SC.98	98
Figura 4.2 Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Itacorubi - SC.100	100
Figura 4.3 Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Ratonos - SC.....103	103
Figura 4.4 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Tavares – SC.106	106
Figura 4.5 Variação espaço-temporal no pH no rio Tavares – SC.107	107
Figura 4.6 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Tavares – SC.108	108
Figura 4.7 Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Tavares – SC.....109	109
Figura 4.8 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Tavares – SC.....110	110
Figura 4.9 Variação espaço-temporal da DBO ₅ no Rio Tavares – SC.112	112
Figura 4.10 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso do rio Tavares – SC.....113	113
Figura 4.11 Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Tavares – SC.....114	114
Figura 4.12 Variação espaço-temporal do fósforo-total no rio Tavares – SC.115	115

Figura 4.13 Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Tavares – SC.	116
Figura 4.14 IQA para o rio Tavares – SC.	117
Figura 4.15 Variação espaço-temporal do IQA no rio Tavares – SC.	118
Figura 4.16 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	120
Figura 4.17 Variação espaço-temporal do pH no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	121
Figura 4.18 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	122
Figura 4.19 Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	123
Figura 4.20 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	124
Figura 4.21 Variação espaço-temporal da DBO ₅ no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.	126
Figura 4.22 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso do rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	127
Figura 4.23 Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	128
Figura 4.24 Variação espaço-temporal do fósforo total no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	130
Figura 4.25 Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	131
Figura 4.26 IQA para o rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	133
Figura 4.27 Variação espaço-temporal para o IQA no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.	134
Figura 4.28 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	136
Figura 4.29 Variação espaço-temporal do pH no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	137
Figura 4.30 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	138
Figura 4.31 Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	140
Figura 4.32 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	141
Figura 4.33 Variação espaço-temporal da DBO ₅ no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	143
Figura 4.34 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B).	144
Figura 4.35 Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	145
Figura 4.36 Variação espaço-temporal do fósforo total no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	146
Figura 4.37 Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	147
Figura 4.38 IQA para o rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	149
Figura 4.39 Variação espaço-temporal do IQA no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.	150
Figura 4.40 Longevidade para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado nas estações amostrais no Rio Tavares.	157
Figura 4.41 Crescimento para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral T3, no Rio Tavares para o mês de julho/08.	157
Figura 4.42 Reprodução para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral T3, no rio Tavares para o mês de abril/08 (A), maio/08 (B), junho/08 (C) e julho/08 (D).	159
Figura 4.43 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Tavares (T3).	160
Figura 4.44 Alterações morfológicas observadas nos indivíduos testados. (A) encurtamento do espinho apical, (B) espinho apical com desenvolvimento normal.	161
Figura 4.45 Longevidade para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado nas estações amostrais no Rio Córrego Grande (C3).	163
Figura 4.46 Crescimento para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral C3, no rio Córrego grande.	164
Figura 4.47 Reprodução para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral C3, no rio Córrego Grande para o mês de abril/08 (A) e maio/08 (B).	165
Figura 4.48 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Córrego Grande (C3).	166
Figura 4.49 Longevidade para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral S3, no rio do Sertão para o mês de maio/08.	168
Figura 4.50 Reprodução para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral S3, no rio do Sertão para o mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.	169
Figura 4.51 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio do Sertão (S3).	170
Figura 4.52 Alterações morfológicas observadas nos indivíduos testados. (A) deformação da antena ocasionada por bactérias, (B) antenas com desenvolvimento normal.	171
Figura 4.53 Longevidade para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R4, no Rio Ratores para o mês de abril/08 (A) e estação amostral R3 para o mês de julho/08 (B).	173

Figura 4.54 Crescimento para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R3, no Rio Ratonos para o mês de maio/08 (A) e junho/08 (B).	174
Figura 4.55 Reprodução para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R4, no rio Ratonos para o mês de abril/08 (A), estação amostral R3, junho/08 (B) e julho/08 (C).....	176
Figura 4.56 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no Rio Ratonos.....	177
Figura 4.57 Reprodução para <i>D. magna</i> no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral V3, no rio Veríssimo para o mês de abril/08 (A) e estação amostral V2 em maio/08 (B).....	180
Figura 4.58 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Veríssimo - SC.	181

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Variáveis medidas e suas respectivas unidades e metodologia de análise.	79
Tabela 3.2 Parâmetro e pesos relativos ao IQA.	81
Tabela 3.3 Classificação da qualidade das águas.	83
Tabela 3.4 Data coleta de água superficial nas bacias hidrográficas do rio Tavares, Itacorubi e Ratones - SC.	95
Tabela 3.5 Parâmetros analisados e n amostral.	96
Tabela 4.1 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas no rio Tavares – SC.	99
Tabela 4.2 Área das classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Itacorubi – SC.	101
Tabela 4.3 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas na bacia hidrográfica do rio Itacorubi.	101
Tabela 4.4 Área das classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Ratones – SC.	104
Tabela 4.5 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas na bacia hidrográfica do rio Ratones – SC.	104
Tabela 4.6 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.	105
Tabela 4.7 Variação da temperatura da água no rio Tavares – SC.	105
Tabela 4.8 Variação do pH no rio Tavares – SC.	106
Tabela 4.9 Variação da turbidez no rio Tavares – SC.	107
Tabela 4.10 Variação dos sólidos totais no rio Tavares – SC.	109
Tabela 4.11 Variação do oxigênio dissolvido no rio Tavares – SC.	110
Tabela 4.12 Variação da DBO ₅ no rio Tavares – SC.	111
Tabela 4.13 Variação do nitrogênio total no rio Tavares – SC.	113
Tabela 4.14 Variação de fósforo total no rio Tavares – SC.	114
Tabela 4.15 Variação da concentração de coliformes fecais no rio Tavares – SC.	116
Tabela 4.16 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.	119
Tabela 4.17 Variação da temperatura da água para o rio Córrego Grande e rio do Sertão - SC.	119
Tabela 4.18 Variação do pH no rio Córrego Grande e rio do Sertão - SC.	120
Tabela 4.19 Variação da turbidez no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	121
Tabela 4.20 Variação dos sólidos totais no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	123
Tabela 4.21 Variação do oxigênio dissolvido no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	124
Tabela 4.22 Variação da DBO ₅ no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	126
Tabela 4.23 Variação de nitrogênio total no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	128
Tabela 4.24 Variação do fósforo total no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	129
Tabela 4.25 Variação da concentração de coliformes fecais no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.	131
Tabela 4.26 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.	135
Tabela 4.27 Variação da temperatura no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	136
Tabela 4.28 Variação do pH no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	137
Tabela 4.29 Variação da turbidez no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	138
Tabela 4.30 Variação dos sólidos totais no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	139
Tabela 4.31 Variação do oxigênio dissolvido no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	141
Tabela 4.32 Variação da DBO ₅ no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	142
Tabela 4.33 Variação do nitrogênio total para o rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	145
Tabela 4.34 Variação do fósforo total no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	146
Tabela 4.35 Variação dos coliformes fecais no rio Ratones e rio Veríssimo – SC.	147
Tabela 4.36 Tábua de marés referente às datas de coleta das amostras de água superficial no rio Tavares - SC.	152
Tabela 4.37 Salinidade determinada para as estações amostrais no rio Tavares durante o período de estudo.	152
Tabela 4.38 Tábua de marés referente às datas de coleta das amostras de água superficial na bacia hidrográfica do rio Ratones - SC.	153
Tabela 4.39 Salinidade determinada para as estações amostrais no rio Ratones e rio Veríssimo durante o período de estudo.	154
Tabela 4.40 Resultado teste de toxicidade aguda com <i>D. magna</i> para a estação amostral R4, no rio Ratones.	154
Tabela 4.41 Resultado teste de toxicidade aguda com <i>D. magna</i> para o rio Veríssimo - SC.	155

Tabela 4.42 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de <i>D. magna</i> no Rio Tavares (T3) no mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.	158
Tabela 4.43 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Tavares (T3)	162
Tabela 4.44 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de <i>D. magna</i> no rio Córrego Grande (C3) no mês de abril e maio/08.....	164
Tabela 4.45 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Córrego Grande (C3).....	167
Tabela 4.46 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de <i>D. magna</i> no Rio do Sertão (S3) no mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.....	169
Tabela 4.47 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio do Sertão (S3).....	172
Tabela 4.48 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de <i>D. magna</i> no rio Ratores (R4) no mês de abril/08 e estação amostral R3, maio/08 e julho/08.....	175
Tabela 4.49 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Ratores - SC.....	178
Tabela 4.50 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de <i>D. magna</i> no Rio Veríssimo (V3) no mês de abril/08 e estação amostral V2, maio/08.....	180
Tabela 4.51 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Veríssimo - SC.	182
Tabela 4.52 Resultado testes de toxicidade com <i>Vibrio fischeri</i> para o rio do Sertão (S3).	183

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	23
1 INTRODUÇÃO	23
1.1 OBJETIVOS	24
1.1.1 OBJETIVO GERAL	24
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	25
CAPÍTULO II	27
2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1 LEIS AMBIENTAIS	27
2.2 QUALIDADE DA ÁGUA E CONTROLE DE POLUIÇÃO	28
2.2.1 Parâmetros de qualidade de água	32
2.2.1.1 Salinidade	32
2.2.1.2 Turbidez.....	32
2.2.1.3 Temperatura da Água	33
2.2.1.4 Oxigênio Dissolvido	34
2.2.1.5 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	34
2.2.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	35
2.2.1.7 Nitrogênio Total (NT)	36
2.2.1.8 Fósforo Total (PT)	37
2.2.1.9 Sólidos Totais (ST)	37
2.2.1.10 Coliformes Fecais	38
2.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA	39
2.4 TOXICOLOGIA AMBIENTAL E ECOTOXICOLOGIA	41
2.4.1 Toxicologia aquática	43
2.4.1.1 Testes de Toxicidade Aguda	45
2.4.1.2 Testes de Toxicidade Crônica	45
2.4.2 Definição do organismo-teste	48
2.4.2.1 Microcrustáceo <i>Daphnia magna</i> Straus (1820).....	49
2.4.2.2 Bactéria marinha luminescente <i>Vibrio fischeri</i>	52
2.4.3 Legislação sobre toxicidade	53
CAPÍTULO III	57
3 METODOLOGIA	57
3.1 ÁREA DE ESTUDO – ILHA DE SANTA CATARINA	57
3.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares.....	60
3.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi	64
3.1.2.1 Rio Córrego Grande.....	66
3.1.2.2 Rio do Sertão	68
3.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratoles.....	70
3.1.3.1 Rio Ratoles	72
3.1.3.2 Rio Veríssimo.....	74
3.2 MAPAS DE USO DO SOLO	75
3.3 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA.....	77
3.4 AMOSTRAGEM	77
3.5 DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA)	80
3.6 ANÁLISES TOXICOLÓGICAS.....	83
3.6.1 Metodologia de Cultivo de microcrustáceos.....	84
3.6.2 Testes de toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i>	85
3.6.3 Testes de toxicidade crônica com <i>Daphnia magna</i>	87
3.6.3.1 Parâmetros analisados durante o teste crônico com <i>D. magna</i>	89
3.6.4 Metodologia de teste de toxicidade aguda com <i>Vibrio Fischeri</i>	91
3.7 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	93

3.8 PLANO AMOSTRAL	94
CAPÍTULO IV	97
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	97
4.1 MAPAS DE USO DO SOLO	97
4.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares.....	97
4.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi	99
4.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos.....	102
4.2 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS DA ÁGUA SUPERFICIAL	105
4.2.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares.....	105
4.2.1.1 Índice de Qualidade de Água (IQA) para o Rio Tavares	117
4.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi	119
4.2.2.1 Rio Córrego Grande e Rio do Sertão	119
4.2.2.2 Índice de Qualidade de Água (IQA) para a Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi.....	132
4.2.2.2.1 Rio Córrego Grande e Rio do Sertão	132
4.2.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos.....	135
4.2.3.1 Rio Ratonos e Rio Veríssimo	136
4.2.3.2 Índice de Qualidade de Água (IQA) para a bacia hidrográfica do rio Ratonos	148
4.2.3.2.1 Rio Ratonos e rio Veríssimo.....	148
4.3 TESTES DE TOXICIDADE.....	151
4.3.1 Testes de Toxicidade Aguda com <i>D. magna</i>	151
4.3.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares	151
4.3.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi.....	153
4.3.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos	153
4.3.2 Testes de Toxicidade Crônica com <i>D. magna</i>	155
4.3.2.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares	156
4.3.2.1.1 Resultado teste de toxicidade crônica para o Rio Tavares	161
4.3.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi.....	162
4.3.2.2.1. Rio Córrego Grande.....	162
4.3.2.2.1.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio Córrego Grande.....	166
4.3.2.2.2 Rio do Sertão	167
4.3.2.2.2.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio do Sertão	171
4.3.2.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonos	172
4.3.2.3.1 Rio Ratonos.....	173
4.3.2.3.1.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio Ratonos	177
4.3.2.3.2 Rio Veríssimo.....	178
4.3.2.3.2.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o rio Veríssimo.....	182
4.3.3 Testes de toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	182
4.4 RELAÇÃO ENTRE TOXICIDADE E O IQA	184
CAPÍTULO V	187
5 CONCLUSÃO	187
CAPÍTULO VI	189
6 RECOMENDAÇÕES.....	189
CAPÍTULO VII.....	191
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	191
APÊNDICE A - TABELA PARA REGISTRO DE INFORMAÇÕES NOS TESTES CRÔNICOS COM <i>D. magna</i>.....	207
APÊNDICE B - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	207
APÊNDICE C - TESTES CRÔNICOS COM <i>Daphnia magna</i>	215
APÊNDICE D - METODOLOGIA DE TESTE DE TOXICIDADE COM <i>Vibrio fischeri</i>.....	237

CAPÍTULO I

1 INTRODUÇÃO

A maior parte dos recursos hídricos disponíveis nos dias atuais está sujeita a processos de degradação devido aos múltiplos usos antropogênicos deste recurso. A falta de planejamento na utilização dos recursos hídricos gera estas degradações, tais como poluição dos cursos d'água, erosão das áreas de entorno e perda da biota, afetando também a saúde humana com uma diminuição na qualidade de vida (FATMA, 1999).

Efeitos combinados da urbanização e demais atividades antropogênicas, associadas ao rápido crescimento populacional observado nas últimas décadas são facilmente visualizados nos ecossistemas (THORNE & WILLIAMS, 1997; POMPEU *et al.*, 2005). Desta forma, rios que estão situados em áreas urbanas são bons exemplos para demonstrar a combinação destes efeitos.

De acordo com Gilbert (1991), no início da ocupação urbana, os rios eram utilizados como fonte de recursos básicos (água e alimento) e transporte. Com o aumento da urbanização estes ambientes passam a ser utilizados como local para escoamento de resíduos de origem doméstica e industrial. Desta forma, os rios passam a ter seu fluxo de água natural modificado e, muitas vezes, ocorre também à alteração de seu curso natural através do desvio e até mesmo de sua canalização.

Segundo Garcias (2001), a ausência de critérios de proteção ambiental no planejamento urbano e, conseqüentes leis de uso e ocupação do solo, resultam em aprovação de novas construções e loteamentos que ocupam áreas muito próximas do leito dos rios e o resultado imediato destas decisões é o destino dado aos cursos de água.

A associação entre o desenvolvimento desordenado da urbanização ocasiona severas mudanças no ecossistema dos rios, estas mudanças incluem: impermeabilização da superfície de drenagem, aumento da carga poluidora, canalização do curso do rio (HARDING *et al.*, 1998; GILBERT, 1991; GARCIAS, 2001).

As fontes pontuais de poluição, além da grande carga de matéria orgânica e nutrientes inorgânicos dissolvidos, provenientes de descargas de esgoto doméstico *in natura*, podem conter uma

série de poluentes como os surfactantes, hidrocarbonetos halogenados, compostos aromáticos halogenados, pesticidas e muitos outros compostos tóxicos (BITTON, 1994).

Para avaliar os impactos decorrentes da ocupação humana sobre o ecossistema de rios é comum a utilização de abordagens dos parâmetros físico-químicos, biológicos e toxicológicos.

As análises químicas, envolvendo a determinação dos parâmetros físico-químicos e biológicos são importantes na identificação e determinação da concentração de poluentes, porém não são suficientes para verificar o impacto desta poluição sobre a comunidade biótica.

Sabe-se que nenhuma substância química é totalmente segura ou danosa, seu efeito está diretamente relacionado com a concentração desta substância no meio e o tempo de exposição aos organismos. A realização de testes de toxicidade objetiva a determinação de efeitos provocados a médio e/ou longo prazo de doses sub-letais fornecidas de forma contínua ou repetidamente a um organismo-teste. Para a realização de avaliações toxicológicas, vários autores propõem a utilização de mais de um organismo-teste. A utilização de diferentes organismos-teste deve-se ao fato de que diferentes espécies fornecem diferentes respostas a respeito da toxicidade de amostras de água e/ou sedimento. (RAND *et al.*, 1995; CHAPMAN *et al.*, 1996; CHEUNG *et al.*, 1997; BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006).

Neste estudo, optou-se pela realização de uma avaliação multidisciplinar através da determinação das variáveis toxicológicas, físico-químicas e biológicas em amostras de água superficial coletadas em cinco rios situados nas principais bacias hidrográficas localizadas na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis-SC.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a toxicidade e o IQA de águas superficiais de rios pertencentes as principais bacias hidrográficas urbanas da Ilha de Santa Catarina no município de Florianópolis – SC.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar a influência do uso do solo na qualidade das águas superficiais das bacias hidrográficas estudadas.
- Avaliar a qualidade da água em diferentes pontos inseridos nas bacias hidrográficas estudadas, utilizando parâmetros físico-químicos e bacteriológicos;
- Obter o IQA para os pontos analisados;
- Conhecer a toxicidade aguda da água superficial em diferentes pontos inseridos nas bacias hidrográficas utilizando *Daphnia magna* como organismo-teste;
- Conhecer a toxicidade crônica da água superficial nas proximidades da foz dos rios estudados utilizando *Daphnia magna* como organismo-teste;
- Conhecer a toxicidade aguda para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* na água superficial da proximidade da foz do Rio do Sertão, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi;
- Verificar se existe relação entre os resultados obtidos nos testes de toxicidade e IQA.

CAPÍTULO II

2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 LEIS AMBIENTAIS

A poluição dos corpos hídricos é considerada um problema mundial. Seu controle constitui-se num dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos. O grande desenvolvimento econômico e a expansão urbana, com o crescimento, muitas vezes, desordenado da população das cidades levam a poluição e degradação dos corpos hídricos (FATMA, 1999). Estas degradações podem ser exemplificadas através da erosão das áreas de entorno, perda da biota e poluição com o constante despejo de sedimentos e resíduos domésticos e industriais, o que faz com que as características naturais destes corpos hídricos se tornem ameaçadas (HOWARTH *et al.*, 2000).

Para minimizar os impactos da poluição e disciplinar os diferentes usos da água, os governos de diversos países criaram leis ambientais que estabelecem conceitos e padrões a serem seguidos. A legislação ambiental brasileira é uma das mais completas do mundo (MACHADO, 2002).

As leis ambientais no Brasil são bastante recentes, datam dos anos 80, com a promulgação da Lei nº 8.938/81, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, sendo esta considerada a mais importante Lei Ambiental do país.

Com a Constituição Federal de 1988, as Leis Ambientais tomaram grande impulso. A partir desta data foram promulgadas uma série de Leis, Decretos, Medidas Provisórias, Resoluções e Portarias.

Devido a sua complexidade, as Leis Ambientais forçam a entendimentos multidisciplinares, envolvendo a área jurídica e técnica. A área técnica compreende profissionais ligados à hidrologia, hidráulica, biologia, agronomia, geoprocessamento, topografia, geodésia. Uma integração no trabalho destes diferentes profissionais é de fundamental importância para verificar se determinada atividade respeitou determinada Lei (WITTLER, 2008).

No Brasil a Lei Federal nº 9.433 de oito de janeiro de 1997, (Leis das Águas), instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos que institucionaliza o gerenciamento dos recursos hídricos nacionais a partir de uma visão integrada e de usos múltiplos (MMA, 2004).

A importância da qualidade da água está bem conceituada na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que define, dentre seus objetivos, "*assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos*" (Art. 2º, Cap. II, Tit. I, Lei nº 9.433) (ANA, 2005).

A PNRH também determina, como uma das diretrizes, de ação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, "*a gestão sistemática dos recursos hídricos; sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade e a integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental*" (Art. 3º, Cap. III, Tit. I, Lei nº 9.433).

Segundo Porto (2002), apesar de sua importância, a gestão da qualidade da água no país não tem merecido o mesmo destaque dado à gestão da quantidade de água, quer no aspecto legal, quer nos arranjos institucionais em funcionamento no setor, quer no planejamento e na operacionalização dos sistemas de gestão.

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA E CONTROLE DE POLUIÇÃO

Informações sobre a qualidade da água no país são, ainda, insuficientes. O levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2004) relata que, dos 26 estados da Federação apenas nove possuem sistemas de monitoramento da qualidade da água considerados ótimos ou muito bons; cinco possuem sistemas bons ou regulares (o estado de Santa Catarina encontra-se nesta classificação); e treze apresentam sistemas fracos ou incipientes. Este levantamento levou em conta a porcentagem das bacias hidrográficas monitoradas, número de parâmetros de qualidade e frequência de amostragem.

Segundo Tucci (1993), a qualidade das águas depende das condições geológicas e geomorfológicas, da cobertura vegetal da bacia de drenagem, do comportamento dos ecossistemas terrestres e de águas doces, e das ações antrópicas. Ainda, segundo o autor, muitos rios urbanos escoam esgoto, já que com a urbanização, grande parte da precipitação escoam diretamente pelas áreas impermeáveis para os rios.

O tratamento de esgotos ainda é um grande desafio no Brasil. De acordo com pesquisa realizada pelo IBGE, no ano de 2002, 47,8% dos municípios brasileiros não possuíam coleta e tratamento de esgotos. Dos 52,2% dos municípios que possuem o serviço de coleta, apenas 20,2% tratam o esgoto

coletado e os 32% restantes apenas coletam. O esgoto coletado e não tratado é conduzido por tubulações para o despejo *in natura*, transformando rios e mares em focos para a disseminação de doenças, afetando diretamente a qualidade da água e o meio ambiente (SANTA CATARINA, 2006).

O Estado de Santa Catarina, considerado um dos estados com melhor qualidade de vida do Brasil vêm se destacando negativamente no que diz respeito ao abastecimento de água e na quase ausência de coleta e tratamento dos esgotos domésticos. Com relação à coleta e tratamento de esgotos, somente 12% da população do Estado é atendida, classificando o Estado como um dos piores do país em saneamento básico (ABES, 2008).

As atividades humanas podem modificar completamente um ecossistema, e um dos melhores exemplos para esta afirmação são os rios urbanos (GILBERT, 1991).

Os rios são coletores naturais de água das paisagens e vêm sendo utilizados como depositários de rejeitos por muitos anos (PORTO *et al.*, 1991). Alterações na qualidade das águas superficiais de um rio são decorrentes de inúmeras influências. Markich & Brown (1998) destacam que a identificação e quantificação destas influências são de extrema importância para o gerenciamento do uso do solo e das águas de uma determinada bacia hidrográfica.

Os principais processos que levam a degradação do ambiente em função das atividades antrópicas são o assoreamento e a homogeneização do leito de rios e córregos o que acarreta a diminuição da diversidade de habitats e micro habitats, e a eutrofização artificial com o enriquecimento excessivo das concentrações de nitrogênio e fósforo na água (BARBOUR *et al.*, 1999).

Historicamente, o controle de poluição em rios e córregos urbanos era focado somente na diminuição do grande impacto causado pelas descargas de esgotos domésticas e industriais sem tratamento (MILTNER & RANKIN, 1998).

Sabe-se que os córregos urbanos (rios urbanos) são ambientes complexos que apresentam uma forte relação entre suas variáveis físicas (escoamento superficial), químicas (nutrientes inorgânicos dissolvidos) e biológicas (plâncton). Tais relações foram demonstradas por Murdock *et al.* (2004) em um córrego urbano impactado situado em Carter Creek, Texas, Estados Unidos. Neste estudo foi constatado que, pelo fato do córrego apresentar uma pequena taxa de escoamento natural, o lançamento de efluentes que ocorreram na região superior deste, foi responsável pela elevação da concentração de nutrientes (NO_3^- , NO_2^- e NH_3^+), ocorrendo somente baixas concentrações em períodos de chuva devido à diluição. Foram obtidos dados de escoamento, concentração de nutrientes e biomassa de perifíto que indicaram uma forte inter-relação entre as variáveis, físicas, químicas e biológicas. Com a alteração

somente da variável física, neste caso o escoamento, para um estado mais natural, sem a alteração da carga de nutrientes ocorreu uma melhora na biomassa de perifito, que passou a ser limitado somente por espaço disponível para colonização.

Conhecer as tendências temporais da qualidade das águas é uma das ferramentas para se diagnosticar o estado de conservação ambiental dos corpos hídricos. Em virtude disto, Groppo (2005), desenvolveu um estudo com a finalidade de caracterizar a qualidade da água dos rios das Bacias do Piracicaba, Mogui-guaçú, Turvo Grande, Peixe, Aguapeí, São José dos Dourados e Alto Paranapanema, no estado de São Paulo. Neste estudo, foram analisados parâmetros biogeoquímicos (OD, DBO₅, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Cloreto, Amônio e Coliformes Fecais) graficamente, através de testes de tendência temporal. Os resultados obtidos mostraram que, de forma geral, a degradação da qualidade das águas está presente em praticamente todas as bacias, o que foi representado por tendências positivas de DBO₅, nitrogênio, fósforo, cloreto e coliformes, e negativa de OD. Dentre todas as bacias analisadas, a bacia do Piracicaba é a mais afetada, fato que já havia sido comprovado por estudos realizados por Ballester *et al.* (2002) e Krusche *et al.* (2002).

Krusche *et al.* (2002), estudaram a composição da matéria orgânica particulada e dissolvida na bacia do Rio Piracicaba, no estado de São Paulo. Esta região sofre grande impacto com o lançamento de efluentes domésticos e industriais, além de ser um local onde grande parte da vegetação nativa foi substituída por campos de agricultura, principalmente para o cultivo de cana-de-açúcar, silvicultura e pastagens. Neste estudo, foram encontradas significativas diferenças em relação ao enriquecimento do conteúdo de Nitrogênio Particulado e Carbono Orgânico Particulado (COP) na Bacia do Rio Piracicaba, o que foi explicado pela grande quantidade de esgoto doméstico e industrial despejado no local.

Salienta-se também o estudo de Schettini *et al.* (2000), sobre a caracterização oceanográfica e biogeoquímica de dois rios localizados na cidade de Florianópolis-SC, o rio Tavares e o rio Defuntos, que comprovou diferenças significativas entre estes dois ambientes. A variação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos foi mais percebida no rio Tavares, refletindo processos de entrada de efluentes e esgotos de residências em sua bacia de drenagem, enquanto que no rio Defuntos as variações indicam a influência dos processos biogeoquímicos decorrentes de degradações que ocorrem no mangue situado nesta região.

A água proveniente do escoamento superficial pode conter grandes quantidades de metais como zinco, cádmio, ferro, cobre, cromo, arsênio, níquel, selênio, dentre outros e também pode conter uma

grande carga orgânica (NORMAN, 1991). Em estudo realizado por White & Rasmussen (1998), em uma comunidade urbana de Montreal, foi encontrado que mais de 90% da carga genotóxica era proveniente de fontes não-industriais de poluição, e um número grande de estudos vem comprovando este mesmo fato, de que as atividades urbanas apresentam um impacto significativamente maior na qualidade de água do que atividades industriais.

De acordo com Rand & Petrocelli (1985) um poluente pode existir no ambiente aquático de três diferentes formas, o que determina a sua disponibilidade para os organismos. Os poluentes podem ser encontrados na forma dissolvida, onde podem ser prontamente incorporados; adsorvidos a componentes bióticos ou abióticos, podendo permanecer suspensos na coluna d'água ou depositar-se no sedimento de fundo, permanecendo desta forma temporariamente ou permanentemente indisponíveis; e ainda, incorporados aos organismos podendo ser metabolizados novamente e excretados para a água.

O impacto das atividades humanas na qualidade da água podem ser detectados de várias maneiras, as mais comuns e tradicionais envolvem a utilização de análises químicas, análises de bioindicadores e testes de toxicidade. Segundo Zambioni (1993), as análises químicas predominaram durante os anos 80 como forma de caracterizar os contaminantes contidos em efluentes líquidos e serviram como base dos padrões da legislação sobre a qualidade ambiental. Porém, somente as análises químicas não são suficientes para identificar a fração da substância presente no meio que exerceria efeito tóxico sobre a biota.

O monitoramento das variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na identificação das alterações ambientais dos ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata nas modificações das propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada e determinação das concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta uma desvantagem, pois fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (WHITFIELD, 2001).

Em função da capacidade de autodepuração do ambiente e do fluxo unidirecional dos ambientes lóticos os efluentes carregados através da drenagem pluvial para dentro dos ecossistemas aquáticos podem sofrer diluição antes da data da coleta das amostras ou causarem pequena alteração na concentração das variáveis (WHITFIELD, 2001).

Nenhuma substância química é totalmente segura ou totalmente danosa, seu efeito está diretamente relacionado com a sua concentração no meio e o seu tempo de permanência de exposição aos organismos. Neste sentido, a aplicação de testes de toxicidade é de grande utilidade para avaliar os

efeitos adversos de compostos químicos sobre um organismo de forma replicada que permita a comparação com outros compostos testados. De acordo com Klump (2001), a utilização de bioindicadores em estudos de qualidade de água permite verificar o impacto da poluição no ambiente fornecendo dados de riscos potenciais para a fauna, flora e conseqüentemente a população humana.

A utilização de testes de toxicidade é capaz de detectar a biodisponibilidade e a interação que ocorre entre os compostos químicos (sinergismo ou antagonismo). A utilização destes testes é imprescindível para o monitoramento da qualidade da água (BERTOLETTI, 2001).

2.2.1 Parâmetros de qualidade de água

A qualidade da água é um termo que não se restringe somente à determinação de pureza, mas também às suas características físicas, químicas e bacteriológicas. Uma breve descrição das características e do significado ambiental de alguns dos inúmeros parâmetros de qualidade é apresentada a seguir.

2.2.1.1 Salinidade

A salinidade é a medida da quantidade de sais existentes em massas de água naturais. Tradicionalmente a medida de salinidade expressa em “partes por milhar” ou ‰ a quantidade de x gramas de sal em um litro de água. Além da salinidade ter um papel importante nos movimentos e nas misturas de massas de água, devido ao seu efeito de densidade, os sais dissolvidos condicionam a fisiologia dos organismos que ali vivem, devido ao efeito da osmose (MIRANDA *et al.*, 2002).

2.2.1.2 Turbidez

É o grau de atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de água devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte entre outras), material orgânico, algas, bactérias, plâncton em geral (CETESB, 2008^a).

A erosão das margens de rios em estações chuvosas, por exemplo, é um fenômeno que ocasiona o aumento da turbidez das águas, assim como o lançamento de efluentes domésticos. Condições de

elevada turbidez podem reduzir a fotossíntese da vegetação submersa e das algas, esse desenvolvimento reduzido das plantas pode se refletir diretamente nas comunidades biológicas aquáticas além de afetar de forma negativa os usos doméstico, industrial e recreacional dos corpos d'água (CETESB, 2008^a).

Grande parte das águas dos rios e sub-bacias é naturalmente turva em decorrência das características geológicas da bacia de drenagem, ocorrência de altos índices pluviométricos e uso de práticas agrícolas, muitas vezes, inadequadas. A turbidez natural das águas está, geralmente, compreendida na faixa de 3 a 500 unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Para fins de potabilidade, a turbidez deve ser inferior a 1 UNT.

A Resolução do CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), estabelece o limite de até 100 UNT de turbidez para “água bruta” classe 2 antes de receber tratamento convencional e depois ser distribuída em sistemas de redes urbanos, não devendo ultrapassar o valor de 5,0 UNT conforme estabelece a Portaria n° 518 de 25/03/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004).

2.2.1.3 Temperatura da Água

A temperatura da água afeta diretamente todos os processos físico-químicos e biológicos que ocorrem na água. A temperatura exerce influência marcante na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas pela absorção de oxigênio dos organismos e na solubilidade de substâncias através da precipitação de compostos.

A alteração da temperatura da água pode ser causada por fontes naturais (principalmente energia solar) ou antropogênicas (despejos industriais e águas de resfriamento de máquinas). Elevações de temperatura em um corpo de água aumentam a taxa de transferência de gases o que pode ocasionar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis. Elevações na temperatura provocam também uma diminuição na solubilidade dos gases na água, como exemplo, o oxigênio dissolvido presente na água (CARVALHO & OLIVEIRA, 2003).

Segundo Sperling (2005), os ambientes aquáticos apresentam, em geral, temperaturas na faixa de 20°C a 30°C.

A Resolução CONAMA n°357 (BRASIL, 2005), estabelece que os poluentes só podem ser lançados nos corpos hídricos, com temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação da temperatura do corpo receptor, não deverá exceder a 3°C.

2.2.1.4 Oxigênio Dissolvido

A concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) na água pode oscilar muito e o seu equilíbrio é dependente da pressão atmosférica e da temperatura. O OD é de vital importância para os organismos aeróbios. De acordo com Maier (1978), para a manutenção da vida aquática aeróbia são necessários teores mínimos de oxigênio dissolvido de 2 mg/L a 5 mg/L, de acordo com o grau de exigência de cada organismo. A concentração de oxigênio disponível mínima necessária para sobrevivência das espécies piscícolas é de 4 mg/L.

O OD é consumido nos processos de estabilização da matéria orgânica (viva ou morta), através do metabolismo de plantas, animais e bactérias, pela decomposição aeróbica de compostos de carbono e pela nitrificação de amônio (NH_2^-).

A solubilidade do OD varia com a altitude, ao nível do mar, na temperatura de 20°C, a concentração de saturação do oxigênio é igual a 9,2 mg/L (SPERLING, 2005). A saturação da concentração do oxigênio da água pode ser resultado de alta atividade biológica (fotossíntese) indicando processos de eutrofização (FATMA, 1999).

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido são indicativas de processos de consumo através de substâncias lançadas na água. Quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido, as águas poluídas tendem a serem aquelas que apresentam baixa concentração de OD (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos). Enquanto que, as águas limpas tendem a apresentar concentrações de OD elevadas, atingindo níveis pouco abaixo da concentração de saturação.

Águas eutrofizadas podem apresentar concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação (CETESB, 2008^a). A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), recomenda para rios de Classe 2 um limite de OD não inferior a 5,0 mg/L.

2.2.1.5 Potencial Hidrogeniônico (pH)

As propriedades ácidas de uma solução aumentam ao elevar a concentração de íons hidrônio. Por conseguinte, a concentração de hidrônio (H_3O^+) é uma medida da acidez ionizada das soluções. Em soluções aquosas, as concentrações de hidrônio representam números muito pequenos, porém estes

correspondem a um intervalo muito amplo de concentrações que são representados na forma exponencial (SAWYER & McCARTHY, 1978).

Valores desta natureza são difíceis de serem representados graficamente ou por métodos de correlação, e a fim de contornar este problema, em 1909, o químico Sorensen propôs expressar tais valores em termos de seus logaritmos negativos, os quais denominou de pH.

Graças a este recurso matemático pode-se converter as concentrações comuns de íons hidrônios em números finitos simples que, em geral, estão compreendidos entre 0 e 14.

O pH pode ser influenciado pela temperatura e por sais minerais, valores de pH afastados da neutralidade podem afetar organismos aquáticos, assim como valores elevados de pH podem estar associados à proliferação de algas (SPERLING, 2005).

O lançamento de efluentes nos corpos d'água através da transformação microbiana da matéria orgânica, ou poluentes atmosféricos (chuva ácida), também contribuem para a modificação do pH. Valores de pH entre 6,0 e 9,0 são considerados compatíveis, em longo prazo, para a sobrevivência da maioria dos organismos aquáticos. A violação destes limites por longos períodos de tempo, ou fortes oscilações de pH em curto prazo, resultam na inibição dos processos metabólicos, na redução de espécies de organismos ou no poder de autodepuração (FATMA, 1999);

A Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005, recomenda para rio de Classe 2 que o pH da água bruta esteja na faixa de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2005). Segundo a Portaria 518 de 25/03/2004 do Ministério da Saúde para distribuir em sistemas de redes urbanos deverá estar entre 6,0 e 9,5 (BRASIL, 2004).

2.2.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica carbonácea por decomposição microbiana aeróbia para a forma inorgânica estável. A DBO_5 é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um período de 5 dias em uma temperatura de incubação de 20°C. Nesta análise é considerado o metabolismo dos microrganismos heterotróficos onde os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como água, Gás Carbônico, Sulfatos, Fosfatos, Amônia, Nitratos, etc. Nesse processo há o consumo de oxigênio da água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas. Os maiores aumentos em termos de DBO_5 num corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto

teor de matéria orgânica pode induzir à completa depleção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2008^a).

A Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), estabelece $DBO_{5,20^{\circ}C}$ até 5 mg/L para rios de Classe 2.

2.2.1.7 Nitrogênio Total (NT)

Nitrogênio total é um parâmetro que expressa quantidade de material orgânico (biodegradável) lançado no corpo receptor, sendo que quando encontrado em grande quantidade provoca o processo de eutrofização comprometendo toda a vida aquática.

No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado em diversas formas:

- nitrogênio molecular (N_2): nesta forma, o nitrogênio está, continuamente, sujeito às perdas para a atmosfera. Sendo que algumas espécies de algas conseguem fixar o nitrogênio atmosférico, o que permite o seu crescimento, mesmo quando as outras formas de nitrogênio não estão disponíveis na massa líquida;

- nitrogênio orgânico: constituído por nitrogênio na forma dissolvida (compostos nitrogenados orgânicos) ou particulada (biomassa de organismos);

- íon amônio (NH_4^+): forma reduzida do nitrogênio, sendo encontrada em condições de anaerobiose; serve ainda como indicador do lançamento de esgotos com elevada carga orgânica;

- íon nitrito (NO_2^-): forma nitrogenada derivada do Ácido Nitroso, muito solúvel em água. O NO_2^- aparece em uma fase intermediária natural na oxidação microbiana do Nitrato (NO_3^-);

- íon nitrato (NO_3^-): Ânion derivado do Ácido Nítrico e assim como o NO_2^- , o NO_3^- é muito solúvel em água. Nos corpos d'água a presença de NO_3^- está, geralmente, associada à poluição por adubos agrícolas incorporados ao solo e por efluentes de estações de tratamento de esgoto (FATMA, 1999);

O nitrogênio é um dos nutrientes mais importantes para o crescimento de algas e macrófitas (plantas aquáticas superiores), sendo facilmente assimilável nas formas de amônia e nitrato. Em condições fortemente alcalinas, ocorre o predomínio da amônia livre (ou não ionizável), que é bastante tóxica a vários organismos aquáticos. Já o nitrato, em concentrações elevadas, está associado a doenças da meteglobinemia, que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês (o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul).

Em um corpo d'água a determinação da forma nitrogenada predominante pode fornecer informações a respeito do estágio de poluição. Em poluições consideradas recentes, a forma nitrogenada predominante encontrada está na forma orgânica ou de amônia, enquanto em poluições consideradas mais remotas a forma nitrogenada predominante está associada à forma de nitrato (SPERLING, 2005).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), estabelece o limite até 10 mg/L N para nitrato e 1,0 mg/L N para nitrito para “água bruta” classe 2. Segundo a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) a concentração de nitrato não deve ultrapassar o valor de 10 mg/L N após ter passado pelo tratamento convencional.

2.2.1.8 Fósforo Total (PT)

O Fósforo é um nutriente essencial para todas as formas de vida, pois é parte das suas estruturas celulares. Na água podem estar presentes em quatro frações diferentes: inorgânicas dissolvidas e não-dissolvidas, orgânicas dissolvidas e não dissolvidas (FATMA, 1999).

O Fósforo é encontrado em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários, sendo constituídos principalmente por detergentes superfosfatados, além de matéria fecal, rica em proteínas. Assim como o nitrogênio, o fósforo é um dos chamados macro-nutrientes e constitui um dos principais nutrientes para os processos biológicos, sendo também um dos nutrientes essenciais para o crescimento de microorganismos que são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (CETESB, 2008^a).

Em águas naturais não poluídas a concentração de fósforo situa-se na faixa de 0,01 mg/L a 0,05 mg/L. Para rios Classe 2, a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), estabelece o limite de até 0,03 mg/L de fósforo total para ambientes lênticos e 0,05 mg/L para ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lênticos.

2.2.1.9 Sólidos Totais (ST)

Águas com altos valores de Sólidos Totais podem ter sua utilidade comprometida de várias formas: para fins de balneabilidade e esportes aquáticos; para uso industrial e de abastecimento doméstico. Valores elevados de ST podem indicar não apenas a contaminação orgânica recente dos

rios por efluentes domésticos ou industriais, mas também um excesso de matéria sólida levada aos rios por erosão, movimentação de terra na bacia e a perda da mata ciliar.

O parâmetro Sólido Total expressa todas as formas de impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos que contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos de água. Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas. Os sólidos em suspensão contidos em uma amostra de água apresentam, em função do método analítico escolhido, características diferentes e, conseqüentemente, têm designações distintas.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), estabelece limite até 500 mg/L de sólidos totais em “água bruta” para rios de classe 2. Segundo a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) após ter passado pelo tratamento convencional, a concentração de sólidos totais não deve ultrapassar o valor de 1 000 mg/L.

2.2.1.10 Coliformes Fecais

Os coliformes fecais são um grupo de bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes totais, porém são indicadoras de organismos originários do trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente. A *Escherichia coli* é uma bactéria que pertence à família Enterobacteriaceae e pertence a este grupo.

A concentração de coliformes fecais em um corpo d’água é, muitas vezes, usada como indicador de qualidade sanitária da água, e não representa por si só um perigo para a saúde, servindo antes como indicador da presença de outros organismos causadores de problemas para a saúde.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), estabelece o limite até 1 000 NMP/100mL de coliformes termotolerantes para “água bruta” classe 2 em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano. Segundo a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) após ter passado pelo tratamento convencional e posteriormente distribuído para a população essa variável deverá estar ausente em 100 mL.

Para fins de balneabilidade (recreação de contato primário), os limites estipulados pela legislação federal estão estipulados na Resolução do CONAMA nº 274 (BRASIL, 2000).

2.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

Na caracterização da qualidade da água são utilizados alguns parâmetros representantes de suas características físico-químicas e biológicas, tais parâmetros são conhecidos como indicadores de qualidade de água e representam impurezas quando ultrapassam os valores estabelecidos pela legislação vigente (IGAM, 2005).

Nos últimos 40 anos foram desenvolvidos vários índices de qualidade de água (BROWN *et al.*, 1970, 1973; YU & FOGEL, 1978; DUNNETTE, 1979; BHARGAVA, 1983; COUILLARD & LEFEBVR, 1985; DINIUS, 1987; HOUSE E ELLIS, 1987; SHARIFI, 1990; SMITH, 1990; DOJLIDO *et al.*, 1994; SAEGER, J. 1994, PALUPI *et al.*, 1995; WILLS & IRVINE, 1996). Porém, o índice desenvolvido por (BROWN *et al.*, 1970, 1973) em parceria com a NSF é o mais aceito.

As variáveis empregadas para cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) foram estabelecidas pela *National Sanitation Foudantion* (NSF) nos Estados Unidos, através de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental. Uma análise estatística das avaliações possibilitou que Brown *et al.* (1970), atribuisse pesos a cada parâmetro de qualidade escolhido correspondendo ao grau de importância de cada parâmetro na avaliação da qualidade.

Nove parâmetros foram considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas: turbidez (UNT), temperatura da água (°C), OD (mg/L), pH, DBO₅, Nitrato, Fosfato Total, ST e Coliformes Fecais (IGAM, 2005; CETESB, 2008^b).

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, (CETESB), de São Paulo, utiliza desde 1975 uma versão adaptada da versão original do NSF. Nesta adequação feita pela CETESB, o parâmetro Nitrato foi substituído por Nitrogênio Total, e o parâmetro Fosfato Total foi substituído por Fósforo Total, mantendo-se os mesmos pesos ($w = 0,10$) e curvas de qualidade estabelecidas pela NSF.

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA refletem principalmente a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos (CETESB, 2008^b).

Determinar o valor de IQA é uma atividade que todos os programas de monitoramento de águas superficiais preveem como forma de acompanhar as alterações das características físicas, químicas e microbiológicas de um corpo hídrico. Logo, toda a informação sobre as alterações sofridas por um corpo hídrico é resumida no IQA.

Nos últimos 15 anos vem crescendo o uso do IQA por programas de monitoramento de qualidade da água. Isso por que o IQA permite resumir grandes volumes de dados de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos sobre o estado de qualidade de ambientes aquáticos em um único número. E também por causa da necessidade prática de comparação de estados de qualidade de corpos hídricos com características diferentes (CETESB, 2008^b).

Atualmente o IQA é utilizado como indicador de contaminação orgânica por esgotos domésticos e industriais em 10 Estados Brasileiros. Na região Sul os Estados do Paraná e Rio Grande do Sul, na região Sudeste, os Estados de São Paulo, Espírito Santo e Minas Gerais, na região Centro-Oeste, os Estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás, na região Nordeste o Estado da Bahia e na região Norte o Estado do Amapá. (ANA, 2005).

Índices de qualidade de água são úteis para informar o público leigo e orientar as ações de gestão da qualidade da água. O IQA possibilita analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço e serve para facilitar a interpretação de extensas listas de indicadores ou variáveis (GASTALDINI & SOUZA, 1994).

O uso de um índice para graduar a qualidade da água é motivo de controvérsia para especialistas da área, por não poder refletir uma situação real, quando da possibilidade da existência de alguma substância presente no meio e não contemplada no índice (SILVA *et al.*, 2003). A principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre elas (CETESB, 2008^b).

Como já mencionado anteriormente, os parâmetros que compõem o IQA refletem principalmente a poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos e cargas orgânicas de origem industrial. As atividades agrícolas e industriais, entre outras, geram um elevado número de poluentes, entre eles, metais pesados, pesticidas e compostos orgânicos. Estes poluentes não são analisados no cálculo do IQA, e sabe-se que a presença destes compostos no ambiente afeta de forma negativa a qualidade da água (CETESB, 2008^b).

Compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, potencial de formação de trihalometanos e presença de parasitas patogênicos não são inclusos na determinação do IQA. Em virtude destas limitações é necessária a realização de testes mais específicos que indicam a presença de substâncias tóxicas, como os testes de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cobre, zinco, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio, níquel, surfactantes, dentre outros (CETESB, 2008^b).

2.4 TOXICOLOGIA AMBIENTAL E ECOTOXICOLOGIA

A ciência que estuda os efeitos nocivos causados por substâncias químicas sobre organismos vivos é chamada toxicologia. A toxicologia tem como objetivos principais a identificação dos riscos associados à exposição de determinada substância e determinar em quais condições de exposição estes riscos são induzidos (ZAKRZEWSKI, S. F., 1994; HODGSON, E. *apud* COSTA *et al.*, 2008).

A toxicologia é uma ciência de natureza multidisciplinar, compreende basicamente os seguintes ramos da toxicologia: toxicologia clínica, que estuda os efeitos de drogas sobre pacientes humanos; toxicologia forense, na qual o objetivo baseia-se em detectar o uso ilegal de agentes tóxicos para fins judiciais e a toxicologia ambiental que se preocupa com o destino dos agentes tóxicos, seus metabólitos e produtos de degradação no ambiente e nas cadeias alimentares e com o efeito desses contaminantes sobre os organismos e populações (CHASIN & AZEVEDO, 2003; COSTA *et al.*, 2008).

A toxicologia ambiental se preocupa com o destino dos agentes tóxicos, seus metabólitos e produtos da degradação no ambiente e nas cadeias alimentares sobre os organismos e as populações. A toxicologia ambiental considera que a sobrevivência humana é dependente do bem-estar de outras espécies e da disponibilidade de ar, água, solo e alimentos limpos. Esta ciência considera também que as substâncias químicas de origem antropogênica podem ocasionar efeitos danosos aos organismos vivos e aos processos biológicos (ZAKRZEWSKI, S. F. 1994).

De acordo com Yu (2005), a toxicologia ambiental é uma ciência de natureza multidisciplinar e engloba diversas áreas de estudo, dentre elas a biologia, química, anatomia, genética, fisiologia, microbiologia, ecologia, estudos relacionados ao solo, ar e água, epidemiologia, estatística entre outros.

A Figura 2.1 traduzida de Yu (2005) demonstra as inter-relações existentes entre a toxicologia ambiental e diversas áreas de estudo.



Figura 2.1 Inter-relações entre Toxicologia Ambiental e diversas áreas de estudo. Fonte: adaptada de Yu (2005).

Em função desta subdivisão da Toxicologia em diferentes áreas e levando em consideração as subdivisões que ocorrem no campo da Ecologia, como a Ecologia aquática, terrestre, de populações, comunidades, humana, entre outras, na década de 1970, toxicologistas e ecologistas perceberam que havia algo de comum entre estas duas disciplinas. A partir desta linha de pensamento, com a associação dos conhecimentos de Toxicologia com Ecologia surgiu a Ecotoxicologia (ZAGATTO, 2006).

O termo “Ecotoxicologia” foi sugerido pela primeira vez, em junho de 1969, pelo toxicologista francês René Truhaut durante uma reunião do Committee of the International Council of Scientific Unions (ICSU), em Estocolmo. Após este evento foi formado o Comitê Científico do ICSU sobre problemas ambientais (SCOPE), que foi encarregado de organizar um grupo de trabalho sobre esta nova ciência, a Ecotoxicologia (TRUHAUT, 1978 *apud* ZAGATTO, 2006).

A definição de Ecotoxicologia foi publicada em monografia pelo SCOPE, em 1976, e definida como a “*ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado*” (PLAA, 1982 *apud* ZAGATTO, 2006).

Para Ramade (1977) *apud* Zagatto (2006) a Ecotoxicologia é definida como a ciência que tem por objetivo estudar as modalidades de contaminação do ambiente pelos poluentes naturais ou sintéticos, produzidos por atividades humanas, seus mecanismos de ação e seus efeitos sobre o conjunto de seres vivos que habitam a biosfera.

Blaise, 1984 *apud* Zagatto (2006) definiu a associação entre toxicologia e ecologia (ecotoxicologia) como o estudo dos efeitos de uma ou mais substâncias a uma população ou comunidade de organismos.

Segundo Kendall (1996) *apud* Chasin & Azevedo (2003), Ecotoxicologia é o estudo do destino e dos efeitos das substâncias químicas sobre o ecossistema, com base nos métodos laboratoriais e de campo, que estuda de forma qualitativa e quantitativa os efeitos adversos das substâncias químicas, considerando suas inter-relações no ecossistema e atuação nos organismos.

O termo Ecotoxicologia é utilizado por muitos autores como sinônimo de toxicologia ambiental e ambos descrevem o estudo científico dos efeitos adversos causados aos organismos vivos pelas substâncias químicas liberadas no ambiente (RAND *et al.*, 1995; CHASIN & AZEVEDO, 2003).

A Ecotoxicologia é uma área especializada da toxicologia ambiental, cujos objetivos dos estudos estão baseados nos efeitos ocasionados por agentes químicos e físicos sobre a dinâmica das populações e comunidades integrantes de ecossistemas definidos (RONCO *et al.*, 2004).

Ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos de substâncias químicas expostas no meio ambiente, sobre populações, considerando a degradação, bioacumulação, bioamplificação e mobilidade dessas substâncias (MATIAS, 1997).

Qualquer que seja o termo empregado, essa área da toxicologia preocupa-se por estudar as ações e os efeitos nocivos de substâncias químicas, na maioria das vezes de origem antropogênica, sobre os ecossistemas (CHASIN & AZEVEDO, 2003).

2.4.1 Toxicologia aquática

A toxicologia aquática, de acordo com Rand *et al.* (1995), é o estudo dos efeitos adversos de produtos químicos, materiais antropogênicos e de outros produtos de natureza alheia ao ambiente sobre os organismos aquáticos. Os efeitos tóxicos podem se manifestar em diferentes níveis de organização, desde estruturas celulares até indivíduos, populações e comunidades.

A toxicidade dos agentes químicos no meio aquático é avaliada através da realização de testes de toxicidade, onde são utilizados organismos representativos da coluna d'água ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuarina ou marinha (ARAGÃO & ARAÚJO, 2006).

Os testes de toxicidade aquática são amplamente utilizados devido ao fato dos ecossistemas aquáticos constituírem os receptáculos de contaminantes, sejam estes lançados diretamente nos corpos d'água por meio de descargas de poluentes (fontes pontuais de poluição), emitidos no ar ou depositados no solo (fontes difusas de poluição) (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990).

A realização de testes de toxicidade aquática é relatada desde 1920, onde foram utilizados peixes como organismo-teste. Durante as décadas de 1940 e 1950 surgiram diferentes métodos de ensaios, o que resultavam em diferentes resultados, fato que levou os pesquisadores a buscarem uma padronização nos ensaios toxicológicos de forma a minimizar as diferenças ocorridas (DOUDOROFF *et al.*, 1951, *apud* SLOOF, 1988, *apud* ARAGÃO & ARAÚJO, 2006).

Atualmente, vários países desenvolveram e padronizaram testes de toxicidade utilizando organismos aquáticos. Em nível internacional os testes de toxicidade são padronizados pela

Association Française de Normalisation - AFNOR (França); American Society for Testing and Materials - ASTM (Estados Unidos); American Water Work Association - AWWA (Estados Unidos); International Organization for Standardization - ISO (Estados Unidos); Organization for Economic Co-operation and Development - OECD (Estados Unidos); Deutsches Institut für Normung - DIN (Alemanha). Em nível nacional (Brasil) os testes de toxicidade são normalizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (Aragão & Araújo, 2006).

De acordo com Knie & Lopes (2004) o campo de aplicações de testes toxicológicos é muito amplo. A seguir são listados alguns exemplos da utilização de testes de toxicidade:

- avaliação do risco potencial de substâncias químicas ao meio ambiente;
- monitoramento de qualidade de águas superficiais e subterrâneas;
- fiscalização de efluentes;
- controle da eficiência de estações de tratamento de águas residuárias;
- controle de efluentes antes da entrada na estação de tratamento para a proteção de sua biologia;
- avaliação da contaminação de águas após acidentes com produtos químicos;
- identificação de fontes poluidoras;
- determinação da biodegradabilidade de substâncias e águas residuárias;
- investigação de sinergismos e antagonismos de substâncias;
- cálculo da taxa de cobrança para uso da água (princípio poluidor-pagador);
- avaliação, por meio de eluatos, de solos contaminados;
- determinação do potencial bioacumulativo de substâncias;
- avaliação, por meio de eluatos, da aptidão de resíduos sólidos para disposição em aterros.

Os efeitos adversos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos podem ser resultado de uma exposição direta ao tóxico, o que ocasiona a morte do organismo (efeito agudo) ou podem ser decorrentes de efeitos subletais nos organismos, que podem afetar no seu desenvolvimento, crescimento e reprodução (efeitos crônicos).

2.4.1.1 Testes de Toxicidade Aguda

De acordo com Matias (2007), a toxicidade aguda é a manifestação de um efeito em um curto espaço de tempo após administração de uma dose única de uma substância. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância quando não se tem nenhuma noção, ou somente noção teórica, muito restrita, sobre a substância a ser estudada.

O objetivo de um teste de toxicidade aguda é de determinar a concentração de determinada substância ou o nível de um agente (temperatura, pH, dureza) que produz um efeito deletério em um grupo de organismos-teste durante um curto espaço de tempo sob condições ambientais controladas (PARRISH, 1995).

Grande parte dos testes de toxicidade aguda baseia-se na exposição de grupos de organismos a diferentes concentrações da substância a ser testada através de diferentes diluições de uma mesma amostra. A morte dos organismos é a resposta mais comum nos testes de toxicidade aguda.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda são expressos como o percentual de organismos mortos e/ou imobilizados em cada concentração e como a CL_{50} e/ou CE_{50} que é a expressão matemática da dose e/ou concentração da substância que provoca a morte/imobilização de 50% da população exposta (PARRISH, 1995). Esses resultados fornecem somente uma estimativa da toxicidade aguda global da substância testada e não pré-julgam de forma nenhuma os resultados de toxicidade subaguda e crônica (MATIAS, 2007).

Testes de toxicidade aguda são amplamente utilizados, pois fornecem uma resposta rápida sofrida pelos organismos expostos à determinada substância, em um curto período de tempo, é de fácil execução e apresentam um baixo custo (ARAGÃO & ARAÚJO, 2006).

2.4.1.2 Testes de Toxicidade Crônica

No ambiente aquático, devido à diluição natural do ambiente, os organismos estão expostos a níveis subletais dos poluentes. Esta exposição a níveis subletais pode não ocasionar a morte do organismo, mas pode ocasionar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais em longo prazo. Esses efeitos não são detectados em testes de toxicidade aguda, sendo necessária a utilização de testes de toxicidade crônica que irão permitir a avaliação dos efeitos adversos mais sutis aos organismos expostos (ARAGÃO & ARAÚJO, 2006).

Segundo Rand (1995), testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos adversos de uma amostra sob condições de longo tempo de exposição a concentrações subletais. O teste de toxicidade crônica expõe o organismo-teste ao agente tóxico (xenobiótico) durante todo e/ou parte do seu ciclo de vida, incluindo estágios sensíveis do organismo.

Os testes de toxicidade crônica podem ser realizados sob três maneiras distintas: testes que avaliam o ciclo de vida completo do organismo-teste; testes que avaliam somente parte do ciclo de vida do organismo-teste, dando ênfase à determinada fase do ciclo e testes funcionais, nos quais são feitas medidas dos efeitos de xenobióticos sobre várias funções fisiológicas do organismo-teste (VANLEEuwEN, 1988 *apud* ARAGÃO & ARAÚJO, 2006).

Testes de toxicidade crônica que abrangem o ciclo completo de vida do organismo são iniciados com ovos e continuam até a reprodução destes organismos, podendo estender-se por várias gerações se necessário. Nestes testes de ciclo de vida completo é determinada a faixa de concentração de substância que causa efeitos adversos significativos na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos quando comparados a um controle. Estes testes fornecem informações precisas sobre a toxicidade de amostras, porém devido à longa duração se tornam testes caros. Como exemplo da duração destes testes pode ser citado o teste crônico utilizando peixes que podem se estender por até 30 meses e testes de toxicidade utilizando invertebrados que duram entre 3 semanas e 5 meses (COONEY, 1995).

Testes com parte do ciclo de vida do organismo utilizam em geral as fases de vida em que os organismos são mais sensíveis, o que normalmente ocorre nos estágios iniciais de seu desenvolvimento. Segundo Adams (1995) *apud* Aragão & Araújo (2006) estes testes não são considerados testes crônicos verdadeiros, e sim estudos crônicos parciais ou de curta duração. Exemplos deste teste são os testes realizados com larvas de anfípodos e larvas de inseto, nestes testes são avaliados efeitos sobre sobrevivência, crescimento e comportamento dos organismos, mas não é avaliada a reprodução.

De acordo com Aragão & Araújo (2006), testes de toxicidade funcionais baseiam-se no fato que de que peixes e outros organismos respondem fisiológica e comportamentalmente à exposição de concentrações subletais da substância tóxica. Nestes testes avaliam-se a bioquímica do sangue, efeitos fisiológicos, natação, respiração, percepção sensorial entre outras. A ocorrência de efeitos sobre estes parâmetros revela uma indicação da sensibilidade dos organismos às substâncias tóxicas.

Os resultados do teste de toxicidade crônica são expressos em função do efeito que o xenobiótico provocou na reprodução, crescimento e sobrevivência do organismo-teste. Desta forma é possível determinar a maior concentração do xenobiótico que não causa efeito estatisticamente significativo nos organismos-teste (CENO) e a menor concentração de xenobiótico que causa efeito estatisticamente significativo nos organismos-teste (CEO). Para a realização do cálculo destes resultados são utilizados testes estatísticos que realizam a comparação dos resultados obtidos em cada diluição com o controle realizado no teste.

Os testes de toxicidade crônicos mais difundidos mundialmente são os testes utilizando o micro crustáceo *Daphnia magna* Straus (1820), com duração de 21 dias, e com *Ceriodaphnia dubia*, com duração de 7 dias.

Não existe uma metodologia de teste de toxicidade crônica padronizada utilizando *Daphnia magna*, na literatura internacional é possível encontrar um protocolo da Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), o guidelines 202 (OECD, 1984). Estes testes possuem duração de 14 dias, com fluxo semi-estático e avaliam somente a reprodução do organismo. Este teste não visa à determinação da CEO e da CENO, e sim determina somente o desempenho reprodutivo como indicativo de contaminação ambiental.

Internacionalmente diversos pesquisadores realizaram testes de toxicidade crônica utilizando *D. magna* como organismo teste (HANAZATO, T., 1998; GUILHERMINO *et al.*, 1999; SÁNCHEZ *et al.*, 1999; SAKAI, M., 2002; CHRISTENSEN *et al.*, 2006; MUYSSSEN & JANSSEN, 2006; NADY *et al.*, 2007). No Brasil existem diversas pesquisas a respeito de testes de toxicidade crônica utilizando *D. magna* como organismo-teste (VARGAS *et al.*, 2000; TERRA & FEIDEN, 2003; CARDOZO *et al.*, 2006; BEATRICI *et al.*, 2006; TERRA *et al.*, 2006; TERRA *et al.*, 2007; TERRA *et al.*, 2008^a; TERRA *et al.*, 2008^b).

Tanto as pesquisas que relatam testes de toxicidade crônica com *D. magna* realizadas em âmbito internacional e as nacionais diferem na metodologia de realização do teste. Estas diferenças ocorrem devido a não padronização do teste de toxicidade crônica utilizando *D. magna* como organismo-teste.

2.4.2 Definição do organismo-teste

Para a realização de testes de toxicidade utilizando organismos aquáticos é de extrema importância de que o organismo selecionado pertença a um grupo taxonômico representante do ecossistema aquático (BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006).

Além deste requisito, de ser parte integrante de alguma cadeia trófica no ecossistema aquático, Boher (1995) inclui nestes critérios a disponibilidade e abundância do organismo-teste no ambiente, facilidade de manutenção e cultivo em laboratório além de possuir um amplo conhecimento da biologia da espécie.

Ao selecionar determinada espécie para ser utilizada como organismo-teste em testes de toxicidade a sensibilidade deste organismo deve ser observada. É necessário que determinada espécie seja bastante sensível a uma diversidade de agentes químicos, de maneira que possibilite a obtenção de resultados precisos, garantindo desta forma boa repetibilidade e reprodutibilidade dos resultados (BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006).

Rand *et al.*, (1995) menciona que as espécies diferem de um ecossistema a outro em quantidade e diversidade, sendo que a definição do organismo a ser utilizado deve ser baseada em considerações específicas do problema a ser solucionado. Ainda segundo este mesmo autor, não existe uma espécie que atenda a todos estes requisitos, para todos os ecossistemas.

Vários autores (RAND *et al.*, 1995; CHAPMAN *et al.*, 1996; BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006) sugerem a utilização de no mínimo três espécies representantes do ecossistema aquático: uma espécie de alga (representando os produtores); uma espécie de crustáceo (representando os consumidores primários e/ou secundários) e uma espécie de peixe (representando os consumidores secundários e/ou terciários).

Uma espécie que atende a os vários critérios para a seleção de um organismo-teste pode-se citar o micro crustáceo do gênero *Daphnia*. Este organismo tem sido utilizado como organismo-teste em diversas partes do mundo, tendo a sua metodologia de teste padronizada internacionalmente.

2.4.2.1 Microcrustáceo *Daphnia magna* Straus (1820)

As espécies do gênero *Daphnia*, mais precisamente *Daphnia magna* são amplamente utilizadas em testes de toxicidade agudos e crônicos, tendo inúmeras pesquisas e trabalhos publicados relatando informações sobre as técnicas de cultivo, os requisitos de temperatura, luz e nutrientes e sobre sua resposta a diversas substâncias tóxicas (BURATTINI *et al.*, 2004).

A espécie *D. magna* não ocorre naturalmente no Brasil, é encontrada com facilidade no Hemisfério Norte. No Brasil é relatada a presença natural das espécies *D. gessnerii*, *D. ambígua* e *D. laevis* (MATSUMURA-TUNDISI, 1984), sendo que as mais cultivadas laboratorialmente são as espécies *D. similis* e *D. magna*.

A biologia da *D. magna* foi amplamente estudada, de acordo com Ruppert & Barnes (1996) a classificação taxonômica é a seguinte:

Filo: Arthropoda

Subfilo: Crustacea

Classe: Branchiopoda

Ordem: Diplostraca

Subordem: Cladocera

Família: Daphnidae

Gênero: *Daphnia*

Espécie: *magna*

De acordo com Zagatto & Goldstein (1984), as espécies do gênero *Daphnia* são também conhecidas como “pulgas d’água” e são importante fonte alimentar para peixes.

A *D. magna* tem de 0,5 a 5,0 mm de comprimento e uma carapaça bivalve transparente que encerra todo o corpo, com exceção da cabeça e antenas. Uma visão da morfologia da *D. magna* pode ser observada na Figura 2.2.

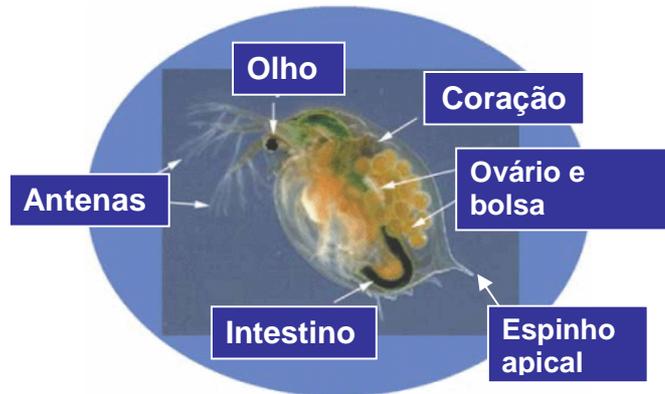


Figura 2.2 Morfologia *Daphnia magna*.

Fonte: adaptado de www.idrc.ca/openebooks/147-7/.

A *D. magna* é um cladocero de água doce que se alimenta através da filtração de material particulado em suspensão. O alimento é transferido para a boca, onde é moído pelas mandíbulas e direcionado para o trato digestivo. A retenção no trato digestivo é aproximadamente de meia a 3 horas (BUIKEMA & SHERBERGER, 1977 *apud* BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006).

A cabeça possui um par de antenas, e um olho composto móvel, que serve para orientar o corpo durante a locomoção. A natação é realizada por meio das segundas antenas, sendo que o movimento é predominantemente vertical (RUPPERT & BARNES, 1996).

O crescimento da *D. magna*, assim como todos os pertencentes ao filo Arthropoda se dá após a ecdise (muda). Na fase pré-adulta a muda ocorre quase que diariamente, enquanto que os indivíduos adultos realizam a muda a cada 2 ou 3 dias (BERTOLETTI & DOMINGUES, 2006).

A reprodução da *D. magna* é partenogenética, dando origem a populações constituídas inteiramente por fêmeas, até que ocorra um estresse ambiental, como por exemplo, a superpopulação, falta de alimento ou mudanças bruscas de temperatura (BERTOLETTI & DOMINGUES *op. cit.*).

De acordo com Knie & Lopes (2004), condições desfavoráveis no ambiente de cultura interferem na reprodução das dáfias, favorecendo o aparecimento de machos e conseqüentemente de efípios. Este efípio é também conhecido como ovo de resistência e é resultante da reprodução sexuada. Quando as condições ambientais se tornam favoráveis novamente, os ovos do efípio eclodem, liberando fêmeas que irão se reproduzir partenogeneticamente (RUPPERT & BARNES, 1996).

Os machos são facilmente distinguidos da fêmea, pois são menores, possuem o corpo mais afinado e nadam mais rapidamente. Além destas características, as fêmeas são bem caracterizadas, pois

possuem a bolsa incubadora, na qual estão contidos os ovos e embriões bem visíveis, o que é ausente nos machos (KNIE & LOPES, 2004).

Na Figura 2.3 é possível visualizar um exemplar de *D. magna* (A), um macho (B) e no detalhe um efípio (C).

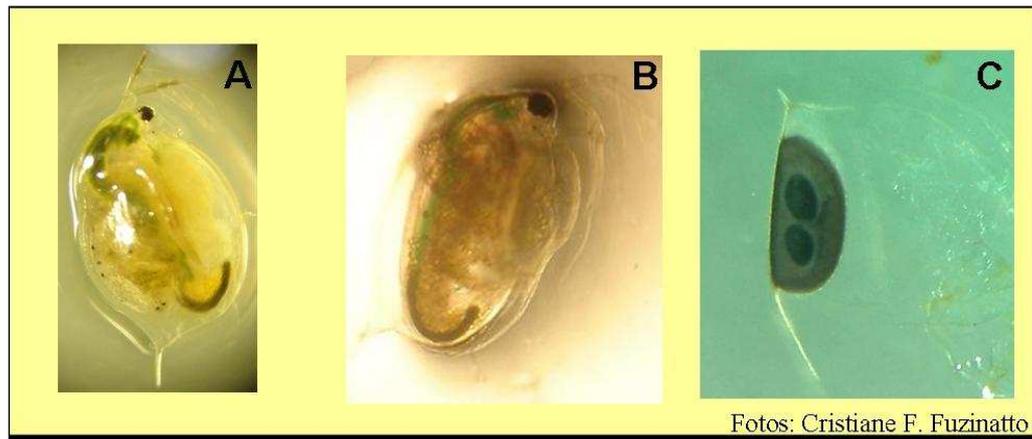


Figura 2.3 (A) Fêmea de *D. magna*; (B) macho de *D. magna*; (C) detalhe para bolsa incubadora contendo efípio

A *D. magna* apresenta quatro períodos distintos em seu ciclo de vida (PENNAK, 1978 *apud* COONEY, 1995): ovo, juvenil, adolescente e adulto. O ciclo de vida da *D. magna*, de ovo até a morte do indivíduo adulto é variável, e dependente das condições ambientais. De maneira geral, o ciclo de vida aumenta com o decréscimo de temperatura, devido a uma diminuição no metabolismo dos indivíduos. A média do ciclo de vida da *D. magna* é de aproximadamente 40 dias quando mantida em uma temperatura de 25°C e de 50 dias quando mantida em uma temperatura de 20°C.

A salinidade é um fator que ocasiona interferências na sobrevivência e reprodução de *D. magna*, o que foi reportado por Lagerspetz, (1955) citado por Ranta, (1979) *apud* Schuytema (1997), de que a *D. magna* possui a habilidade de tolerar salinidades entre 5 – 8 ‰. Em estudo realizado por Schuytema (1997), utilizando *D. magna* como organismo-teste para a avaliação da influência da salinidade na sobrevivência e reprodução da espécie, foi observado que em águas com salinidade inferior a 4 ‰ a sobrevivência e reprodução de *D. magna* não é afetada.

2.4.2.2 Bactéria marinha luminescente *Vibrio fischeri*

As bactérias são microorganismos unicelulares, microscópicos e sem membrana celular definida. São seres procariontes e se reproduzem através da divisão celular simples.

A bactéria marinha luminescente *Vibrio fischeri* é considerada uma enterobactéria, em termos microbiológicos é gram negativa, anaeróbia facultativa e pertencente à família Vibrionaceae. Esta família consiste de muitas espécies que são caracterizadas pela cooperação e interação com tecidos de outros animais.

Anteriormente conhecida como *Photobacterium phosphoreum*, *Vibrio fischeri* possui uma distribuição global, sendo encontrada amplamente nos oceanos, em vida livre ou associada a outros organismos marinhos. Como exemplo da associação desta bactéria a outros organismos pode-se citar a simbiose que ocorre entre esta bactéria e a lula *Euprymna scolopes*.

Bactérias marinhas bioluminescentes podem ser isoladas de intestinos de peixes e invertebrados; em crescimento saprófito em organismos marinhos mortos (peixes e crustáceos), além de serem encontradas em simbiose nos órgãos leves de peixes e camarões.

Em condições ambientais favoráveis, *Vibrio fischeri* emite luz naturalmente, necessitando somente de condições de oxigênio acima de 0,5 mg/L (KNIE & LOPES, 2004).

A bioluminescência produzida pela *Vibrio fischeri* é a base para vários testes de toxicidade. Esta bactéria é utilizada para verificar a toxicidade de compostos químicos presentes na água e no sedimento contaminado, efluentes industriais e domésticos, dentre outros (JENNINGS, 2001).

Durante o metabolismo, *Vibrio fischeri* utiliza parte da energia obtida no Ciclo de Krebs para a emissão de luz, desta forma, ao entrar em contato com alguma substância tóxica que seja capaz de inibir a produção de energia, a bactéria cessa ou diminui a produção de luz. Esta diminuição na capacidade de emitir luz é medida em porcentagem de inibição de luminescência (UMBUZEIRO & RODRIGUES, 2004).

A utilização da bactéria luminescente *Vibrio fischeri* em testes de toxicidade iniciou nos anos 70, com o pesquisador Bulich que desenvolveu em 1979 um método de avaliação da toxicidade de efluentes industriais utilizando esta bactéria (UMBUZEIRO & RODRIGUES, 2004).

Posteriormente este método foi padronizado por normas internacionalmente aceitas, a americana ISO 11348-1 se refere a testes de toxicidade utilizando bactérias recém cultivadas (ISO, 1998^a), a ISO 11348-2 se refere a testes de toxicidade utilizando bactérias desidratadas (ISO, 1998^b) e a ISO 11348-3

se refere a testes de toxicidade utilizando bactérias liofilizadas (ISO, 1998^c). Além destas três normas americanas existe também a norma alemã DIN 38412-37 (DIN, 1999).

Em âmbito nacional, no Estado de São Paulo os testes de toxicidade com bactérias luminescentes são padronizados pela Norma Técnica L5.227, elaborada no ano de 1987 e revisada no ano de 2001 (CETESB, 2001). A CETESB foi pioneira destes ensaios de toxicidade no Brasil. Em 2006, a ABNT publicou as normas técnicas 15411-1 (ABNT, 2006^a), 15411-2 (ABNT, 2006^b) e 15411-3 (ABNT, 2006^c), que de maneira similar a ISO 11348 tratam respectivamente de testes de toxicidade utilizando bactérias recém cultivadas, desidratadas e liofilizadas.

2.4.3 Legislação sobre toxicidade

No Brasil o número de leis referentes à toxicidade é limitado. A mais importante referência legal para o controle de toxicidade no país é a Lei Federal de Recursos Hídricos n° 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997).

A referência sobre toxicidade é descrita na Política Nacional de Recursos Hídricos, que define, dentro dos seus instrumentos, “*Na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos devem ser observados, dentre outros:*

I - nas derivações, captações e extrações de água, o volume retirado e seu regime de variação;

II - nos lançamentos de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, o volume lançado e seu regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxidade do afluente”. (Art. 21, Cap. IV, seção IV, Tit. I, Lei n° 9.433/07) (BRASIL, 1997).

Em 17 de março de 2005, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução n° 357. Esta Resolução dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e o padrão de lançamento de efluentes e dá outras providências.

Para fins de interpretação a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) define no Artigo 2 os seguintes termos:

- efeito tóxico agudo: efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos, usualmente letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição;

- efeito tóxico crônico: efeito deletério aos organismos vivos causado por agentes físicos ou químicos que afetam uma ou varias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele;

- ensaios ecotoxicológicos: ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos;

- ensaios toxicológicos: ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos visando avaliar o potencial de risco a saúde humana;

Nesta mesma Resolução, no Capítulo III, Seção I, Artigos 7º e 8º, e Capítulo IV, Artigo 34º descrevem sobre toxicidade:

Art. 7º Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites individuais para cada substancia em cada classe. Parágrafo único. Eventuais interações entre substancias, especificadas ou não nesta Resolução, não poderão conferir as águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida, bem como de restringir os usos preponderantes previstos, ressalvado o disposto no § 3º do art. 34, desta Resolução.

Art. 8º O conjunto de parâmetros de qualidade de água selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento devera ser monitorado periodicamente pelo Poder Público.

§ 1º Também deverão ser monitorados os parâmetros para os quais haja suspeita da sua presença ou não conformidade.

§ 2º Os resultados do monitoramento deverão ser analisados estatisticamente e as incertezas de medição consideradas.

§ 3º A qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas.

§ 4º As possíveis interações entre as substancias e a presença de contaminantes não listados nesta Resolução, passíveis de causar danos aos seres vivos, deverão ser investigadas utilizando-se ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos.

Art. 34. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedçam as condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

§ 1º O efluente não devesa causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 2º Os critérios de toxicidade previstos no § 1º devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.

§ 3º Nos corpos de água em que as condições e padrões de qualidade previstos nesta Resolução não incluam restrições de toxicidade a organismos aquáticos, não se aplicam os parágrafos anteriores.

Esta mesma Resolução determina que, para ambientes de Água Doce, classes especial, 1, 2 e 3, Água Salina Classe Especial e 1 e Água Salobra Classe Especial e 1 não sejam verificados efeitos tóxicos crônicos aos organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente conhecido.

Para ambientes de Água Salina Classe 2, Água Salobra Classe 2 determina a não verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, e/ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.

Em nível estadual, no Estado de Santa Catarina, a Portaria da FATMA, nº 017 do ano de 2002 (FATMA, 2002) estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para o micro crustáceo *D. magna* e para a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para efluentes de diferentes origens. No estado do Paraná, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), estabeleceu a Portaria nº 019 do ano de 2006 (IAP, 2006) que estabelece o sistema de Automonitoramento de Atividades Autopoluidoras no Paraná onde estabelece critérios para a avaliação da toxicidade de efluentes líquidos.

CAPÍTULO III

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO – ILHA DE SANTA CATARINA

A porção insular do município de Florianópolis, também conhecida como a “Ilha de Santa Catarina” localiza-se entre os paralelos de 27°10’ e 27°50’ de latitude sul e entre os meridianos de 48°25’ e 48°35’ de longitude a oeste de Greenwich. A ilha está separada do continente por um canal estreito de aproximadamente 28 metros de profundidade e 500 metros de largura e forma duas baías: a Baía Norte e a Baía Sul.

A Ilha de Santa Catarina possui uma superfície de 425 km² e segundo informações de Contagem da População de 2007 (IBGE, 2007), apresenta uma população estimada de 396 723 habitantes, o que representa cerca de 6% do total de habitantes do Estado de Santa Catarina.

A Ilha de Santa Catarina possui uma forma alongada no sentido Norte-Sul (54 km x 18 km), possuindo um contorno bastante acidentado, com baías, pontas e enseadas (CARUSO, 1983). A área do relevo voltada para o Oceano Atlântico apresenta um declive íngreme com planícies reduzidas onde ocorre um importante acúmulo de areias que formam dunas e praias extensas (MARTINS *et al.*, 1970). A área de relevo voltada para o continente (costa oeste) apresenta abundância de planícies, o declive é menos acentuado e encontram-se os maiores rios da ilha que drenam suas águas para o interior das baías norte e sul (CARUSO, 1983).

Na costa oeste, onde as águas protegidas das baías Norte e Sul, associadas às pequenas profundidades e ao acúmulo de sedimentos finos transportados pelos rios encontram-se os manguezais que se situam no baixo curso dos sistemas fluviais das bacias hidrográficas voltadas para oeste (CECCA, 1996).

Os manguezais são ambientes que sofrem influência da oscilação das marés e estão diretamente relacionados à magnitude dos sistemas fluviais à montante. Por ordem decrescente de área, destacam-se os quatro principais manguezais: do Rio Ratonés, do Itacorubi e do Saco Grande, todos situado na

Baía Norte com respectivamente 16,57 km²; 2,53 km² e 1,38 km² e o manguezal do Rio Tavares, situado na Baía Sul com 15,32 km² (CECCA, 1996).

A hidrodinâmica da baía da Ilha de Santa Catarina é dominada pelo regime micro marés com amplitude média de 0,83 m para as marés de sizígia e 0,15 m para as marés de quadratura. Os ventos predominantes são os do quadrante N-NE seguidos pelos ventos de maior intensidade de S-SE, formadores das ondas de deriva que agitam as águas do interior da baía (CRUZ, 1998).

O município de Florianópolis apresenta características climáticas inerentes ao litoral sul brasileiro, sendo um clima Mesotérmico Úmido. As estações do ano são bem caracterizadas, tendo verão e inverno bem definidos e apresentando o outono e primavera com características semelhantes (HERMANN, 1989).

A precipitação é bastante significativa e bem distribuída anualmente não apresentando estações de seca, sendo o verão, geralmente, a estação que apresenta o maior índice pluviométrico. Elevadas precipitações ocorrem entre os meses de janeiro e março, com média de 160 mm mensais, sendo que entre os meses de abril a dezembro a variação é pequena, apresentando uma média de 100 mm mensais. Os menores valores de precipitação ocorrem entre os meses de junho a agosto (HERMANN, 1989).

A temperatura média anual situa-se em torno dos 20°C, oscilando entre as máximas médias anuais de 25°C e as mínimas médias anuais de 15°C. A umidade do ar relativa média anual é de 80% e fundamentalmente a Massa de Ar Tropical Atlântica predomina na primavera e no verão enquanto que a Massa de Ar Polar tem maior frequência nos meses de outono e inverno (CECCA, 1996).

Este estudo foi realizado em cinco rios situados na porção insular do município de Florianópolis – SC, também conhecida como “Ilha de Santa Catarina”. Estes rios foram escolhidos de maneira a abranger as três principais bacias hidrográficas localizadas na ilha, sendo estas:

- Bacia Hidrográfica do Rio Tavares.
- Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi;
- Bacia Hidrográfica do Rio Ratoles.

A Figura 3.1 apresenta a localização da área de estudo.

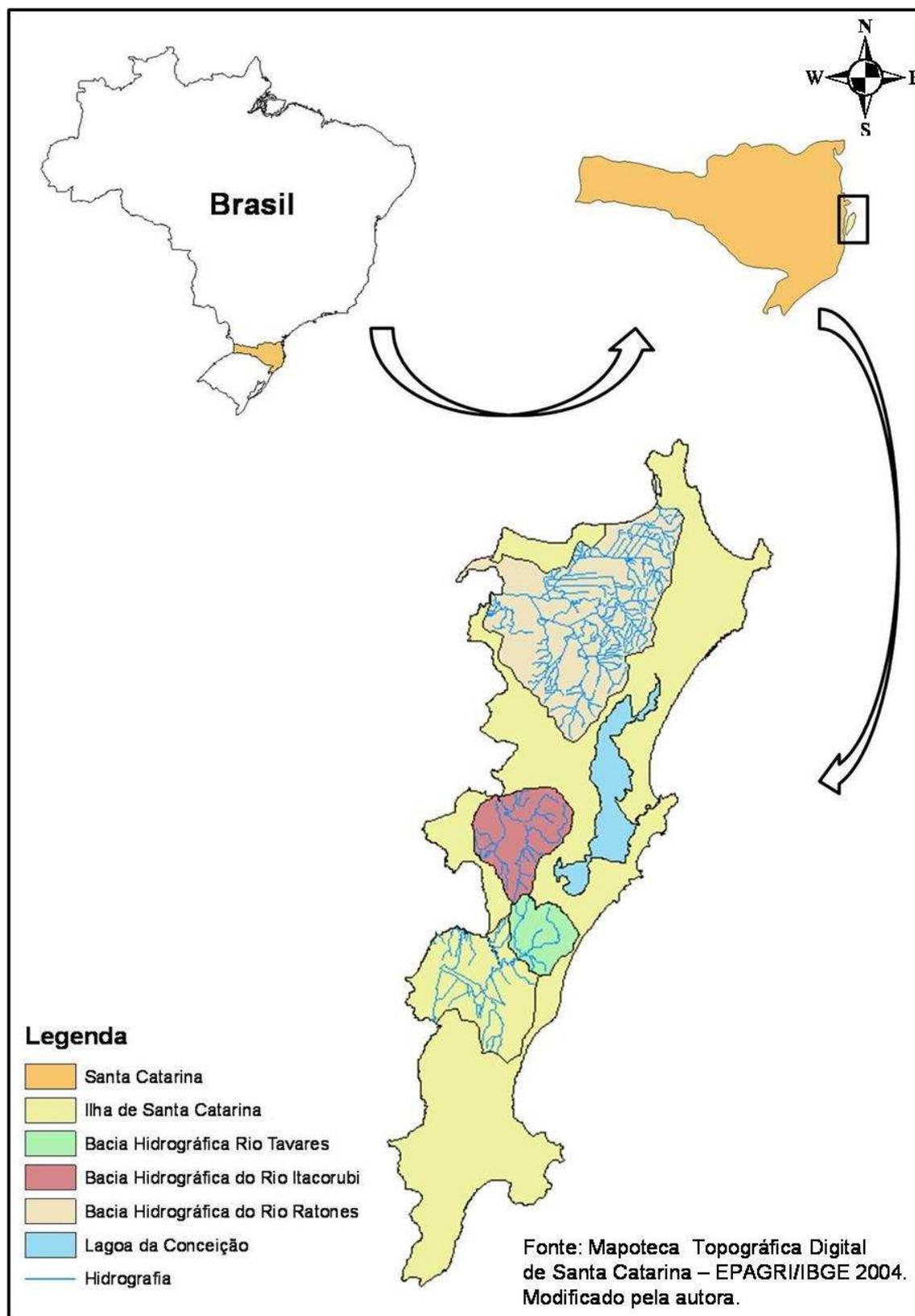


Figura 3.1 Localização das bacias hidrográficas dos Rios Ratonés, Itacorubi e Tavares – SC.

3.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

A Bacia Hidrográfica do Rio Tavares, situada ao sul da Ilha de Santa Catarina, é a segunda bacia hidrográfica em extensão do município e têm como rio principal o Rio Tavares e como secundário o Rio Defuntos. Sua nascente localiza-se na localidade do Rio Tavares, com uma extensão de aproximadamente 9,2 km.

A foz do rio Tavares está localizada dentro do Manguezal com mesmo nome, na baía sul da Ilha de Florianópolis.

Esta bacia tem importância fundamental na preservação do Manguezal do Rio Tavares que, por sua vez, faz parte da Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé.

O rio Tavares foi subdividido espacialmente em 4 estações amostrais de maneira a abranger o curso principal de água até a região nas proximidades da desembocadura onde a oscilação da maré passa a atuar no sistema, interferindo nos valores de salinidade encontrados.

A Figura 3.2 apresenta a localização das estações amostrais e o relevo na bacia do rio Tavares - SC.

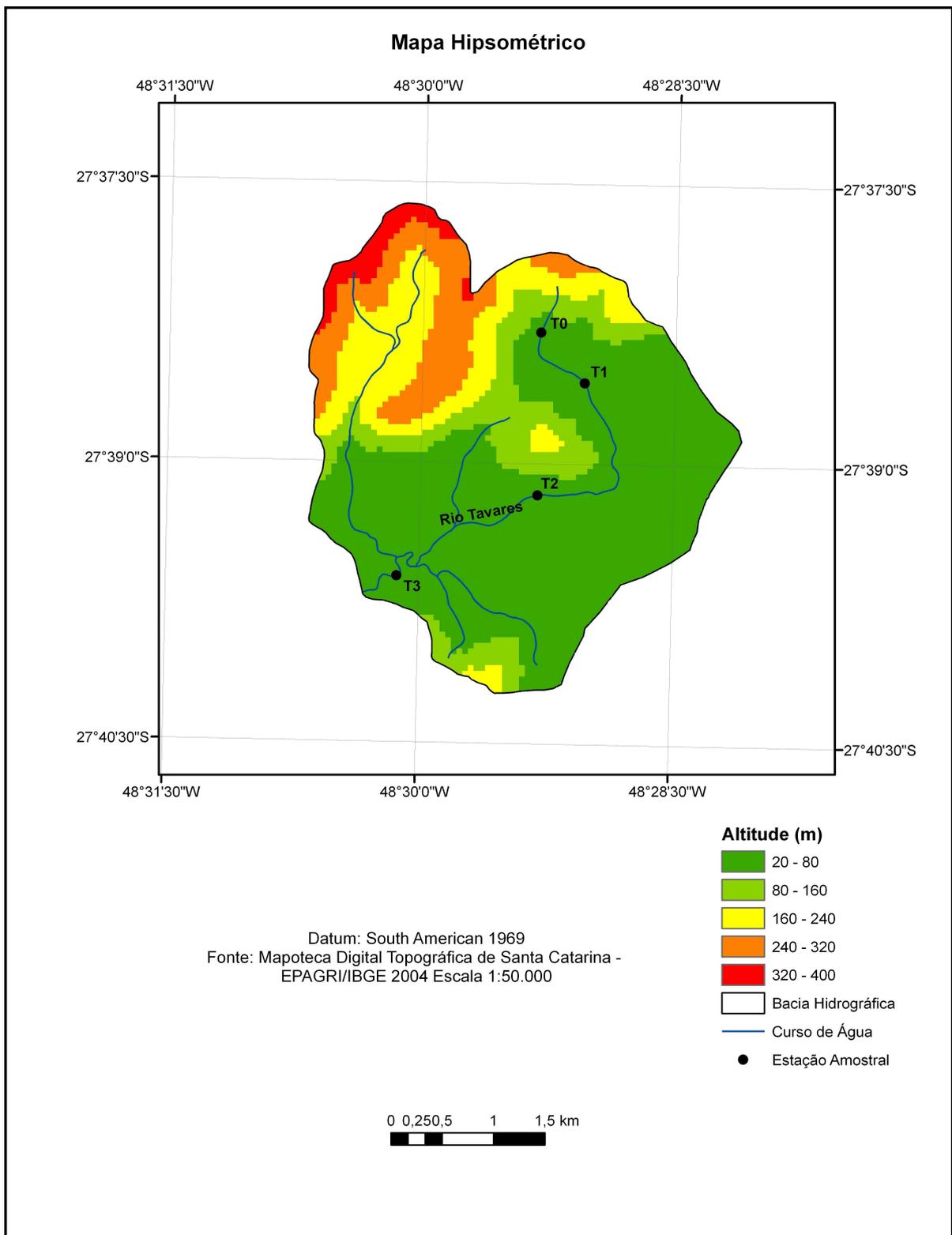


Figura 3.2 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Tavares – SC.

A estação amostral T0 está situada nas proximidades da nascente do rio Tavares, em um local com ausência de urbanização, localizada na latitude $27^{\circ}38'22.63''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}29'4.20''\text{W}$, apresentando preservação da vegetação da área de entorno. O local de coleta das amostras de água superficial pode ser visualizado na Figura 3.3.



Figura 3.3 Estação amostral T0, rio Tavares – SC.

A estação amostral T1 está situada na latitude $27^{\circ}38'33.57''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}29'15.53''\text{W}$, localizada a aproximadamente 800 metros da estação amostral. Esta estação amostral está situada em local com pouca urbanização, nas proximidades de uma empresa que realiza a exploração de rochas para fins comerciais. O local de coleta das amostras de água superficial pode ser visualizado na Figura 3.4.



Figura 3.4 Estação amostral T1, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral T2, situada na latitude $27^{\circ}39'13.03''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}29'15.53''\text{W}$, localiza-se a aproximadamente 1.500 metros da estação amostral T1. Esta estação amostral está situada em local fracamente urbanizado, onde o acesso só é permitido pelo cruzamento de uma pequena trilha de aproximadamente 100 metros de extensão. A Figura 3.5 ilustra o local de coleta de amostras de água superficial nesta estação amostral.



Figura 3.5 Estação amostral T2, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral T3 está situada na latitude $27^{\circ}39'37.31''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}30'13.32''\text{W}$, nas proximidades da foz do rio Tavares e no início do Manguezal do rio Tavares, distante aproximadamente 1.700 metros da estação amostral T2 (Figura 3.6). Esta estação está num local fortemente urbanizado, com diversos tipos de residências e instalações comerciais em sua área de entorno.

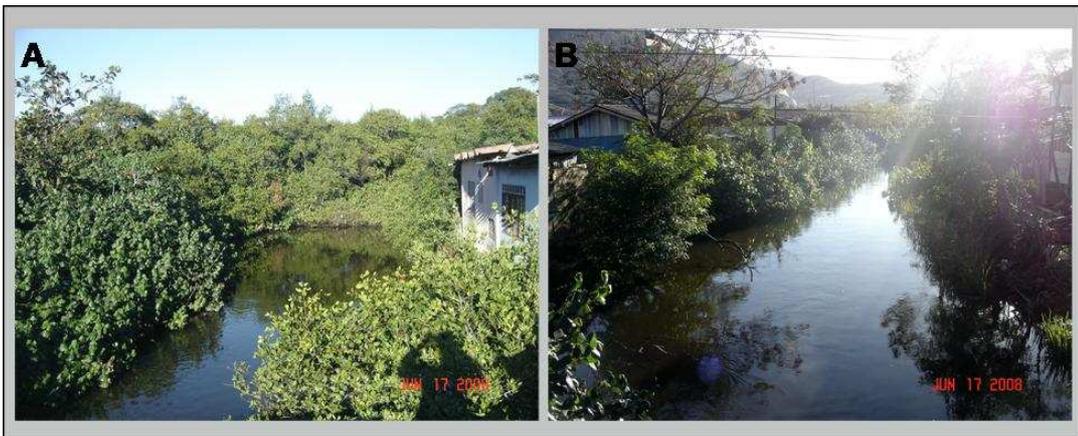


Figura 3.6 Estação amostral T3, rio Tavares – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

3.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

A bacia hidrográfica do rio Itacorubi está situada na região central da Ilha de Santa Catarina, entre as latitudes 27°34'07"S e 27°37'57"S e longitudes 48° 28'25'W e 48°33'00'W. Encontra-se a meio caminho entre o extremo norte e sul da ilha, e a nordeste e leste do centro do município de Florianópolis, despejando suas águas na Baía Norte (DUTRA, 1998). A bacia hidrográfica do rio Itacorubi possui uma área de, aproximadamente, 23 km² e abrangendo os bairros Santa Mônica, Córrego Grande, Parque São Jorge, Itacorubi e Trindade.

A Figura 3.7 representa a bacia hidrográfica do rio Itacorubi com a espacialização das estações amostrais no curso principal do rio Córrego Grande e do rio do Sertão com o respectivo relevo da bacia.

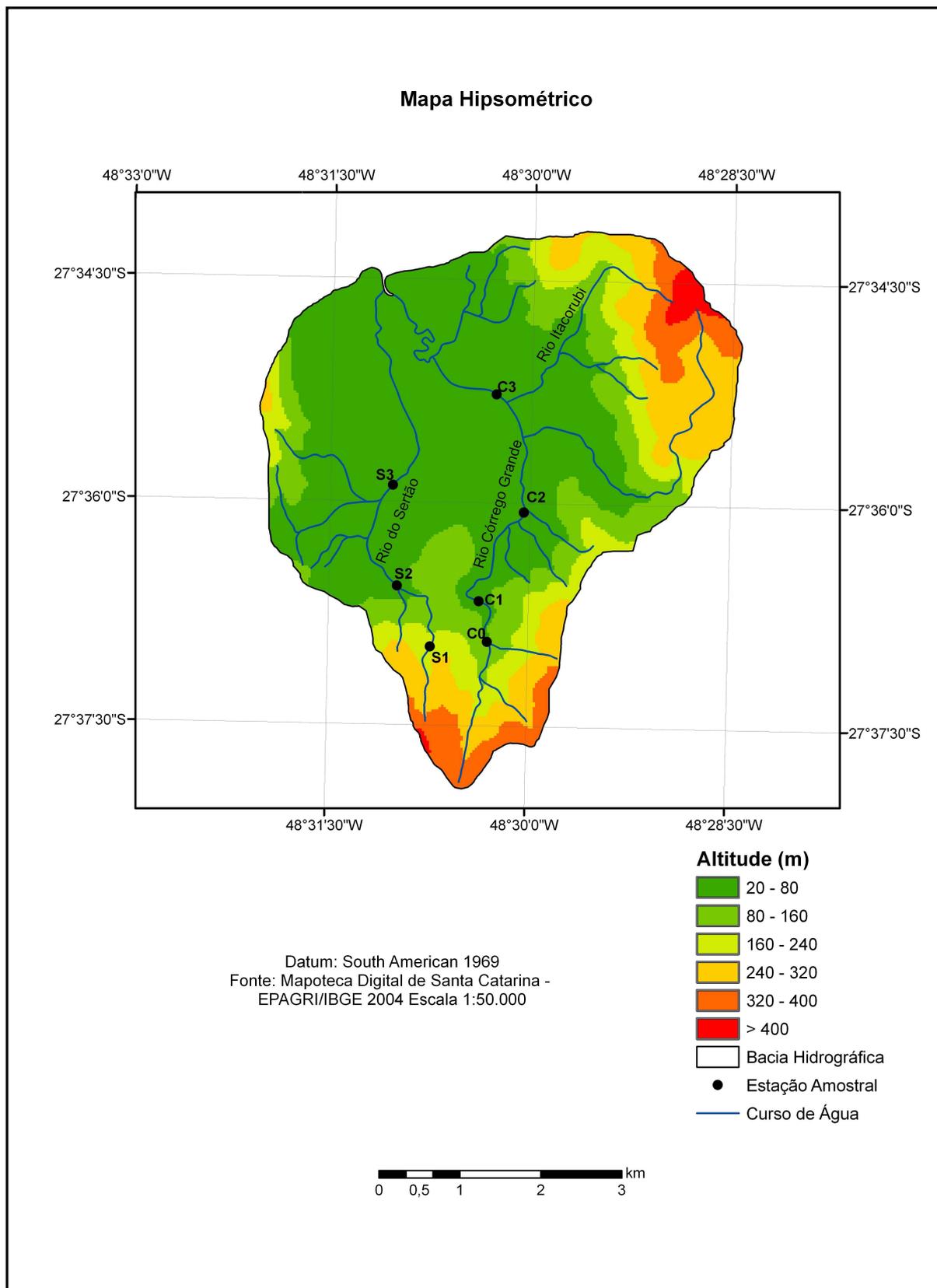


Figura 3.7 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Itacorubi – SC.

A bacia hidrográfica do rio Itacorubi encontra-se atualmente intensamente urbanizada, com construções residenciais, comerciais e governamentais e, de acordo com informações do IBGE, abriga uma população de aproximadamente 80 mil pessoas (MÜLLER, 2008).

Dentre os principais cursos de água da Bacia destacam-se o rio Córrego Grande com extensão aproximada de 8 km, este rio recebe o aporte de um córrego de, aproximadamente, 3 km de comprimento, conhecido como rio Itacorubi; e o rio do Sertão com extensão, aproximada, de 6 km. Estes rios tiveram suas águas amostradas superficialmente para análise laboratorial.

3.1.2.1 Rio Córrego Grande

O rio Córrego Grande teve seu curso principal subdividido em 4 estações amostrais (Figura 3.7). A estação amostral C0 está situada em um local conhecido como “Poção do Córrego Grande”, nas proximidades do ponto de captação de água da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN). Esta estação amostral está situada na latitude $27^{\circ}36'56.60''S$ e longitude $48^{\circ}30'17.55''W$, a uma altitude de 120 metros em relação ao nível do mar. A Figura 3.8 permite a visualização do local de coleta.

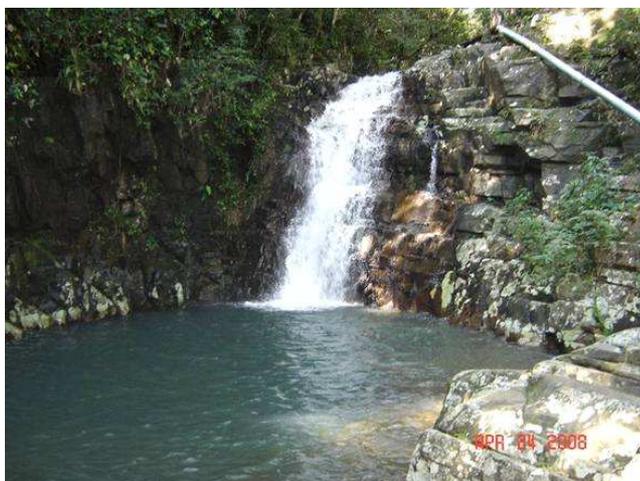


Figura 3.8 Estação amostral C0, nas proximidades de nascente do rio Córrego Grande - SC.

A estação amostral C1 está situada no início da trilha que leva a estação amostral C0, a aproximadamente 600 metros desta estação amostral, na latitude $27^{\circ}36'41.94''S$ e longitude

48°30'23.30"W, em uma altitude de 80 metros em relação ao nível do mar. A Figura 3.9 ilustra o local de coleta.

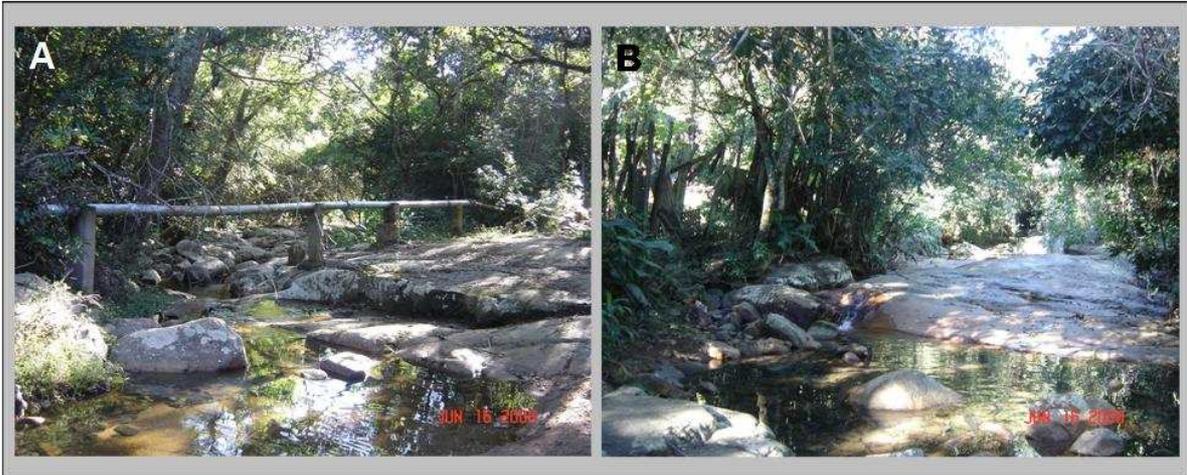


Figura 3.9 Estação amostral C1, rio Córrego Grande – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral C2, localizada na latitude 27°36'3.96"S e longitude 48°30'5.06"W, está situada a aproximadamente 1.500 metros da estação amostral C1, em uma altitude de 10 metros em relação ao nível do mar. As coletas de amostras de água foram realizadas sobre a ponte da Rua João Pio Duarte da Silva (Figura 3.10).

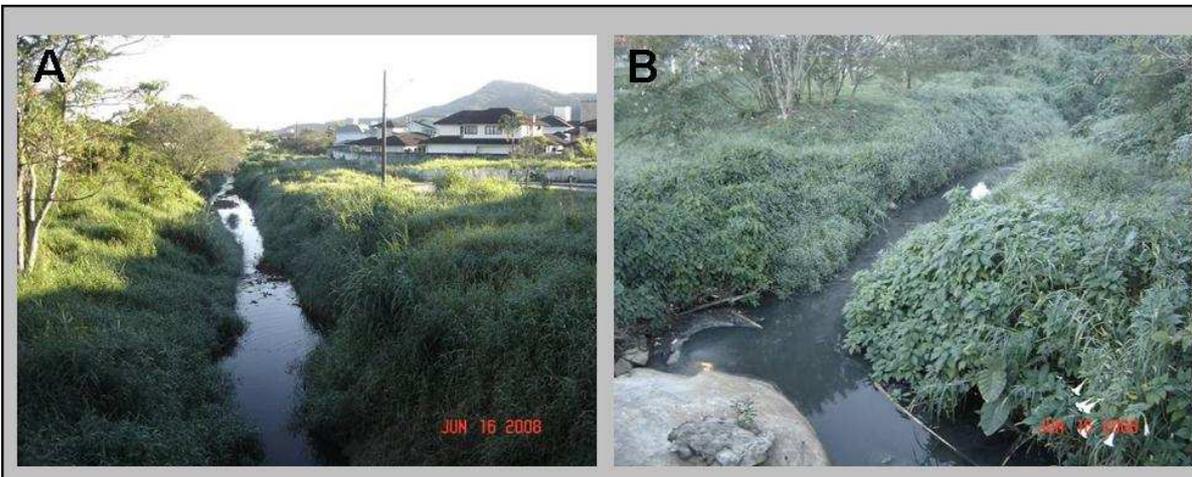


Figura 3.10 Estação amostral C2, rio Córrego Grande – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral C3 está situada alguns metros após o ponto de encontro das águas do rio Córrego Grande com as águas do Córrego Itacorubi, na latitude 27°35'19.39"S e longitude 48°30'11.04"W a aproximadamente 1.500 metros da estação amostral C2 a uma altitude de 8 metros

em relação ao nível do mar. O local de coleta das amostras de água superficial pode ser visualizado na Figura 3.11.



Figura 3.11 Estação amostral C3, rio Córrego Grande - SC.

3.1.2.2 Rio do Sertão

O rio do Sertão teve seu curso principal subdividido em 3 estações amostrais (Figura 10). A estação amostral S1 está situada nas proximidades da nascente, na latitude $27^{\circ}36'54.69''S$ e longitude $48^{\circ}30'11.04''W$, a 156 metros de altitude em relação ao nível do mar. O local de coleta das amostras de água pode ser visualizado na Figura 3.12.

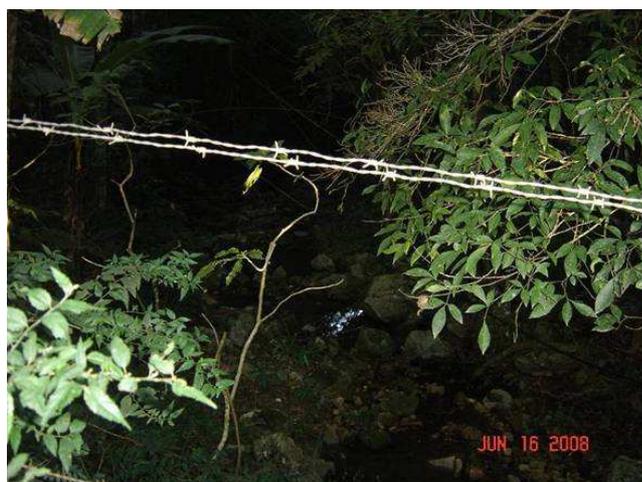


Figura 3.12 Estação amostral S1, nas proximidades de nascente do Rio do Sertão - SC.

A estação amostral S2 está situada na latitude $27^{\circ}36'35.82''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}31'0.27''\text{W}$, a uma altitude de 40 metros em relação ao nível do mar. Esta estação amostral (Figura 3.13) está situada em um local bastante urbanizado e próximo ao início da canalização do curso do rio.



Figura 3.13 Estação amostral S2, rio do Sertão – SC.

A estação amostral S3 está situada na latitude $27^{\circ}35'56.22''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}31'5.39''\text{W}$, a uma altitude de 2 metros em relação ao nível do mar. Esta estação amostral (Figura 3.14) está situada nas imediações da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em local fortemente urbanizado e frequentado por centenas de pessoas diariamente.



Figura 3.14 Estação amostral S3, rio do Sertão – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

3.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

A bacia hidrográfica do rio Ratonés está situada na região noroeste da Ilha de Santa Catarina, possuindo uma área total de 61 km² e deságua na Baía Norte. Esta bacia compreende os distritos de Ratonés, Santo Antônio de Lisboa e Cachoeira do Bom Jesus abrigando uma população de aproximadamente 40 mil pessoas de acordo com o IBGE (IBGE, 2007).

Dentre os principais cursos de água da bacia destacam-se o rio Ratonés, com uma extensão aproximada de 10 km e o rio Veríssimo, com uma extensão aproximada de 4 km, rios estes que tiveram suas águas amostradas superficialmente para análise laboratorial.

A Figura 3.15 apresenta o relevo e a localização das estações amostrais na bacia hidrográfica do rio Ratonés.

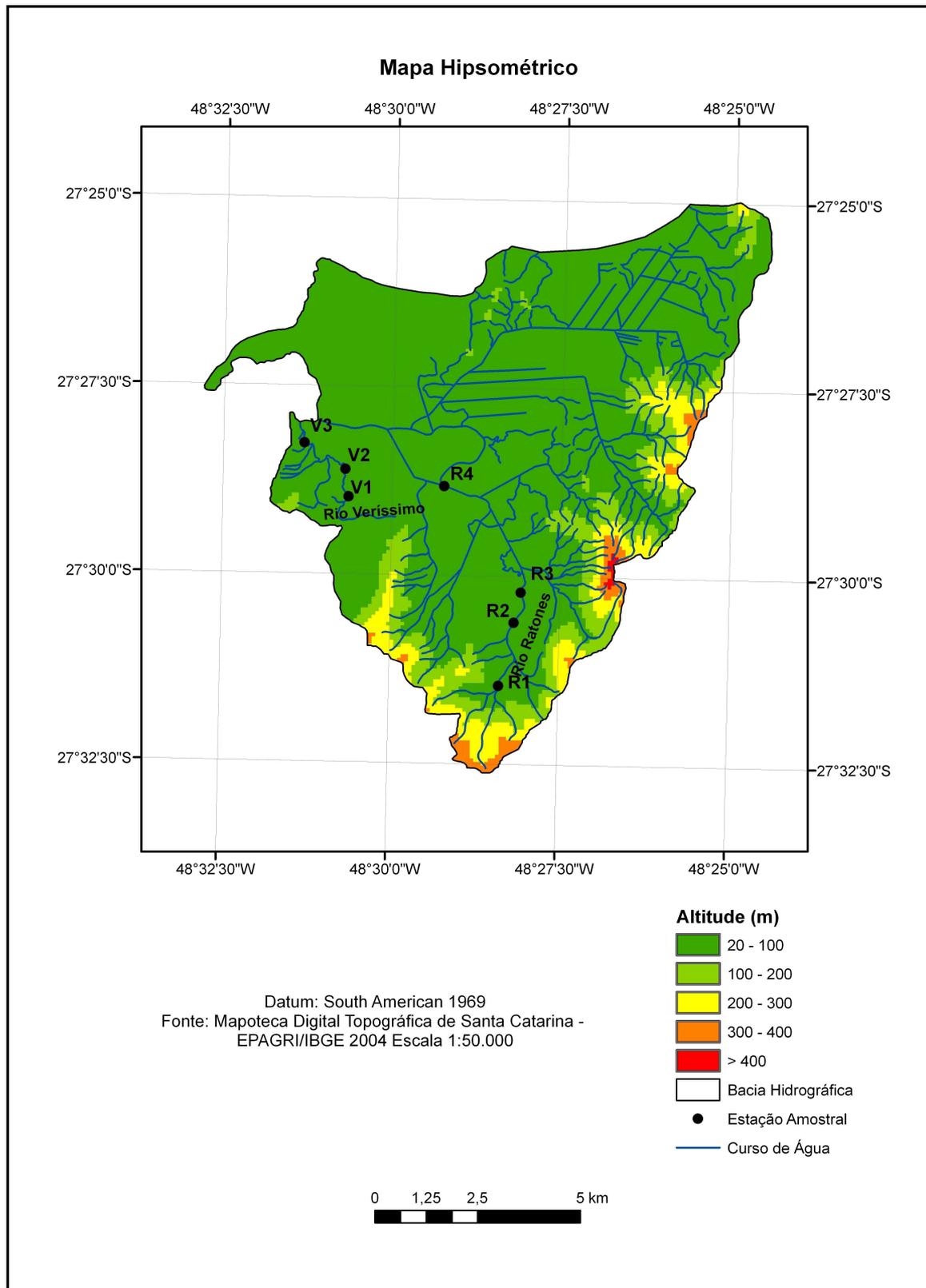


Figura 3.15 Localização das estações amostrais e relevo na bacia hidrográfica do rio Ratoles - SC.

3.1.3.1 Rio Ratonés

O curso de água do rio Ratonés foi subdividido espacialmente em 4 estações amostrais de maneira a abranger o curso principal de água até a região onde a oscilação da maré passa a atuar no sistema interferindo nos valores de salinidade encontrados (Figura 18).

A estação amostral R1, situada nas proximidades da nascente do rio Ratonés, se encontra em uma propriedade particular na latitude $27^{\circ}31'26.52''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}28'25.76''\text{W}$. A Figura 3.16 permite a visualização do local de coleta.



Figura 3.16 Estação amostral R1, proximidades da nascente do rio Ratonés - SC.

A estação amostral R2 está situada a aproximadamente 1.200 metros da estação amostral R1, em um local com pouca urbanização, na latitude $27^{\circ}30'35.40''\text{S}$ e longitude $48^{\circ}28'13.46''\text{W}$. A Figura 3.17 ilustra o local de coleta.

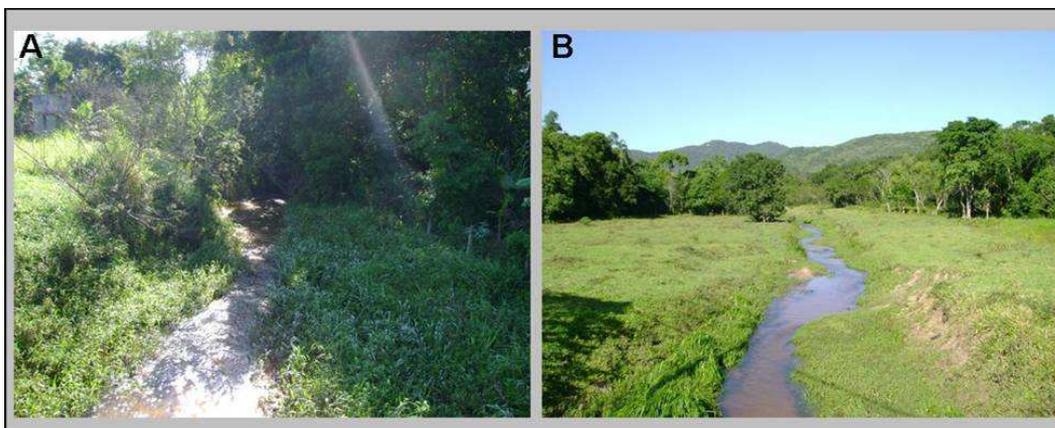


Figura 3.17 Estação amostral R2, rio Ratonés – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral R3 está situada a, aproximadamente, 900 metros da estação amostral R2, em um local com pouca urbanização, na latitude $27^{\circ}30'12.74''S$ e longitude $48^{\circ}22'7.16''W$. A Figura 3.18 permite a visualização do local de coleta.



Figura 3.18 Estação amostral R3, rio Ratoles – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

A estação amostral R4 está situada a, aproximadamente, 3.000 metros da estação amostral R3, na latitude $27^{\circ}28'45.45''S$ e longitude $48^{\circ}29'30.44''W$. A coleta das amostras de água superficial foi realizada sobre a ponte da Rodovia Maurício Sirotski Sobrinho (SC-405). A Figura 3.19 permite a visualização do local de coleta.

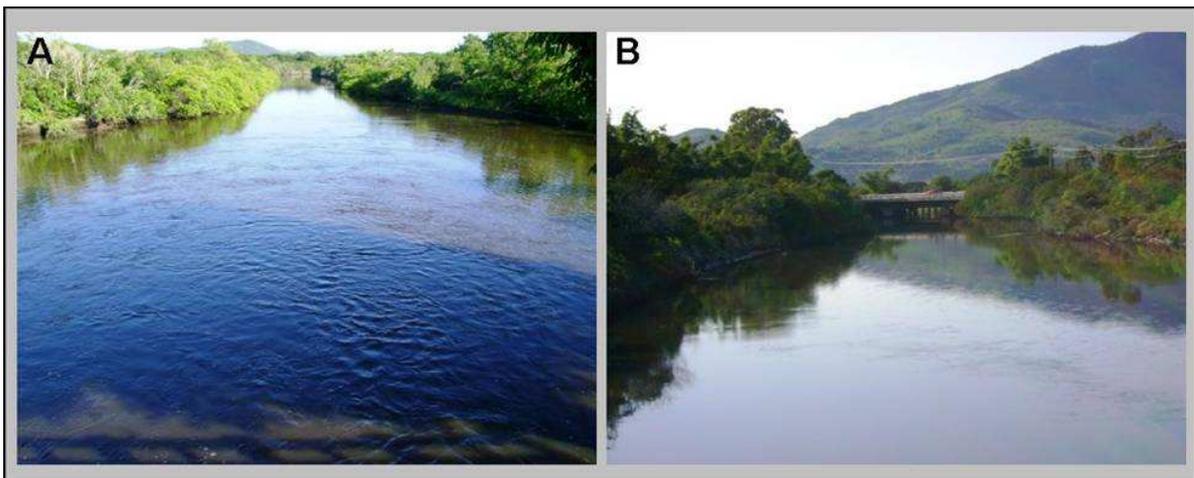


Figura 3.19 Estação amostral R4, rio Ratoles – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

3.1.3.2 Rio Veríssimo

O curso de água do rio Veríssimo foi subdividido espacialmente em 3 estações amostrais de maneira a abranger o curso principal de água até a região nas proximidades da desembocadura onde a oscilação da maré passa a atuar no sistema interferindo nos valores de salinidade encontrados (Figura 3.14).

A estação amostral V1 está situada nas proximidades da nascente do rio Veríssimo na latitude $27^{\circ}28'59.27''S$ e longitude $48^{\circ}30'40.55''W$. A Figura 3.20 permite a visualização do local de coleta das amostras de água superficial.



Figura 3.20 Estação amostral V1, nas proximidades da nascente do rio Veríssimo - SC.

A estação amostral V2 está localizada a, aproximadamente, 950 metros da estação amostral V1, na latitude $27^{\circ}28'37.00''S$ e longitude $48^{\circ}30'45.00''W$. A Figura 3.21 permite a visualização do local de coleta das amostras de água superficial.



Figura 3.21 Estação amostral V2, rio Veríssimo – SC.

A estação amostral V3 está situada a aproximadamente 2.000 metros da estação amostral V2, na latitude 27°28'16.92"S e longitude 48°31'19.88"W. A Figura 3.22 permite a visualização do local de coleta.

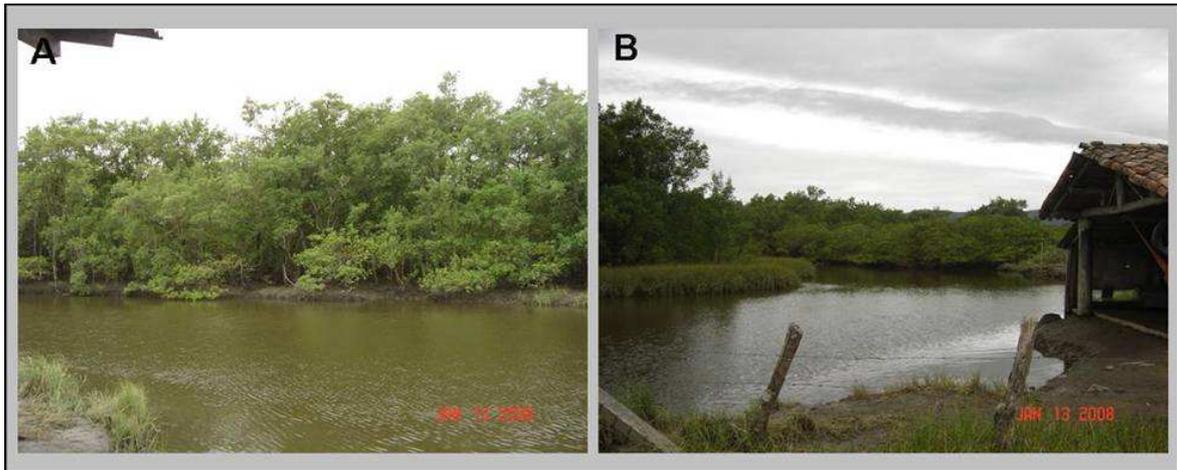


Figura 3.22 Estação amostral V3, rio Veríssimo – SC. (A) visão a jusante do local de coleta, (B) visão a montante do local de coleta.

3.2 MAPAS DE USO DO SOLO

Para a elaboração dos mapas de uso do solo das respectivas bacias hidrográficas em estudo, foram utilizadas imagens do satélite Landsat/TM5, referentes à órbita/ponto 220/79, com data de 09 de maio de 2006, obtidas através do banco de dados da Divisão de Geração de Imagens (DGI), do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

As imagens de satélite, quando não corrigidas geometricamente, apresentam uma série de distorções espaciais. Estas distorções incluem variações da altitude, posição e deslocamento devido ao relevo, instabilidade da plataforma que carrega os sensores, entre outros, não possuindo, desta forma, uma precisão cartográfica quanto ao posicionamento dos objetos nelas representados. Isto significa que a posição de objetos presentes na imagem sem correção geométrica nem sempre pode ser considerada correta (CROSTA, 1993).

A correção geométrica de imagens de satélite consiste em reorganizar os *pixels* das imagens em relação a um sistema de projeção cartográfica, de modo que assumam as propriedades de escala e de projeção de um mapa (NOVO, 1992; CROSTA, 1992; CENTENO, 2003).

Para este estudo, a correção geométrica das imagens foi realizada através do processo de reamostragem dos *pixels*, empregando uma transformação baseada em pontos de controle (pontos de posição conhecida). Os pontos de controle foram obtidos a partir das cartas topográficas (escala 1:50.000, projeção UTM, DATUM SAD-69, Fuso 22S) referentes às localidades que abrangem a área de estudo e por meio de GPS (Sistema de Posicionamento Global).

Para determinar o valor dos *pixels* da nova imagem, empregou-se o “método de reamostragem por interpolação pelo vizinho mais próximo”, utilizando o Software IDRISI Andes[®]. A utilização deste método preserva o valor do *pixel* original sendo apropriado quando se pretende realizar uma classificação digital para a determinação do uso do solo (CROSTA, 1993). Desta forma, foram obtidas imagens georreferenciadas, convertidas para a projeção UTM.

A partir do georreferenciamento das imagens de satélite foi possível iniciar a etapa seguinte que consistiu na classificação das imagens para a obtenção do mapa de uso do solo. Para esse estudo, foram definidas seis classes de uso do solo:

- i) Água: correspondente às águas interiores;
- ii) Mata Nativa: nesta classe estão representadas às áreas de Floresta Ombrófila Densa e Restingas;
- iii) Manguezal: esta classe representa à área de vegetação típica de mangue;
- iv) Pastagem: a classe de pastagem contempla as áreas de pastagem natural e plantada;
- v) Urbanização: corresponde às áreas impermeáveis construídas;
- vi) Solo exposto: compreende as áreas com exposição do solo e/ou presença de vegetação rasteira (gramíneas).

A partir da definição das classes de uso do solo, foram coletadas amostras de treinamento (conjuntos de *pixels*) representativas de cada uma, por meio de digitalização em tela, dos padrões de uso do solo, utilizando ferramentas do Software IDRISI Andes[®].

A partir da definição das amostras de treinamento foi efetuada uma classificação automática destes *pixels* utilizando o método de Máxima Verossimilhança. Este método descreve os valores dos *pixels* de uma amostra de treinamento por uma função de densidade de probabilidade. Assim, o

classificador examina a probabilidade que um *pixel* tem de pertencer a uma determinada classe e o classifica na que tiver maior probabilidade (CROSTA, 1993).

Desta forma, obteve-se o mapa de uso do solo das bacias. Uma vez obtida as classes de uso do solo, calculou-se a área que cada uma representa, utilizando a função “Área” do Software IDRISI Andes[®].

3.3 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA

A partir do levantamento em campo, com o Sistema de Posicionamento Global (GPS), das coordenadas geográficas correspondentes às estações amostrais, estas foram sobrepostas à base cartográfica digital georreferenciada através da utilização do Software ArcGis 9.2[®]. Com a sobreposição dos dados foi possível obter uma espacialização das estações amostrais nos diferentes cursos de água estudados.

Para facilitar a interpretação dos resultados referentes às diferentes classes de uso do solo e sua influência nos valores do IQA, foram estabelecidas, arbitrariamente, as áreas de influência para cada estação amostral.

A delimitação das áreas de influência para cada estação amostral foi realizada em tela, sobre a base cartográfica digital, utilizando o Software AUTOCAD Map[®]. Durante a delimitação foi respeitado a hidrografia nas áreas de entorno das estações amostrais, assim como o relevo, obtendo-se, desta forma, áreas variadas para cada estação amostral.

3.4 AMOSTRAGEM

A coleta de amostras de água superficial dos rios estudados foi realizada por um período de 6 meses, tendo início no mês de fevereiro de 2008, com término em julho deste mesmo ano. Para cada estação amostral foi realizada uma coleta pontual de amostra de água superficial por mês.

O curso total dos rios estudados foi subdividido de forma a abranger a totalidade do curso de água, sendo limitado somente pela influência da salinidade nas proximidades da foz destes rios.

As coletas das amostras de água superficial foram realizadas sob condições de maré de sizígia¹, em períodos de baixa-mar, com a finalidade de encontrar a menor salinidade possível no ponto mais próximo à foz dos rios de maneira que possibilitasse a realização de testes toxicológicos utilizando o micro crustáceo *D. magna*.

O fluxograma a seguir (Figura 3.23) ilustra a o procedimento de coleta, determinação da concentração de parâmetros *in situ* e posterior envio das amostras ao laboratório.

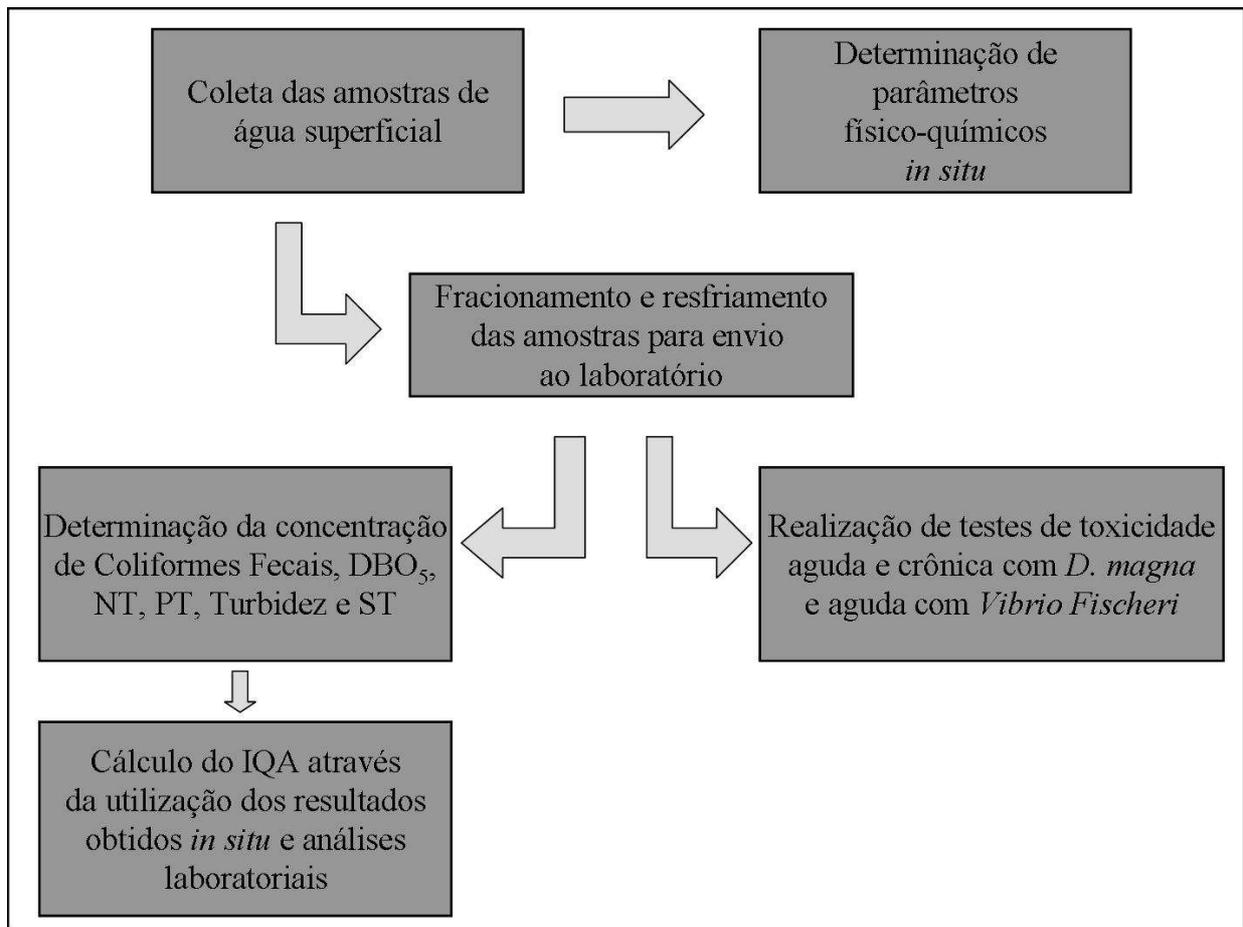


Figura 3.23 Fluxograma representando o esquema de coleta e processamento das amostras de água superficial.

¹ Quando a Lua e o Sol estão em conjunção, a força geradora de marés que ocorre entre Sol e Lua são aditivas, ocorrendo, portanto, as maiores oscilações de maré, ou seja, uma maior diferença vertical entre a maré alta e maré baixa. Este fenômeno ocorre quando a Lua está entre a Terra e o Sol (Lua Nova) e quando a Lua está do lado oposto da Terra em relação ao Sol (Lua Cheia).

A Tabela 3.1 apresenta as variáveis medidas durante as coletas de amostras de água superficial no presente estudo.

Tabela 3.1 Variáveis medidas e suas respectivas unidades e metodologia de análise.

Variáveis	Unidades	Método de Análise
Parâmetros físico-químicos		
Salinidade	‰	Salinômetro portátil, Biosystem®
Turbidez	UNT	Método Nefelométrico através da utilização de Turbidímetro de bancada HACH® modelo 2100N
Temperatura	°C	Condutivímetro portátil
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Oxímetro portátil
pH	Unidades de pH	pHmetro portátil
DBO ₅	mg/L	Método Manométrico (APHA, 1998)
Nitrato	mg/L	Espectrofotometria – Standard Methods 4500 – NO ₃ ⁻ B. (APHA, 1998).
Nitrito	mg/L	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO ₂ ⁻ B. (APHA, 1998).
Nitrogênio Kjehldhal	mg/L	Macro Kjehldhal – Standard Methods 4500 – N _{org} B. (APHA, 1998).
Fósforo Total	mg/L	Espectrofotometria – Standard Methods 4500 – P H. (APHA, 1998).
Sólidos Totais	mg/L	Seco a 103°C – 105°C – Standard Methods 2540 B. (APHA, 1998).
Parâmetros Bacteriológicos		
Coliformes fecais	NMP/100mL	Método do substrato Cromogênico MUG-ONPG/Colilert®
Parâmetros Toxicológicos		
Teste de Toxicidade Aguda com <i>D. magna</i>	CE _{50,48h} e FD	NBR 12.713 (ABNT, 2003 ^a)
Teste de Toxicidade Crônica com <i>D. magna</i>	CENO e CEO	NBR 13.373 (ABNT, 2003 ^b)
Teste de Toxicidade Aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	CE _{50,15min} e CE _{50,30min}	NBR 15411-3 (ABNT, 2006 ^c)

3.5 DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA)

Os índices de qualidade de água foram propostos visando reunir as variáveis analisadas em um número, de forma que possibilite analisar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço. Este índice que serve para facilitar a interpretação de extensas listas de indicadores ou variáveis (GASTALDINI & SOUZA, 1994).

As variáveis empregadas para cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) foram estabelecidas pela *National Sanitation Foundation* (NSF) nos Estados Unidos, através de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental. Nove parâmetros foram considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas: turbidez (UNT), temperatura da água (°C), OD (mg/L), pH, DBO₅, NT, PT, ST e Coliformes Fecais (IGAM, 2005; CETESB, 2008^b).

O IQA – NSF, modificado pela CETESB, é calculado através do produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos 9 parâmetros analisados, para isto a seguinte equação é utilizada (Equação 1):

$$\text{IQA-NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

IQA – NSF: Índice de Qualidade da Água, (um número variando de 0 a 100).

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, (um número entre 0 e 100), obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função da sua concentração ou medida.

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, (um número entre 0 e 1), atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que (Equação 2):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

Em que n é igual ao número de parâmetros, ou seja, 9.

Na Tabela 3.2 encontram-se listados os parâmetros necessários para a determinação do IQA e seus respectivos pesos relativos.

Tabela 3.2 Parâmetro e pesos relativos ao IQA.

Parâmetros	Pesos Relativos
Turbidez	0,08
Temperatura	0,10
Oxigênio Dissolvido	0,17
pH	0,12
DBO ₅	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Sólidos Totais	0,08
Coliformes fecais	0,15

Fonte: CETESB, 2008^b.

As curvas de qualidade de água para cada um dos parâmetros necessários para a determinação do IQA são apresentadas na Figura 3.24.

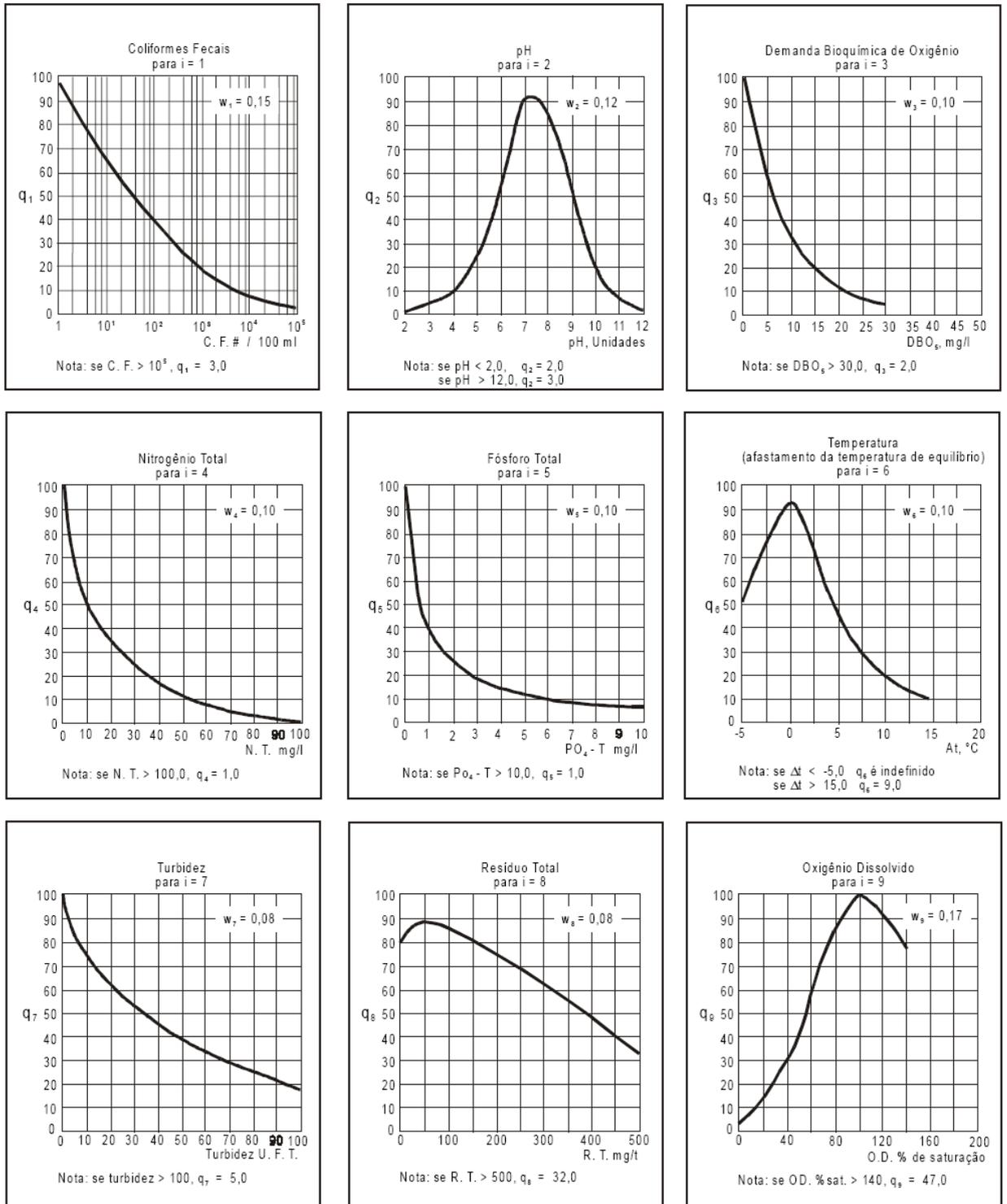


Figura 3.24 Curvas de valoração da condição para cada parâmetro necessário para a determinação do IQA.

A classificação da qualidade da água é feita utilizando os critérios listados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 Classificação da qualidade das águas.

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB, 2008^b.

3.6 ANÁLISES TOXICOLÓGICAS

Os testes toxicológicos agudos e crônicos realizados utilizaram o microcrustáceo planctônico de água doce *D. magna*, como organismo-teste.

D. magna (Cladocera, Crustácea) apresenta um comprimento de 5 a 6 mm e atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática, alimentando-se através de filtração de material orgânico particulado em suspensão. A *D. magna* é também conhecida como “pulga d’água” devido ao seu estilo de natação (ABNT 2003^a).

A seleção deste organismo-teste para esta pesquisa foi devido ao fato de que o Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) – ENS / UFSC possui ampla experiência no cultivo e manutenção deste organismo. A esta informação soma-se o fato de que a *D. magna* apresenta uma reprodução ampla e frequente, fator este essencial para a realização de testes de toxicidade.

Em adição aos testes de toxicidade aguda utilizando *D. magna* realizaram-se testes de toxicidade aguda utilizando a bactéria marinha luminescente *Vibrio fischeri*. Estes testes foram realizados nas amostras de água superficial coletadas na estação amostral S3, situada no rio do Sertão, pertencente à bacia hidrográfica do rio Itacorubi, durante os meses de fevereiro a junho de 2008. Esta metodologia de teste está em fase de implantação no Laboratório de Toxicologia Ambiental.

3.6.1 Metodologia de Cultivo de microcrustáceos

O cultivo do organismo-teste *D. magna* foi realizado segundo as normas descritas na ISO 6341 (ISO, 1996) e DIN 38412-11 (DIN, 1989). A metodologia de cultivo objetivou a manutenção do organismo-teste em laboratório sob condições que permitam a avaliação da toxicidade de diferentes tipos de amostras assegurando o controle da saúde e sensibilidade da população. Como exemplo de tipos de amostras que podem ser testadas utilizando *D. magna* como organismo-teste se enquadram os efluentes líquidos, águas continentais superficiais e/ou subterrâneas, substâncias químicas solúveis ou dispersas na água, entre outras.

Para o cultivo dos organismos-teste foi utilizado o meio de cultura denominado M4, que após preparação permanece por pelo menos 12 horas em aeração direta para a estabilização total dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH para posterior utilização.

O cultivo dos organismos-teste foi realizado em recipientes com capacidade para 2.000 mL onde são adicionados 1.500 mL de meio de cultura M4 e também adicionadas 25 daphnias adultas por litro, exclusivamente fêmeas devido a estas serem geneticamente idênticas.

O cultivo permaneceu em ambiente com temperatura controlada a $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ com luminosidade difusa (fotoperíodo de 16 horas de luz) através da utilização de uma incubadora de DBO modificada. Como alimento para as daphnias cultivadas utilizou-se a alga verde *Scenedesmus subspicatus* (ISO, 1989). Para o cultivo desta alga foi utilizada uma cultura-estoque que serve como inóculo. Este inóculo foi mantido em temperatura de 4°C a 10°C , em meio líquido por no máximo um mês para a obtenção de células viáveis para semeadura. Como meio de cultura para as algas foi utilizado o meio de cultura Chu, (CHU, 1942) cujas soluções de preparo foram estocadas em temperatura de 4°C a 10°C por um tempo máximo de 6 meses.

A manutenção do cultivo foi realizada três vezes por semana, onde a cada troca de meio de cultivo dos lotes foram observadas a possível ocorrência de efípios, eliminação das carapaças e retirada dos filhotes além da renovação do M4 e alimentação dos indivíduos.

A sensibilidade dos lotes de indivíduos foi testada mensalmente através de um teste de sensibilidade onde se utilizou como substância de referência o Dicromato de Potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). De acordo com a ISO 6341 (ISO, 1996) a sensibilidade de *D. magna* em relação ao Dicromato de Potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) deve estar entre 0,6 – 1,7 mg/L. A realização dos testes de sensibilidade visa assegurar a

qualificação dos lotes no padrão internacional e garantir a validação dos testes realizados conforme a ISO 6341 (ISO, 1996).

3.6.2 Testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna*

A metodologia do teste de toxicidade aguda utilizando *D. magna* como organismo-teste foi realizada de acordo com o descrito na NBR 12.713 (ABNT, 2003^a).

As amostras de água superficial coletadas em todas as estações amostrais foram testadas baseando-se na exposição de filhotes de *D. magna* com idade variando de 2 a 26 horas em diferentes diluições por um período de 48 horas, com a primeira observação de imobilidade/mortalidade 24 horas após o início do teste.

Para a realização de testes de toxicidade aguda foi necessária a preparação de diluições da amostra a ser testada. Para a realização das diluições foi utilizado o meio ISO, descrito na norma ISO 6341 (ISO, 1996). Após o preparo do meio ISO este permanece aerado por pelo menos 12 horas para a estabilização dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH.

A partir da amostra de água superficial foram preparadas quatro diluições (soluções-teste) e dois controles. Para o controle do teste foi utilizado somente o meio ISO. As diluições utilizadas neste estudo foram referentes aos fatores de diluição 1, 2, 4 e 8, que correspondem respectivamente a 100%, 50%, 25% e 12,5% de amostra em cada diluição. Cada diluição foi acondicionada em béqueres de vidro de 50 mL, cada um contendo 25 mL da solução-teste ou controle. Em cada diluição foram adicionados 20 filhotes, sendo divididos 10 filhotes em cada béquer. A Figura 3.25 possibilita a visualização esquemática de um teste de toxicidade aguda.

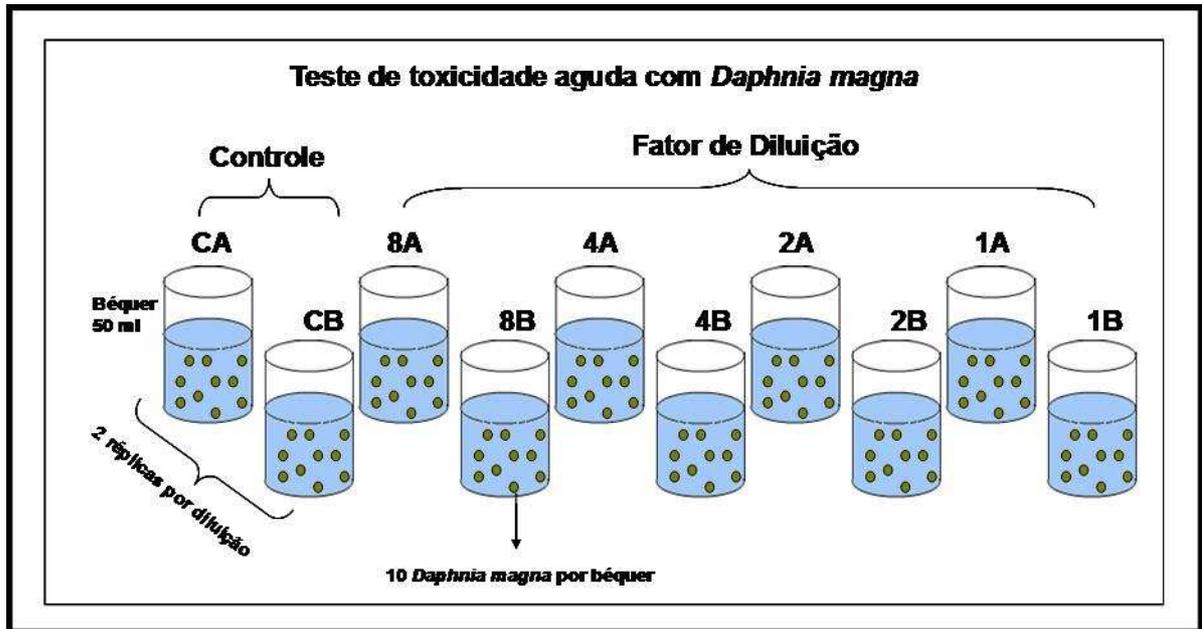


Figura 3.25 Esquema do teste de toxicidade aguda com *D. magna*.

A preparação do teste agudo foi realizada partindo da menor concentração de amostra (maior fator de diluição) para a maior concentração de amostra (menor fator de diluição), sendo iniciada pela preparação do controle. Durante o período de duração do teste agudo (48 horas) os organismos foram mantidos em incubadora com temperatura controlada de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ sem iluminação e alimentação.

Após a finalização do teste observou-se o número de indivíduos imóveis/mortos por concentração. A partir destes resultados foi realizado o cálculo de imobilidade de indivíduos por concentração. O resultado do teste de toxicidade aguda foi expresso em $\text{CE}_{50,48\text{h}}$ (Concentração Efetiva), o que corresponde à concentração da amostra que causa efeito agudo (imobilidade/morte) em 50% dos organismos testados expostos 48 horas na solução-teste.

A $\text{CE}_{50,48\text{h}}$ foi calculada através da utilização dos métodos estatísticos Probit Method para dados paramétricos (WEBER, 1993) e Trimmed Sperman-Karber Method para dados não-paramétricos (HAMILTON *et al.*, 1977).

3.6.3 Testes de toxicidade crônica com *Daphnia magna*

A metodologia dos testes crônicos baseou-se na exposição de jovens do organismo-teste, neste caso, *D. magna*, a várias diluições de uma mesma amostra de água por um período de 21 dias.

Para este estudo foram realizados testes de toxicidade crônica com *D. magna* somente nas estações amostrais situadas nas proximidades da foz dos rios estudados.

As coletas de amostras de água superficial para a realização dos testes crônicos foram iniciadas no mês de Abril de 2008, sendo realizadas juntamente com a coleta de amostras de água superficial utilizadas para a determinação dos parâmetros físico, químicos e bacteriológicos e testes de toxicidade aguda.

Foram coletadas amostras de água superficial em quantidade suficiente para a realização de testes de toxicidade crônica com *D. magna*, (aproximadamente 5 litros de amostra), em uma estação amostral de cada rio estudado.

Para a realização dos testes de toxicidade crônica utilizando *D. magna* como organismo-teste foram utilizados filhotes de daphnia com tempo de vida variando entre 2 a 26 horas de idade. Para cada teste foram utilizadas 4 diluições por amostra, além de 1 controle (constituído somente de meio de cultivo M4).

As diluições realizadas para cada teste foram similares às utilizadas no teste de toxicidade aguda realizados neste estudo, sendo estas correspondentes aos fatores de diluição 1, 2, 4 e 8, o que corresponde respectivamente a 100%, 50%, 25% e 12,5% de amostra por diluição. A única exceção ocorreu no mês de junho/08, no Rio Veríssimo que devido à alta salinidade encontrada as diluições realizadas corresponderam aos fatores de diluição 3, 4, 6 e 8, o que corresponde respectivamente a 33,33%, 25%, 16,66% e 12,5% de amostra por diluição.

Para a preparação das diluições, diferentemente dos testes de toxicidade aguda, foi utilizado o meio M4 como diluente. Cada diluição foi acomodada em béqueres de vidro de 50 mL contendo 25 mL da solução-teste por béquer. Para cada diluição foi necessária a utilização de 10 béqueres de 50 mL. Em cada diluição foi adicionado um filhote de *D. magna*, totalizando 10 filhotes por diluição. A Figura 3.26 possibilita a visualização esquemática do teste de toxicidade crônica.

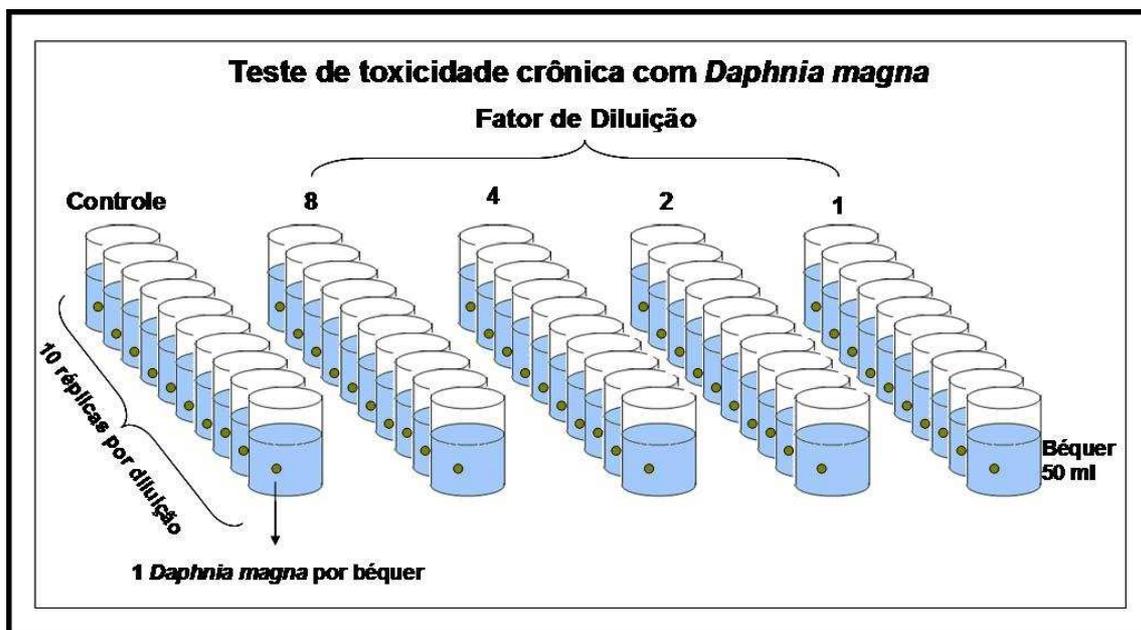


Figura 3.26 Esquema do teste de toxicidade crônica com *D. magna*.

Os testes de toxicidade crônica com *D. magna* foram mantidos nas mesmas condições ambientais que os lotes de cultivo, ou seja, temperatura ambiente controlada ($20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) e luminosidade difusa (fotoperíodo de 16 horas de luz).

Os organismos testados foram acompanhados diariamente, onde foi observada e registrada a sobrevivência e o número de jovens gerados por fêmea. A manutenção dos testes foi realizada 3 vezes por semana, nas segundas, quartas e sextas-feiras. Na manutenção foi realizada a substituição da solução-teste antiga, o que caracterizou este teste como semi-estático, tendo o cuidado de a nova solução estar em uma temperatura similar a anterior ($20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) no momento da transferência dos organismos.

As observações realizadas ao longo da execução do teste foram registradas em uma tabela apropriada, vide modelo no apêndice A desta dissertação.

Em cada substituição da diluição da solução-teste foi retirada a daphnia adulta e seus filhotes do béquer. As daphnias adultas foram temporariamente colocadas em um recipiente livre de contaminação contendo M4. A solução-teste antiga do béquer foi descartada e foi realizada a higienização do mesmo com água destilada. Após este processo de higienização este béquer recebeu nova alíquota de 25 mL de solução-teste e então se transferiu a daphnia adulta do recipiente livre de contaminação contendo M4 para o béquer contendo a solução-teste.

3.6.3.1 Parâmetros analisados durante o teste crônico com *D. magna*

Para a avaliação das amostras de água superficial testadas, três parâmetros foram analisados durante a execução do teste: longevidade, fecundidade e crescimento.

A longevidade diz respeito ao tempo de vida de um organismo sob um determinado conjunto de condições de desenvolvimento. Nos testes de toxicidade crônicos realizados, esse parâmetro foi obtido através do acompanhamento da sobrevivência dos organismos até a finalização do teste (21 dias após o início dos mesmos). Este valor foi expresso em número de dáfias adultas sobreviventes após 21 dias.

A fecundidade foi avaliada através da contagem dos filhotes gerados por réplica no período de duração do teste (21 dias). Para a avaliação da fecundidade foi realizado o cálculo da média de filhotes por réplica, sendo considerado o número de posturas por réplica. A média foi obtida através da Equação 3:

$$\text{Média de filhotes por réplica} = \frac{\text{número total de filhotes}}{\text{número de posturas}} \quad (3)$$

Para o cálculo da média da Equação 3, de acordo com Brentano (2006), no caso de haver morte da daphnia adulta da réplica em um período anterior ao 18º dia de teste, os filhotes produzidos por esta são excluídos do somatório. Se a morte da daphnia adulta ocorrer entre o 18º e 21º dia do teste, os filhotes produzidos por esta, entram no somatório total de filhotes em virtude de que a reprodução após o 18º dia de teste ser bastante flutuante e a ausência de filhotes neste período não ocasionará interferência nos dados levantados.

Para o cálculo da média de filhotes por diluição, é realizada a soma das médias de filhotes obtidas por réplica e dividido pelo número de réplicas de acordo com a seguinte Equação 4:

$$\text{Média por diluição} = \frac{\text{somatório das médias por réplica}}{\text{número de réplicas}} \quad (4)$$

No caso da existência de um macho entre os organismos testados este somente é utilizado como dado de longevidade em virtude do dimorfismo sexual existente entre o tamanho de machos e fêmeas.

O crescimento foi avaliado através da variação de comprimento dos organismos testados. A medição dos organismos foi realizada ao final dos 21 dias de teste com a utilização de uma lupa de aumento de 40 vezes e uma lâmina com escala milimetrada de 1 cm. Para a medição do comprimento foi considerado o comprimento total do indivíduo que corresponde ao comprimento da cabeça até o final da carapaça.

3.6.3.2 Determinação dos resultados do teste de toxicidade crônica

O resultado para longevidade, fecundidade e crescimento obtidos nas diferentes diluições foi comparado com o resultado obtido no controle. Desta forma, pode-se determinar a concentração de efeito não-observado (CENO) e a concentração de efeito observado (CEO).

A CENO é definida como a maior concentração da amostra que não causa efeito significativo aos organismos quando comparado ao controle realizado para o teste. A CEO é definida como a menor concentração da amostra que causa efeito significativo nos organismos testados quando comparado ao controle realizado para o teste (ABNT 2003^b). Os respectivos valores de CENO e CEO foram expostos em porcentagem.

Para comparar os resultados de longevidade, crescimento e fecundidade obtidos em cada diluição, com os resultados obtidos no controle de cada teste, foram utilizadas ferramentas de análise estatística de acordo com a recomendação da EPA 821-R-02-013 (EPA, 2002).

Sendo assim, foram utilizados o teste de Dunnett, quando o número de réplicas em todo o grupo (controle e diluições) foi similar e o teste Dunnett com ajuste de Bonferroni, quando o número de réplicas não foi o mesmo em todos os tratamentos. Estes testes foram executados utilizando o programa computacional Dunnett Program versão 1.5 (EPA, 2008).

Este Software (Dunnett 1.5) baseia-se no princípio da comparação múltipla, onde realiza a comparação dos resultados obtidos no controle com as diluições. Este programa é capaz de detectar diferença estatisticamente significativa entre uma concentração experimental e o controle inferior a 0.05%, ou seja, determina a diferença significativa existente entre o controle e as diluições testadas com um nível de 95% de significância. A menor concentração em que esta diferença excede este valor é considerada como CEO. Determinada a CEO é possível determinar a CENO como sendo a concentração inferior a CEO.

3.6.4 Metodologia de teste de toxicidade aguda com *Vibrio Fischeri*

O teste de toxicidade aguda utilizando a bactéria marinha luminescente *Vibrio fischeri* foi realizado utilizando a metodologia desenvolvida para o equipamento denominado Microtox® 500.

Este teste de toxicidade se baseia na medição da luminescência das bactérias, registradas por um aparelho denominado luminômetro, que é capaz de medir e registrar a quantidade de luz emitida pelas bactérias.

O sistema Microtox® consiste de um luminômetro com unidade integrada de comando e medição e um termobloco embutido neste luminômetro. Para a realização de testes de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* foi utilizado como organismo teste bactérias da espécie *Vibrio fischeri* da linhagem NRRL B-11177 provenientes da SDI®, denominado Microtox Acute Reagent®.

O teste de toxicidade é realizado em temperatura controlada pelo equipamento, que mantém a série de diluições do teste em $15\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ e o reagente bacteriano em $3\text{ }^{\circ}\text{C}$. A medição da intensidade luminosa emitida pelas bactérias é realizada em 3 momentos: antes da bactéria entrar em contato com a amostra a ser testada, 15 e 30 minutos após o contato da bactéria com a amostra, sendo que 15 minutos é o tempo mais usual.

Os procedimentos a serem executados para a realização do teste são controlados pelo software Microtox Omni 4.0 que é gerenciado pelo próprio equipamento.

Para a realização do teste utilizando *Vibrio fischeri* devem ser tomados alguns cuidados relacionados à amostra a ser testada. Inicialmente é verificado o pH, oxigênio dissolvido e salinidade da amostra.

Se a amostra apresentar pH entre 6 e 8,5 o teste pode ser realizado sem que sejam necessários ajustes de pH. Se necessário o ajuste, este deve ser feito utilizando solução de ácido clorídrico 1N (HCl) ou hidróxido de sódio 1N (NaOH). O volume de ácido ou base a ser adicionado na amostra não deve exceder 5% do volume total da amostra.

A amostra deve ter salinidade mínima correspondente a 20 g/L de Cloreto de Sódio (NaCl), ou seja, ter uma salinidade correspondente a 20 ‰. Em amostras com salinidade inferior é necessária a adição de NaCl para o ajuste osmótico. Por exemplo, em 10 mL de amostra que não tenha salinidade é necessário adicionar 0,20 g de NaCl para o ajuste osmótico.

A concentração de oxigênio dissolvido da amostra não deve ser inferior a 0,5 mg/L, amostras com concentração de OD inferior a este valor podem ocasionar efeito de inibição sobre a

luminescência das bactérias indicando toxicidade para a amostra independente de esta apresentar substâncias nocivas.

Além do pH, salinidade e OD, cor e turbidez em excesso também são considerados interferentes no teste de toxicidade utilizando *Vibrio fischeri*. Amostras coradas podem ocasionar a perda da luminescência devido à absorção de luz. Esta perda de luminescência pode ocorrer quando uma amostra apresenta coloração visível na série de diluições, especialmente na faixa de cores vermelha a marrom (ABNT, 2006^c). Neste caso, deve se realizar o procedimento de correção de cor que consta no software do equipamento.

Amostras com alta turbidez devem ser deixadas em repouso para sedimentação por 1 h e/ou centrifugadas por 10 minutos em uma rotação de 5000 G, é possível ainda realizar a filtração da amostra.

Após a verificação dos possíveis interferentes, é realizado então o teste de toxicidade aguda utilizando *Vibrio fischeri*.

Para que o teste seja considerado válido deve ser realizado previamente um teste de sensibilidade do lote de bactérias a ser utilizado. A substância de referência utilizada para os testes de sensibilidade foi o Sulfato de Zinco Heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) 100 mg/L. A $CE_{50,15min}$ para o Sulfato de Zinco deve ser um valor entre 3 – 10 mg/L.

Ainda, para que o teste seja considerado válido deve ser determinado o fator de correção para o controle, de acordo com o tempo de exposição da bactéria. O fator de correção deve ser um valor entre 0,6 e 1,8.

Os testes foram realizados baseados na metodologia proposta pela ISO 11348-3 (ISO, 1998^c) de acordo com instruções fornecidas pelo software. Os passos realizados para a execução do teste estão demonstrados no apêndice D desta dissertação.

Em testes de toxicidade com *Vibrio fischeri* não é possível testar a amostra bruta (100%), pois em função da adição de soluções necessárias para a realização do mesmo ocorre automaticamente a diluição. A diluição mais próxima a 100% de amostra corresponde ao fator de diluição 1: 1.25, ou seja, 80% de amostra. Este fator de diluição é considerado 1:1, pois é o mais próximo que se pode testar da amostra bruta.

Neste estudo, para os testes de toxicidade com *Vibrio fischeri* foram realizadas 8 diluições, iniciando com 6,25% de amostra, que corresponde ao fator de diluição 16 até 80% de amostra, correspondente então ao fator de diluição 1: 1,25.

Os resultados do teste foram determinados através da $CE_{50,15min}$, que corresponde à concentração efetiva que causa a inibição de 50% da luminescência. Os cálculos da $CE_{50,15min}$ foram realizados pelo software do equipamento, sendo que a realização manual também é possível através de análises de regressão linear.

3.7 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Os resultados obtidos para os cinco rios estudados serão subdivididos em Regiões Hidrográficas para facilitar a apresentação e discussão dos mesmos.

Inicialmente serão apresentados os mapas de uso do solo para cada Bacia Hidrográfica, pois estes mapas servirão de base para a discussão dos resultados posteriores.

A variação dos parâmetros físico-químicos e biológicos para os rios estudados e posteriormente o Índice de Qualidade de Água para cada rio amostrado será apresentada no item seguinte.

A estatística descritiva dos dados será apresentada levando em consideração a mediana dos dados obtidos. Segundo Nazareth (2003), a mediana é o valor que divide a distribuição dos dados ao meio, de tal modo que 50% dos dados estão acima deste valor, e os outros 50% abaixo.

A mediana de uma amostra de dados é uma medida de tendência central, que divide os dados em duas partes iguais, metade abaixo e metade acima da mediana. Ela descreve melhor a distribuição dos dados quando estes não são simétricos, isto é, apresentam uma assimetria esquerda ou direita, ou quando existem valores discrepantes que podem ser considerados “outliers” (MONTGOMERY & RUNGER, 1999).

Quando o valor da mediana é muito diferente da média, deve-se considerar o valor da mediana, pois a média aritmética pode ser distorcida por valores discrepantes, levando a uma superestimação e/ou subestimação dos resultados.

A representação gráfica dos resultados será apresentada na forma de diagramas de caixa (*Box Plot*). O *Box Plot* foi adotado para a representação gráfica dos dados por permitir uma excelente visualização da dispersão, da assimetria, das barreiras de *outliers* e dos *outliers* (valores discrepantes da maioria dos dados), independente da forma de distribuição dos dados (MONTGOMERY & RUNGER, 1999). O *Box Plot* é constituído com base na mediana e nos quartis, o que reduz o impacto dos outliers e permite uma excelente análise exploratória. A Figura 3.27 apresenta uma representação gráfica de diagramas do tipo *Box Plot*.

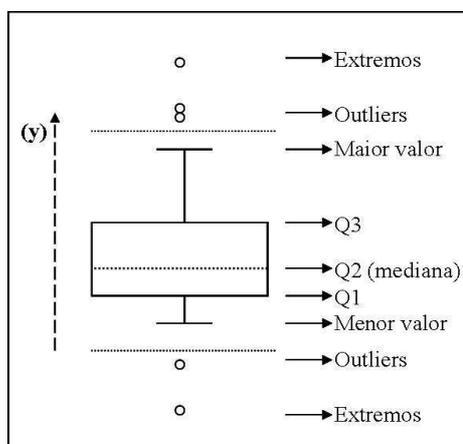


Figura 3.27 Representação gráfica tipo “Box Plot”.

Os resultados obtidos para os testes de toxicidade aguda e crônica realizados para este estudo serão abordados de forma separada, posteriormente a discussão dos parâmetros físico-químicos, biológicos e IQA.

3.8 PLANO AMOSTRAL

Durante o período amostral de 6 meses de estudo, iniciado no mês de fevereiro/2008 e finalizado no mês de julho/2008 foram coletadas amostras de água superficial nas 3 principais bacias hidrográficas da Ilha de Santa Catarina, abrangendo cinco rios situados no município de Florianópolis – SC e totalizando 18 estações amostrais.

As coletas de amostras de água superficial foram realizadas com intervalos médios de 30 dias, sempre levando em consideração os períodos de maré de sizígia.

As datas das coletas foram realizadas de acordo com as datas listadas na tabela 3.4.

Tabela 3.4 Data coleta amostras água superficial nas bacias hidrográficas do rio Tavares, Itacorubi e Ratonés - SC.

Data Coleta	Bacia	Bacia	Bacia
	Hidrográfica do Rio Tavares	Hidrográfica do Rio Itacorubi	Hidrográfica do Rio Ratonés
	Rio Tavares	Rio Córrego Grande e Rio do Sertão	Rio Ratonés e Rio Veríssimo
17/02/08	X	X	X
24/03/08		X	
25/03/08	X		
26/03/08			X
24/04/08	X	X	
25/04/08			X
20/05/08			X
21/05/08	X	X	
19/06/08			X
20/06/08	X	X	
16/07/08		X	
17/07/08			X
18/07/08	X		

Devido ao grande número de estações amostrais, ao final do período de estudo, um grande número de análises laboratoriais foi realizado.

A tabela 3.5 ilustra o número de análises realizadas para cada parâmetro durante o período de estudo levando em consideração o somatório de estações amostrais analisadas.

Tabela 3.5 Parâmetros analisados e n amostral.

Variável	Total mensal (todas estações amostrais)	Total período de estudo – 6 meses (todas estações amostrais)
Parâmetros físico-químicos e biológicos		
Temp. da água	18	108
pH	18	108
Turbidez	18	108
Sólidos Totais	18	108
Oxigênio Dissolvido	18	108
DBO ₅	18	108
NO ₂ (duplicata)	18	216
NO ₃ (duplicata)	18	216
NTK (duplicata)	18	216
NT (NO ₂ + NO ₃ + NTK)	18	108
PT	18	108
Coliformes fecais	18	108
Total	216	1620
Parâmetros toxicológicos		
Teste de toxicidade aguda com <i>D. magna</i>	18	104
Teste de toxicidade crônica com <i>D. magna</i>	5	20
Teste de toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	1	5
Total	24	129

CAPÍTULO IV

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MAPAS DE USO DO SOLO

A classificação supervisionada permitiu identificar quatro classes de uso do solo para as bacias hidrográficas dos rios Tavares (Figura 4.1) e Itacorubi (Figura 4.2). Já para a bacia hidrográfica do rio Ratonos foram identificadas seis classes de uso do solo (Figura 4.3).

4.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

A partir da delimitação dos limites da região de estudo situada na bacia hidrográfica do rio Tavares foi possível identificar quatro classes de uso do solo (água, mata nativa, solo exposto e urbanização).

A Figura 4.1 representa as diferentes classes de uso do solo, assim como as áreas de influência delimitadas para cada estação amostral situadas no rio Tavares - SC.

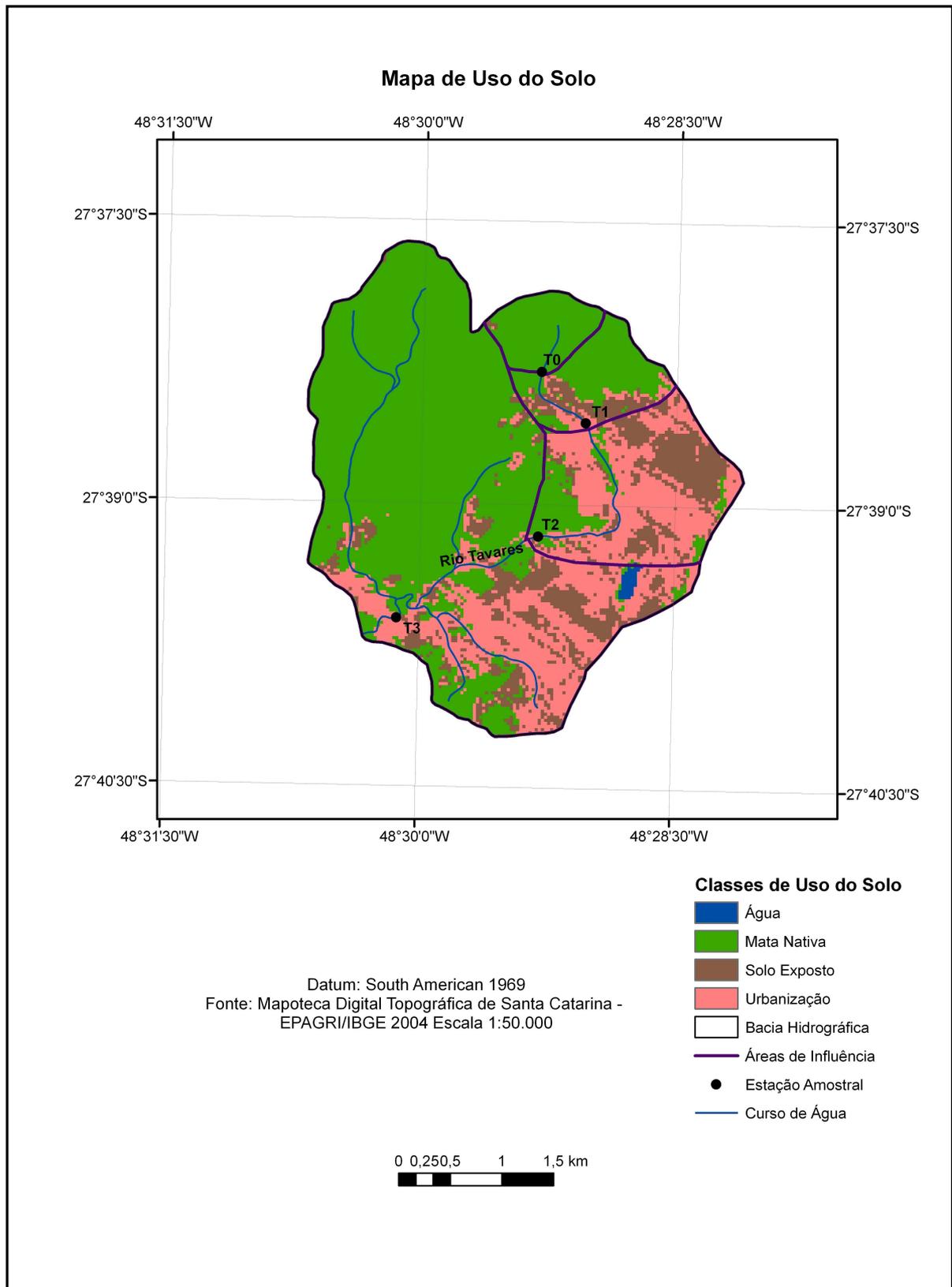


Figura 4.1 Mapa de uso do solo da região de estudo no Rio Tavares - SC.

O resultado obtido para as diferentes classes de uso do solo pode ser visualizado na Tabela 4.1. Para esta área de estudo o limite total da bacia corresponde à área total de influência para a estação amostral T3.

Tabela 4.1 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas no rio Tavares – SC.

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAVARES								
Uso do Solo	Áreas de Influência							
	T0		T1		T2		T3	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Água							0,042	0,32
Mata Nativa	0,62	99,14	1,25	77,62	1,69	40,47	7,75	58,27
Solo Exposto	0,0018	0,29	0,17	10,41	0,78	18,63	1,59	11,95
Urbanização	0,0036	0,57	0,19	11,97	1,71	40,90	3,92	29,45
TOTAL	0,63	100	1,62	100	4,18	100	13,30	100

A bacia hidrográfica do rio Tavares apresentou, de maneira geral, um grande percentual de cobertura por mata nativa (58,27%), porém a soma das áreas referentes a solo exposto e urbanização corresponde a 41,4% da área total da bacia.

Somente as estações amostrais situadas nas proximidades da nascente apresentaram uma elevada cobertura de mata nativa, com percentual de cobertura superior a 75% da área de influência. As estações amostrais T2 e T3 apresentam o solo bastante modificado com o predomínio de solo exposto e urbanização.

4.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

A Figura 4.2 representa o uso e ocupação do solo para a bacia hidrográfica do rio Itacorubi. Nela podem ser visualizadas as diferentes classes de uso do solo assim como as áreas de influência delimitadas para cada estação amostral.

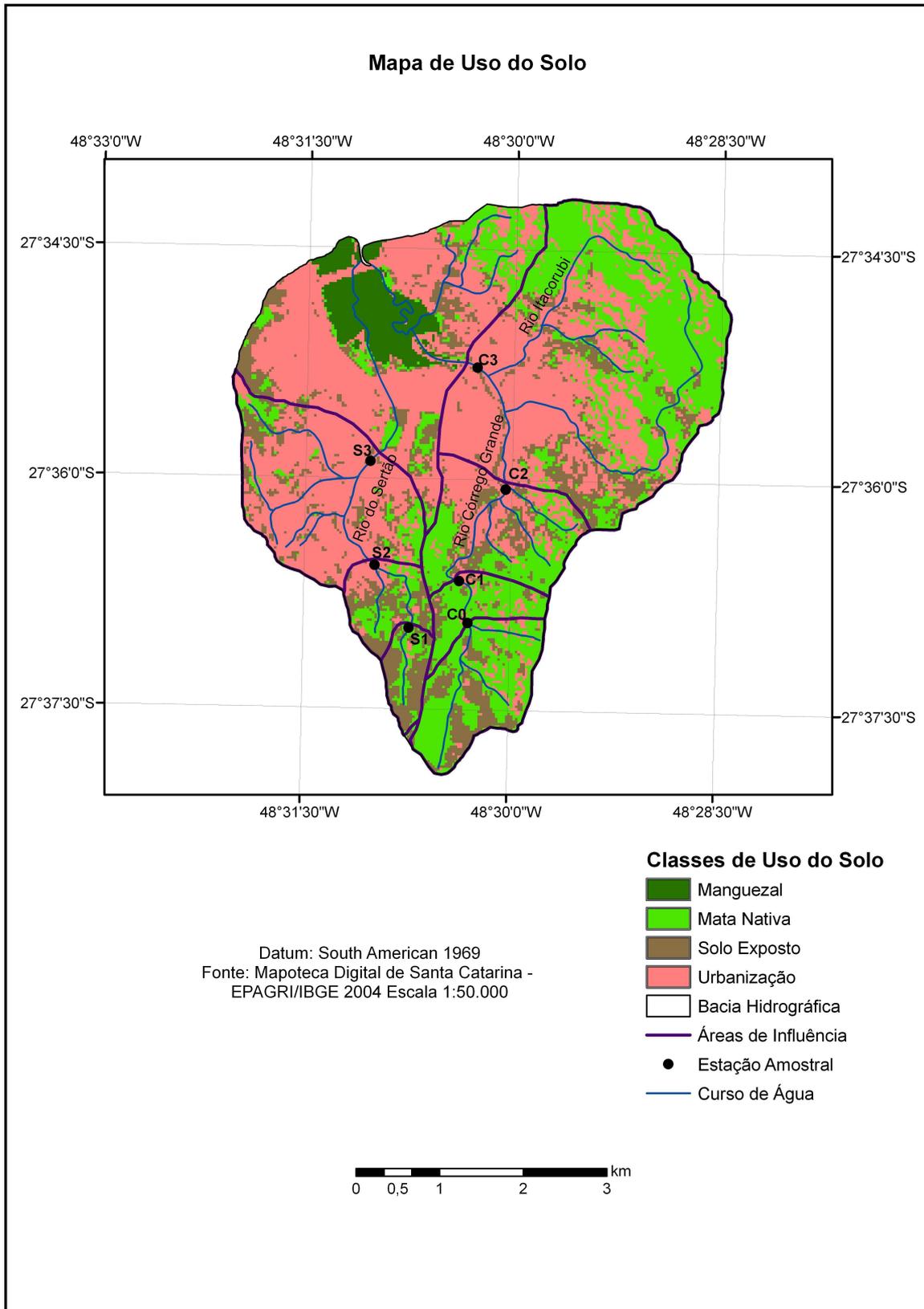


Figura 4.2 Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Itacorubi - SC.

A bacia hidrográfica do rio Itacorubi apresenta uma área total de 25,55 km² onde foi possível identificar quatro classes de uso do solo: manguezal, mata nativa, solo exposto e urbanização. A tabela 4.2 apresenta a área de cobertura das classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Itacorubi.

Tabela 4.2 Área das classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Itacorubi – SC.

Uso do Solo	Área da Bacia	
	km ²	%
Manguezal	2,52	9,87
Mata Nativa	6,48	25,35
Solo Exposto	4,32	16,90
Urbanização	12,23	47,88
Total	25,55	100

Considerando somente a área de influência para cada estação amostral foi possível identificar o percentual de uso do solo para cada uma destas áreas (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas na bacia hidrográfica do rio Itacorubi.

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITACORUBI														
Uso do Solo	Áreas de Influência													
	C0		C1		C2		C3		S1		S2		S3	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Mata Nativa	1,16	62,69	1,71	64,81	2,53	52,68	6,10	44,23	0,18	32,78	0,64	40,33	0,77	15,41
Solo Exposto	0,50	27,13	0,64	24,20	1,12	23,28	2,18	15,77	0,34	63,39	0,70	44,19	1,26	24,99
Urbanização	0,19	10,18	0,29	10,99	1,15	24,03	5,51	39,88	0,02	3,83	0,24	15,46	3,00	59,61
TOTAL	1,85	100	2,64	100	4,80	100	13,79	100	0,54	100	1,59	100	5,03	100

Ao analisar os resultados obtidos para cada classe de uso do solo percebeu-se que, ao comparar de maneira geral, o rio Córrego Grande está situado em local com menor percentual de urbanização (39,88%) e maior percentual de cobertura de mata nativa (44,23%), quando comparado ao rio do Sertão, que, para este estudo, apresentou um elevado percentual de cobertura por áreas urbanizadas (59,61%) e apenas 15,41% de mata nativa.

As diferenças entre estes rios são bastante discrepantes ao analisar o percentual de cobertura pelas diferentes classes de uso do solo nas estações amostrais situadas nas proximidades das nascentes de ambos os rios (estações amostrais C0 e S1). O rio córrego Grande apresentou um maior percentual de cobertura de mata nativa (62,69%) que o rio do Sertão. No rio do Sertão a região próxima a nascente apresentou um percentual de 32,78% de mata nativa na área de influência e 63,39% de áreas com solo exposto.

O percentual de cobertura do solo para as diferentes classes serve de base para a discussão dos resultados obtidos para a variação dos parâmetros físico-químicos e biológicos e IQA que serão abordados no item 4.2 desta dissertação.

4.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

Na bacia hidrográfica do rio Ratonés foi possível identificar seis classes de uso do solo (água, mata nativa, manguezal, pastagem, urbanização e solo exposto).

A Figura 4.3 representa o uso do solo para a bacia hidrográfica do rio Ratonés, nesta figura podem ser visualizadas as diferentes classes de uso do solo assim como as áreas de influência delimitadas para cada estação amostral.

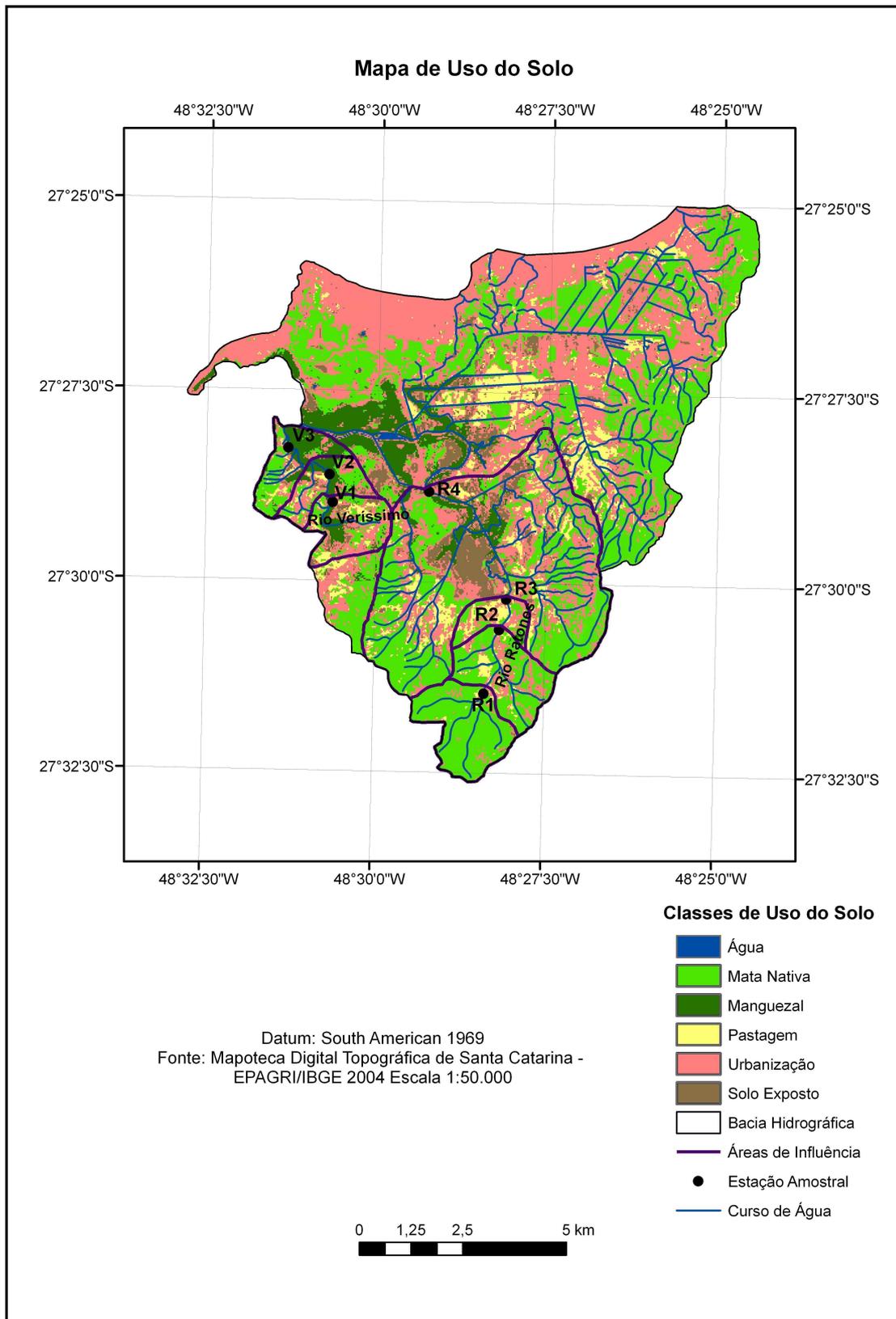


Figura 4.3 Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Ratoles - SC.

Os resultados obtidos para cada classe de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Ratonos podem ser visualizados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 Área das classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Ratonos – SC.

Uso do Solo	Área da Bacia	
	Km ²	%
Água	0,29	0,29
Mata Nativa	32,41	32,92
Manguezal	12,88	13,09
Pastagem	7,54	7,66
Urbanização	39,98	40,61
Solo Exposto	5,34	5,42
Total	98,44	100

A Tabela 4.5 apresenta o uso do solo por área de influência para cada estação amostral situadas no rio Ratonos e rio Veríssimo. As áreas são apresentadas em km² e porcentagem.

Tabela 4.5 Percentual de cobertura do solo por classe de uso do solo para as áreas de influência das estações amostrais localizadas na bacia hidrográfica do rio Ratonos – SC.

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO RATONES														
Uso do Solo	Áreas de Influência													
	R1		R2		R3		R4		V1		V2		V3	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Água	0,0018	0,02	0,0018	0,02	0,018	0,02	0,05	0,20					0,015	0,22
Mata Nativa	3,81	54,59	5,84	77,95	6,17	73,20	13,73	49,96	0,71	26,76	1,24	27,04	2,05	29,32
Manguezal							3,45	12,54	0,42	15,90	0,88	19,16	1,76	25,17
Pastagem	0,60	8,65	0,37	4,99	0,60	7,13	2,56	9,32	0,33	12,52	0,44	9,70	0,60	8,63
Urbanização	2,16	31,03	1,25	16,64	1,61	19,04	2,17	7,92	0,07	36,67	1,68	37,66	2,16	30,97
Solo Exposto	0,40	5,70	0,03	0,38	0,05	0,61	5,51	20,06	0,22	8,15	0,34	7,45	0,40	5,69
TOTAL	6,97	100	7,50	100	8,43	100	27,49	100	2,66	100	4,60	100	6,99	100

4.2 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS DA ÁGUA SUPERFICIAL

4.2.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

Os resultados obtidos para as quatro estações amostrais situadas no rio Tavares, para os seis meses amostrados, são demonstrados a seguir.

A Tabela 4.6 apresenta os valores médios de temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias para cada período de amostragem.

Tabela 4.6 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.

Data Coleta	Temperatura Média do Ar (°C)	Pluviosidade (mm) Acumulada em 7 dias
17/02/08	17,7 °C	10
25/03/08	16,7 °C	96,7
24/04/08	14 °C	170,4
21/05/08	13,3 °C	0,7
20/06/08	10,3 °C	6,1
18/07/08	13,6 °C	0,8

Fonte: EPAGRI/CIRAM – Estação Florianópolis/SC (Itacorubi).

A temperatura da água é uma característica importante que determina as tendências na mudança de qualidade. De acordo com Chapman *et al.* (1996) a variação da temperatura dos corpos d'água está associada com as variações climáticas, podendo ser sazonais e até diárias.

A Tabela 4.7 sumariza os dados obtidos em relação à variação da temperatura da água para os locais amostrados no Rio Tavares durante o período de amostragem. A representação gráfica para a Temperatura da Água é demonstrada na Figura 4.4.

Tabela 4.7 Variação da temperatura da água no rio Tavares – SC.

Local de coleta	Temperatura da Água (°C)				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	16,7	16,8	2,81	13,2 (Junho/08)	19,9 (Abril/08)
T1	18,2	18,2	3,51	13,0 (Junho/08)	22,6 (Março/08)
T2	18,6	18,4	4,38	12,1 (Junho/08)	23,6 (Abril/08)
T3	18,7	18,2	4,03	12,3 (Junho/08)	23,2 (Março/08)

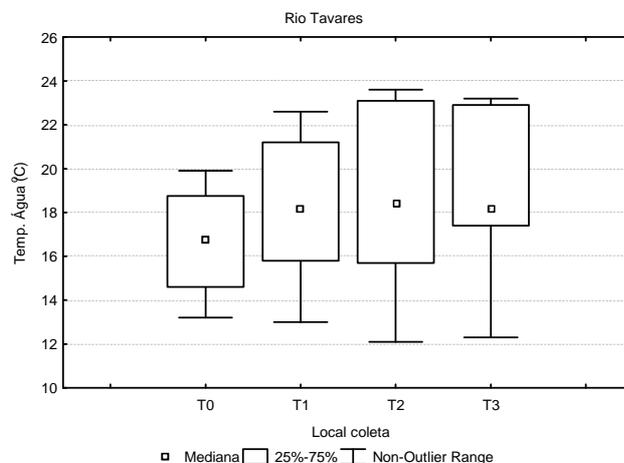


Figura 4.4 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Tavares – SC.

A temperatura da água pode afetar os processos físico-químicos e biológicos, podendo afetar a assimilação de metais pelos organismos, aumento da decomposição de matéria orgânica pela ação de microorganismos, além de ocasionar uma diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1998).

A temperatura da água apresentou um comportamento que se enquadrou na média de temperatura ocorrida durante o período de amostragem, sendo que a temperatura mínima observada em todas as estações amostrais ocorreu no mês de Junho/08, sendo que as temperaturas mais elevadas ocorreram nos meses de Março e Abril/08 respectivamente.

Segundo Werker & Hall (1999), os ecossistemas estão sempre sujeitos aos impactos provocados pela variação de pH, águas com valores muito baixos de pH são corrosivas e agressivas, o que pode inibir o crescimento bacteriano, assim como valores elevados de pH podem levar a uma proliferação excessiva de bactérias. Branco (1986), relata que grandes oscilações de pH em corpos d'água podem afetar a fauna e a flora presente nestes ambientes. Sperling (2005) refere que valores de pH afastados da neutralidade, (pH 7), podem afetar a vida aquática.

No rio Tavares a variação do pH pode ser observada na Tabela 4.8 e na Figura 4.5. De maneira geral a mediana do pH em todos os locais amostrados esteve próxima à neutralidade.

Tabela 4.8 Variação do pH no rio Tavares – SC.

Local de coleta	pH				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	7,8	7,6	0,53	7,4 (Julho/08)	8,6 (Abril/08)
T1	7,2	7,2	0,80	5,7 (Fevereiro/08)	8,1 (Março/08)
T2	7,1	7,3	1,00	5,3 (Fevereiro/08)	8,0 (Março/08)
T3	7,2	7,2	0,63	6,4 (Fevereiro/08)	8,0 (Abril/08)

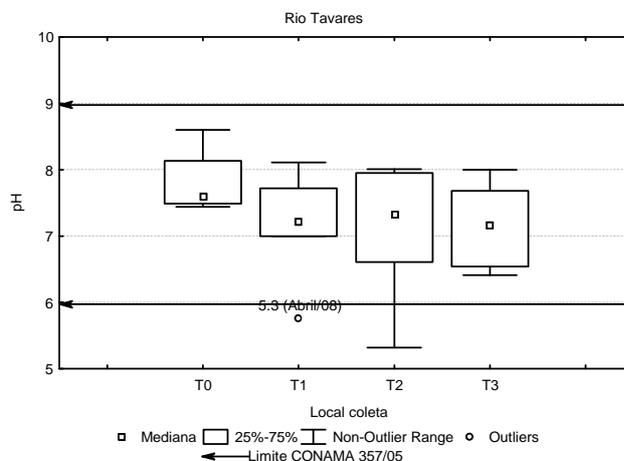


Figura 4.5 Variação espaço-temporal no pH no rio Tavares – SC.

A Resolução CONAMA n^o 357/05 estabelece uma variação de pH para corpos d'água Classe 2 entre 6,0 e 9,0. Para este estudo, no Rio Tavares foram observados 2 momentos em que os resultados encontrados estiveram em desconformidade com esta Resolução. Nas estações amostrais T1 e T2, os valores mínimos encontrados foram inferiores ao valor mínimo de pH determinado pela Resolução n^o 357/05 (BRASIL, 2005).

A turbidez é uma característica da água devido à presença de partículas em suspensão em estado coloidal, em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. A turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água, conferindo a mesma uma aparência turva (SPERLING, 2005).

A Tabela 4.9 e a Figura 4.6 resumizam os dados obtidos no período de amostragem no rio Tavares - SC.

Tabela 4.9 Variação da turbidez no rio Tavares – SC.

Local de coleta	Turbidez (UNT)				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	0,7	0,3	0,85	0,1 (Maio/08)	1,9 (Abril/08)
T1	9,1	7,8	4,98	4,0 (Junho/08)	15,3 (Abril/08)
T2	16,6	15,5	10,07	5,6 (Junho/08)	33,7 (Abril/08)
T3	12,2	11,5	3,58	8,2 (Julho/08)	17,0 (Março/08)

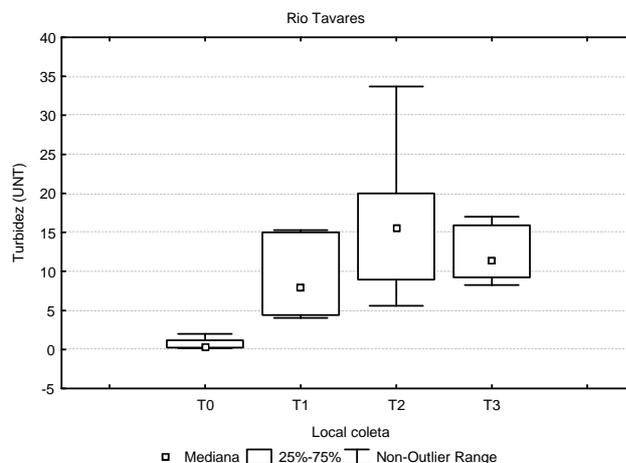


Figura 4.6 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Tavares – SC.

Para todas as estações amostrais os valores máximos de turbidez encontrados coincidiram com os meses onde a média de precipitação pluviométrica acumulada foi maior, o que ocorreu nos meses de março e abril/08 (Tabela 4.6).

Após chuvas fortes, ou períodos de chuva intensa, as águas de mananciais de superfície ficam turvas, isto é devido ao carreamento dos sedimentos das margens pela enxurrada, sendo assim, os solos argilosos e a movimentação das águas ocasionam o aumento da turbidez. Condições similares de aumento nos valores de turbidez, com o aumento da precipitação pluviométrica foram reportadas por Zilmer *et al.*, (2007) ao realizar a avaliação de características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, situado em Nova Xavantina – MT.

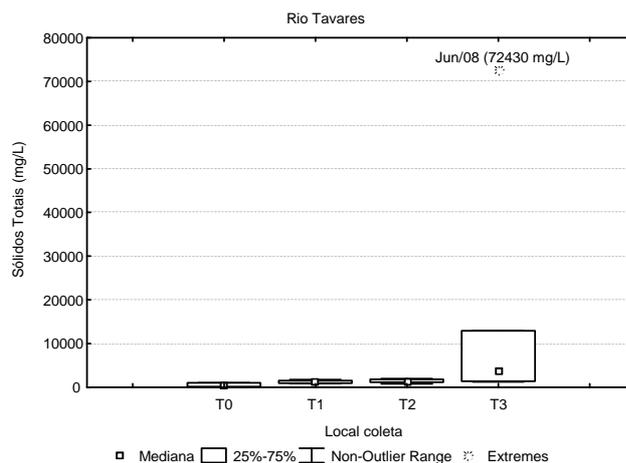
A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece um limite máximo de turbidez para corpos de água doce Classe 2 de 100 UNT. Durante todo o período de amostragem o rio Tavares esteve de acordo com o limite determinado pela Resolução.

Os sólidos totais correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem, ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Nos estudos de controle e poluição das águas a determinação dos níveis de concentração de sólidos é uma ferramenta preliminar importante para o entendimento do comportamento da água em questão (CETESB, 2008^a).

A presença de sólidos totais em concentração elevada pode ocasionar danos aos peixes e à vida aquática. A variação dos sólidos totais pode ser visualizada na Tabela 4.10 e na Figura 4.7.

Tabela 4.10 Variação dos sólidos totais no rio Tavares – SC.

Local de coleta	Sólidos Totais (mg/L)				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	580	615	522,75	60 (Maio/08)	1030(Abril/08)
T1	1226	1100	345,47	900 (Junho/08)	1730 (Fevereiro/08)
T2	1390	1280	442,85	790 (Julho/08)	1970 (Março/08)
T3	15951	3830	28010,72	1260 (Abril/08)	72430 (Junho/08)

**Figura 4.7** Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Tavares – SC.

Assim como a turbidez, a concentração de sólidos totais atingiu picos nos meses de fevereiro, março e abril/08, o que corresponde aos meses com maior pluviosidade acumulada no período de 7 dias anteriores a data da coleta das amostras.

A estação amostral T3 apresentou as concentrações mais elevadas de sólidos totais em todo o período de estudo, atingindo extremos de 72 430 mg/L no mês de Junho de 2008 onde a salinidade verificada era de 6 ‰.

De acordo com Paskoff (1985), a penetração de maré em uma região estuarina faz-se através de uma maré de salinidade. Como a água do mar é mais densa, existe uma tendência para que a água doce fique na superfície e a água salgada no fundo, porém sempre existe alguma mistura entre essas duas massas de água formando uma cunha salina.

O aumento registrado para o mês de junho/08 na estação amostral T3 pode ser explicado através da movimentação da cunha salina para dentro da região estuarina.

Considerando o limite proposto pela Resolução CONAMA n° 357/05 (BRASIL, 2005) para ambientes de água doce Classe 2, de 500 mg/L de sólidos totais, em todas as estações amostras a mediana ultrapassou este limite.

O oxigênio dissolvido é um indicador muito utilizado no controle de poluição das águas e um dos mais importantes gases dissolvidos para a caracterização e dinâmica de um ecossistema aquático. A concentração de oxigênio dissolvido em um corpo d'água varia em função da temperatura, altitude e aeração da água e fotossíntese (APHA, 1998).

Chapman *et al.* (1996) considera que a determinação das concentrações de oxigênio dissolvido de um corpo d'água é fundamental para o controle da qualidade da água deste ambiente, visto que o oxigênio está envolvido em diversos processos químicos e biológicos que ocorrem neste corpo d'água. Para águas não poluídas, o valor de oxigênio dissolvido encontrado é próximo ao nível de saturação, ou seja, um valor pouco inferior a 10 mg/L.

A variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do curso do Rio Tavares pode ser observada na Tabela 4.11 e na Figura 4.8.

Tabela 4.11 Variação do oxigênio dissolvido no rio Tavares – SC.

Oxigênio Dissolvido (mg/L)					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	8,7	8,5	0,69	8,1 (Maio/08)	9,6 (Abril/08)
T1	7,3	7,4	1,25	5,3 (Abril/08)	9,0 (Julho/08)
T2	6,8	6,7	0,52	6,2 (Maio/08)	7,5 (Fevereiro/08)
T3	5,4	4,8	1,97	3,8 (Abril/08)	9,3 (Abril/08)

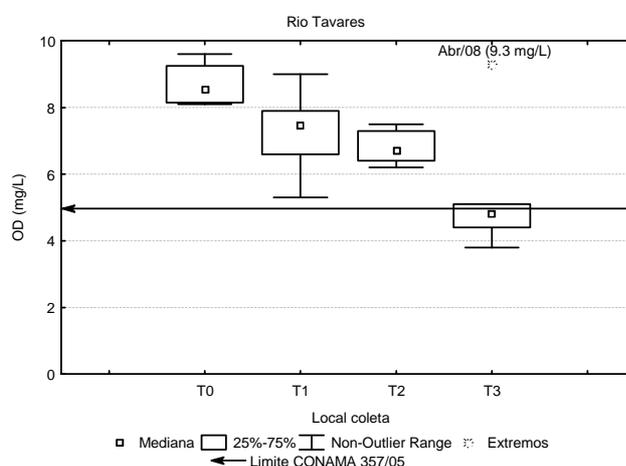


Figura 4.8 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Tavares – SC.

De maneira geral, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram um decréscimo em direção a foz do rio. A estação amostral T0, situada nas proximidades da nascente apresentou as melhores concentrações de OD durante todo o período de estudo, atingindo uma concentração máxima de 9,6 mg/L no mês de abril/08. A ocorrência de concentrações de OD sempre próximas à saturação do

OD, neste local, corrobora as afirmações de Chapman *et al.* (1996) que relata que ambientes com águas não poluídas, a concentração de OD encontrada é somente um valor um pouco abaixo da saturação.

A situação crítica para o rio Tavares foi encontrada na estação amostral T3, situada nas proximidades da foz deste curso de água. Neste local, a concentração de OD atingiu o mínimo de 3,8 mg/L de OD.

A depleção do oxigênio dissolvido da água ao longo do curso do rio, em direção à foz é um indicador de suas condições de poluição por matéria orgânica e foi observada neste estudo nas águas superficiais do rio Tavares.

A Resolução n^o 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) determina uma concentração um limite mínimo de OD para rios classe 2 de 5 mg/L. As estações amostrais T0, T1 e T2 apresentaram valores medianos que estão de acordo com este limite mínimo, somente a estação amostral T3 apresentou valor mediano inferior à concentração mínima determinada de 5 mg/L.

A DBO₅ de uma água indica a quantidade de oxigênio molecular necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia por uma forma inorgânica estável. A DBO₅ apresenta uma relação inversa com a concentração de oxigênio dissolvido de um corpo d'água.

Corpos d'água que apresentam alto valor de DBO₅ indicam a presença de grande quantidade de matéria orgânica no ambiente, o que pode induzir a uma completa extinção do oxigênio na água, o que pode provocar o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

A Tabela 4.12 apresenta os dados obtidos para o período de estudo para o rio Tavares. A Figura 4.9 demonstra a variação espaço-temporal para a DBO₅ no Rio Tavares.

Tabela 4.12 Variação da DBO₅ no rio Tavares – SC.

Local de coleta	DBO ₅				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	6,2	5,5	4,9	1,0 (Maio/08)	13,0 (Abril/08)
T1	5,6	6,0	3,7	1,0 (Junho/08)	11,0 (Fevereiro/08)
T2	7,8	6,0	6,7	3,0 (Março e Julho/08)	21,0 (Fevereiro/08)
T3	6,3	8,5	5,1	1,0 (Maio e Julho/08)	12,0 (Fevereiro/08)

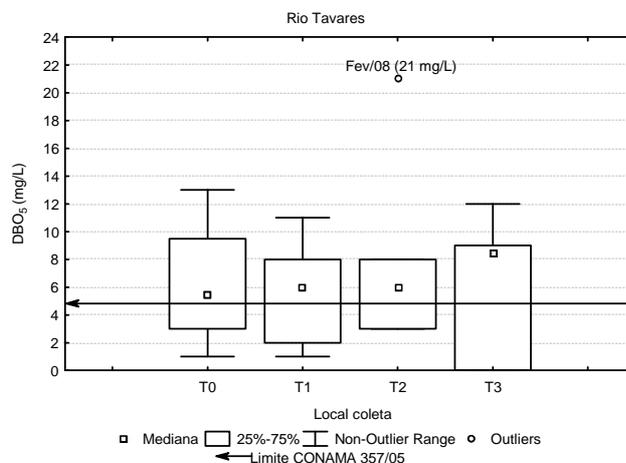


Figura 4.9 Variação espaço-temporal da DBO₅ no Rio Tavares – SC.

Para o rio Tavares, a mediana da concentração de DBO₅ para todos os locais amostrados oscilou entre 5 e 8,5 mg/L o que está em desconformidade com o limite máximo estabelecido pela Resolução n° 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Para a maioria das estações amostrais o valor máximo de DBO₅ ocorreu no mês de fevereiro, onde para a estação amostral T2 atingiu 21 mg/L em Fevereiro, valor este 4 vezes superior ao limite máximo estabelecido. A ocorrência de valores elevados de DBO₅ pode estar relacionada com o lançamento de efluentes domésticos diretamente no curso d'água visto que a região em estudo não possui um sistema de coleta de esgotos doméstico eficiente.

No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado sob diversas formas. O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e quando encontrado em concentrações elevadas em um ambiente pode ocasionar o processo de eutrofização (SPERLING, 2005).

A Figura 4.10 demonstra a distribuição das formas nitrogenadas nitrito, nitrato e nitrogênio kjeldhal, (NO₂, NO₃ e NTK respectivamente), ao longo do rio Tavares para o período de estudo.

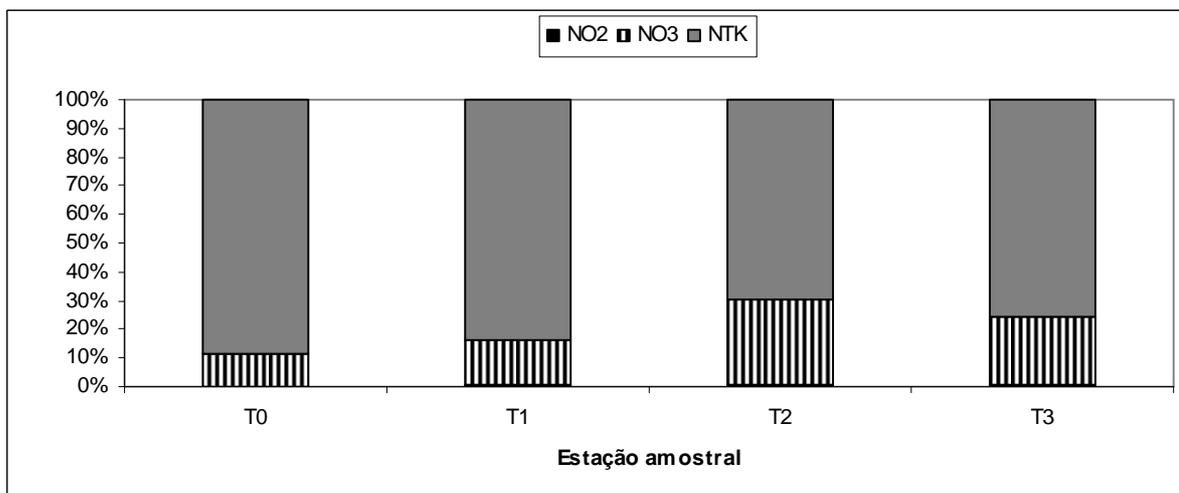


Figura 4.10 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso do rio Tavares – SC.

A forma nitrogenada predominante encontrada no Rio Tavares nas estações amostrais mais próximas da nascente do rio Tavares (T0 e T1) foi o nitrogênio kjeldhal (NTK). Esta forma nitrogenada corresponde a um nitrogênio combinado orgânico e amoniacal. O NTK é a forma predominante do nitrogênio em esgotos domésticos brutos e os resultados obtidos demonstram ser preocupantes, pois as estações amostrais cuja predominância desta forma nitrogenada encontra-se nas proximidades da nascente do Rio Tavares.

O nitrato foi à forma nitrogenada predominante na estação amostral T2, situada na porção intermediária do curso do rio e na estação amostral T3, localizada próximo à foz do rio Tavares. A presença de nitrogênio nesta forma em um corpo de água é indicador de poluição antiga relacionada ao final do processo de nitrificação (SPERLING, 2005).

Para o estudo da variação do nitrogênio no Rio Tavares utilizou-se a concentração de Nitrogênio Total, que corresponde ao somatório da concentração de nitrito, nitrato e nitrogênio kjeldhal. Os resultados obtidos para o Nitrogênio Total podem ser visualizados na Tabela 4.13 e na Figura 4.11.

Tabela 4.13 Variação do nitrogênio total no rio Tavares – SC.

Local de coleta	Nitrogênio Total (mg/L)				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	2,7	2,2	3,02	0,1 (Maio/08)	6,5 (Abril/08)
T1	2,2	2,1	1,96	0,0 (Maio/08)	5,2 (Fevereiro/08)
T2	3,3	1,6	3,60	0,5 (Maio/08)	8,7 (Fevereiro/08)
T3	3,1	0,6	4,08	0,3 (Abril/08)	9,5 (Julho/08)

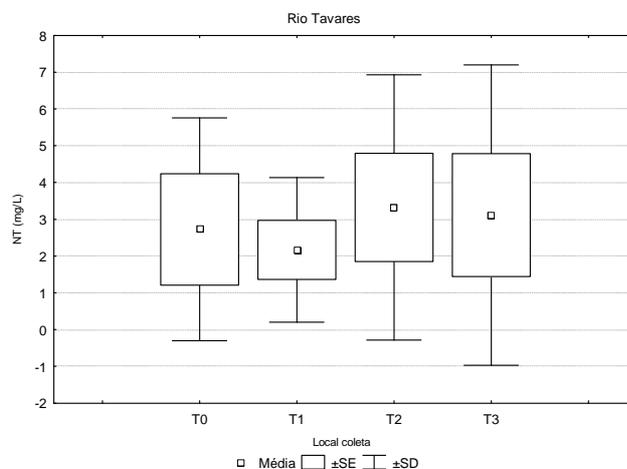


Figura 4.11 Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Tavares – SC.

Considerando a média obtida no período de estudo para o nitrogênio total, este esteve presente em concentrações baixas, oscilando entre 2,2 e 3,3 mg/L.

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um nutriente essencial para todas as formas de vida, pois faz parte da composição de muitas moléculas orgânicas essenciais. É encontrado nos ambientes aquáticos sob diversas formas, sendo estas, orgânicas e inorgânicas; dissolvida e particulada (FATMA, 1999). Em águas naturais a ocorrência de fósforo pode ter origem de processos naturais decorrentes do intemperismo de rochas e dissolução de compostos do solo, porém esta fonte representa uma escala muito pequena (CETESB, 2008^a). Efluentes domésticos (principalmente os efluentes contendo detergentes), e escoamento de fertilizantes contribuem para a elevação dos níveis de fósforo de águas superficiais.

O conteúdo de fósforo total para o rio Tavares pode ser visualizado na Tabela 4.14 e na Figura 4.12.

Tabela 4.14 Variação de fósforo total no rio Tavares – SC.

Local de coleta	Fósforo Total (mg/L)				
	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	0,0	0,0	0,1	0,0 (Abril, Maio e Junho/08)	0,1 (Junho/08)
T1	1,6	0,5	2,9	0,0 (Abril/08)	7,6 (Maio/08)
T2	1,2	1,4	1,1	0,0 (Maio/08)	2,5 (Abril/08)
T3	2,5	0,9	3,3	0,0 (Julho/08)	8,6 (Maio/08)

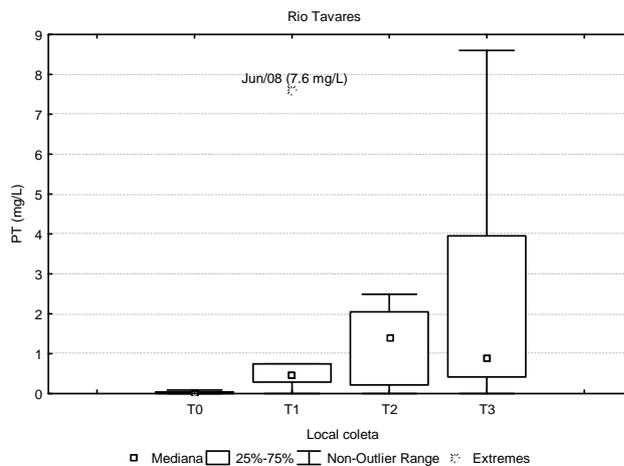


Figura 4.12 Variação espaço-temporal do fósforo-total no rio Tavares – SC.

O conteúdo mediano de fósforo total encontrado em todas as estações amostrais, com exceção da estação amostral T0 foi detectado em níveis elevados quando comparado com a Resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005) que estabelece um limite máximo de fósforo total para rios Classe 2 de até 0,050 mg/L em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico.

A estação amostral T1 e T3 apresentaram as maiores concentrações de fósforo total, atingindo 7,6 mg/L e 8,6 mg/L, respectivamente, no mês de maio/08. Estes locais são afetados diretamente por fontes não pontuais de poluição, além do lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, o que pode provocar estes aumentos na concentração de fósforo neste ambiente.

Na avaliação de qualidade das águas a utilização de indicadores biológicos de contaminação é de grande importância. As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal e são amplamente utilizadas como indicador de poluição sanitária (CETESB, 2008^a).

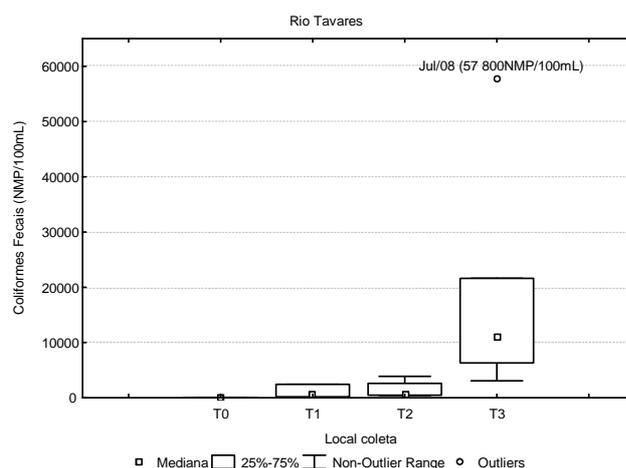
Embora não sendo, de um modo geral, patogênicas, a presença de bactérias do grupo coliforme na água indica a possibilidade da existência de contaminação por matéria fecal e pode, portanto conter microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (CETESB, 2008^a).

De maneira geral, a concentração de Coliformes Fecais no rio Tavares aumentou de acordo com a distância da nascente. A Tabela 4.15 representa os dados estatísticos obtidos para os Coliformes Fecais no rio Tavares durante o período de estudo.

Tabela 4.15 Variação da concentração de coliformes fecais no rio Tavares – SC.

Coliformes fecais (NMP/100mL)					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
T0	7,5	5,2	4,72	5,1 (Junho/08)	14,6 (Abril/08)
T1	1036,7	555,2	1089,27	86,2 (Junho/08)	2419,2 (Abril/08)
T2	1469,8	737,5	1445,66	391,0 (Maio/08)	3873,0 (Junho/08)
T3	18433,3	10900,0	20337,62	3100,0 (Março/08)	57800,0 (Julho/08)

A concentração de coliformes fecais em direção a foz do rio Tavares apresentou um aumento brusco logo na primeira estação amostral após a nascente do rio. Este aumento pode ser visualizado na Figura 4.13.

**Figura 4.13** Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Tavares – SC.

A estação amostral T0, por estar situada em local preservado, com ausência de moradias na região de entorno apresentou o menor valor mediano para os coliformes fecais. As estações amostrais T1 e T2 apresentaram valores medianos cerca de 100 e 140 vezes mais elevados que a estação amostral T0, porém estes valores se encontram em conformidade com o limite estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA de 1 000 NMP/100mL (BRASIL, 2005).

A estação amostral T3 apresentou a concentração de coliformes fecais mais elevada, com uma mediana de 10 900 NMP/100mL, o que ultrapassa em aproximadamente 11 vezes o limite estabelecido pelo CONAMA.

A ocorrência de valores elevados de coliformes fecais nas águas do rio Tavares é um indicador de contaminação por fezes de origem humana e animal, proveniente do despejo de efluentes *in natura* neste corpo d'água.

4.2.1.1 Índice de Qualidade de Água (IQA) para o Rio Tavares

A partir dos resultados dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos descritos no item 4.2.1 para o rio Tavares foi possível determinar o IQA para o rio Tavares.

O IQA permite a representação de diferentes parâmetros de qualidade através de um único número, apresentado os dados de qualidade da água utilizando uma linguagem não técnica, por exemplo, bom, excelente, ruim, etc. A metodologia de cálculo do IQA está descrita no item 3.5 desta dissertação.

A Figura 4.14 apresenta os resultados obtidos para o IQA no rio Tavares durante o período de estudo. A classificação por cores segue o padrão de cores determinado pela CETESB (2008^b) (Tabela 3.2).

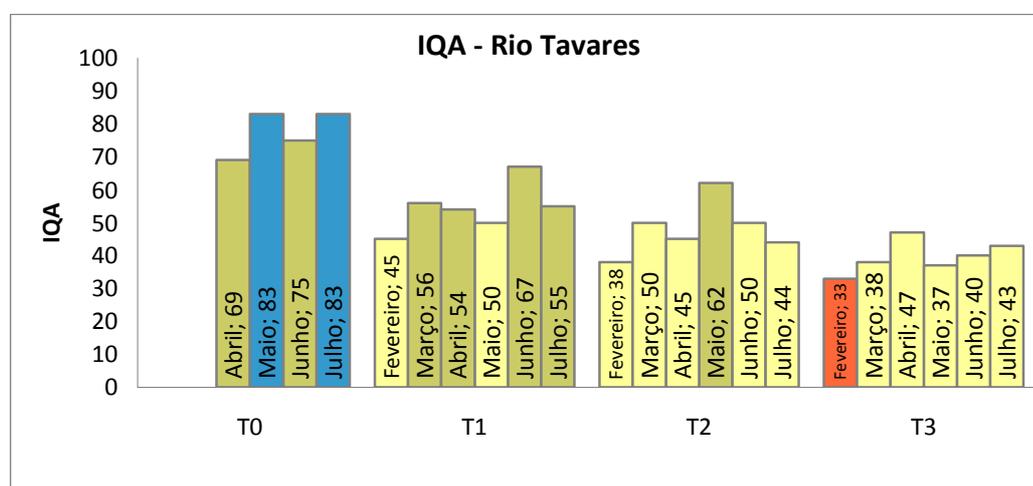


Figura 4.14 IQA para o rio Tavares – SC.

O IQA atingiu a classificação considerada ótima somente na estação amostral situada nas proximidades da nascente do rio Tavares. O restante das estações amostrais tendeu a diminuição da qualidade da água.

A Figura 4.15 apresenta a mediana do IQA para o período de estudo no rio Tavares em relação à classificação de níveis de qualidade da água atribuída por Brown (1970).

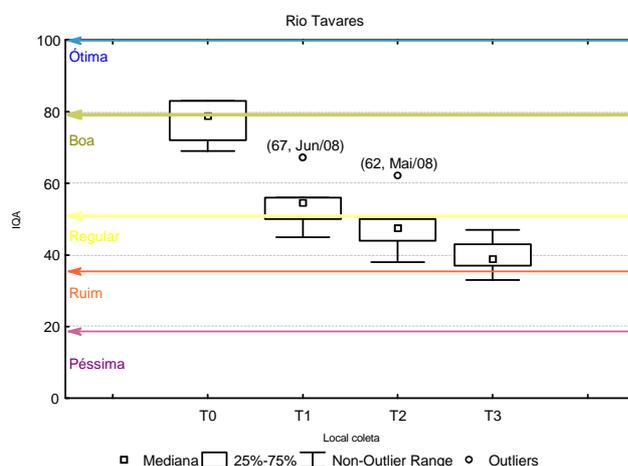


Figura 4.15 Variação espaço-temporal do IQA no rio Tavares – SC.

Apenas a estação amostral T0, situada nas proximidades da nascente apresentou IQA mediano classificado como qualidade Boa, atingindo em determinados momentos qualidade ótima (83, meses de maio e julho/08).

A estação amostral T1, apesar de estar situada próxima a nascente, encontra-se em local urbanizado. Esta urbanização não é densa, representa 11,97% da área de influência para esta estação amostral (Tabela 4.1), mas contribuiu para uma diminuição do IQA, que em determinados momentos apresentou um IQA definido como regular (45, fevereiro/08).

A estação amostral T2, situada na porção intermediária do Rio Tavares apresentou qualidade de água regular, assim como a estação amostral T3 que apresentou qualidade de água regular e em determinados momentos qualidade de água ruim (33, fevereiro/08).

De acordo com Brown *et al.* (1970), um ambiente aquático com avaliações no intervalo Boa ou Ótima é capaz de suportar uma grande diversidade de vida aquática. Além disso, o uso da água é satisfatório para todas as formas de recreação, incluindo o contato direto com a água. Um ambiente aquático com avaliações Regular é capaz de suportar uma diversidade reduzida de vida aquática. Além disso, há frequentes aumentos da população de algas. Já um ambiente aquático com avaliações Ruim é capaz de suportar uma pequena diversidade de vida aquática, apresentando problemas de poluição.

4.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

Os resultados obtidos para a bacia hidrográfica do rio Itacorubi, onde foram coletadas amostras de água superficial no rio Córrego Grande e rio do Sertão, são demonstrados a seguir.

A Tabela 4.16 apresenta os valores médios de temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias para cada período de amostragem.

Tabela 4.16 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.

Data Coleta	Temperatura Média do Ar (°C)	Pluviosidade (mm) Acumulada em 7 dias
17/02/08	17,7 °C	10
24/03/08	16,6 °C	152,4
24/04/08	14 °C	170,4
21/05/08	13,3 °C	0,7
20/06/08	10,3 °C	6,1
16/07/08	13,4 °C	2,2

Fonte: EPAGRI/CIRAM – Estação Florianópolis/SC (Itacorubi).

4.2.2.1 Rio Córrego Grande e Rio do Sertão

A estatística descritiva (média, mediana, desvio padrão, mínimo e máximo) para a temperatura da água superficial no rio Córrego Grande, estações amostrais C0, C1, C2 e C3, e rio do Sertão, estações amostrais S1, S2 e S3, para os meses de fevereiro a julho de 2008 pode ser visualizada na Tabela 4.17. A Figura 4.16 permite uma visualização espaço-temporal da temperatura da água no rio Córrego Grande e rio do Sertão.

Tabela 4.17 Variação da temperatura da água para o rio Córrego Grande e rio do Sertão - SC.

Temperatura da Água (°C)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	17,8	18,5	4,17	12,5 (Junho/08)	21,9 (Abril/08)
C1	19,5	19,9	3,77	13,3 (Junho/08)	23,3 (Abril/08)
C2	20,0	20,9	4,43	11,5 (Junho/08)	24,1 (Março/08)
C3	19,1	20,7	4,62	11,9 (Junho/08)	23,6 (Março/08)
Rio do Sertão					
S1	18,6	19,6	5,54	9,3 (Junho/08)	23,9 (Abril/08)
S2	19,4	19,2	4,72	13,3 (Junho/08)	24,9 (Março/08)
S3	21,5	23,7	4,69	14,0 (Junho/08)	25,2 (Maio/08)

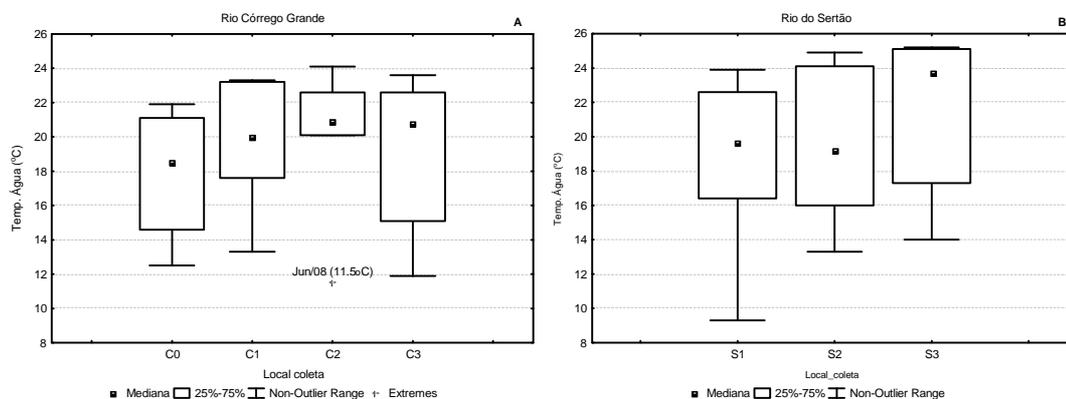


Figura 4.16 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

A temperatura da água é um parâmetro importante no monitoramento de parâmetros de qualidade de água. Para o rio Córrego Grande e rio do Sertão a temperatura da água comportou-se de acordo com as condições ambientais que ocorreram no período de estudo.

As temperaturas mínimas foram registradas, em todas as estações amostrais, para ambos os rios, no mês de junho (Tabela 4.17) e coincidem com a temperatura média do ar registrada no dia de coleta das amostras (Tabela 4.16).

As medidas do valor de pH de uma amostra de água são de grande importância, pois fornecem informações a respeito de qualidade da água. Alterações bruscas do pH afetam diretamente a fisiologia das espécies aquáticas.

A Tabela 4.18 e a Figura 4.17 demonstram a variação do pH no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) para o período de estudo.

Tabela 4.18 Variação do pH no rio Córrego Grande e rio do Sertão - SC.

pH					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	7,9	8,0	0,69	7,1 (Julho/08)	8,6 (Maio/08)
C1	8,2	8,4	0,91	7,1 (Julho/08)	9,4 (Março/08)
C2	7,6	7,4	0,73	6,9 (Junho/08)	8,7 (Março/08)
C3	7,7	7,5	0,98	6,8 (Fevereiro/08)	9,3 (Março/08)
Rio do Sertão					
S1	8,3	8,3	0,63	7,2 (Julho/08)	9,1 (Março/08)
S2	7,8	8,1	1,19	5,9 (Fevereiro/08)	9,3 (Março/08)
S3	7,5	7,3	0,71	6,9 (Junho e Julho/08)	8,7 (Março/08)

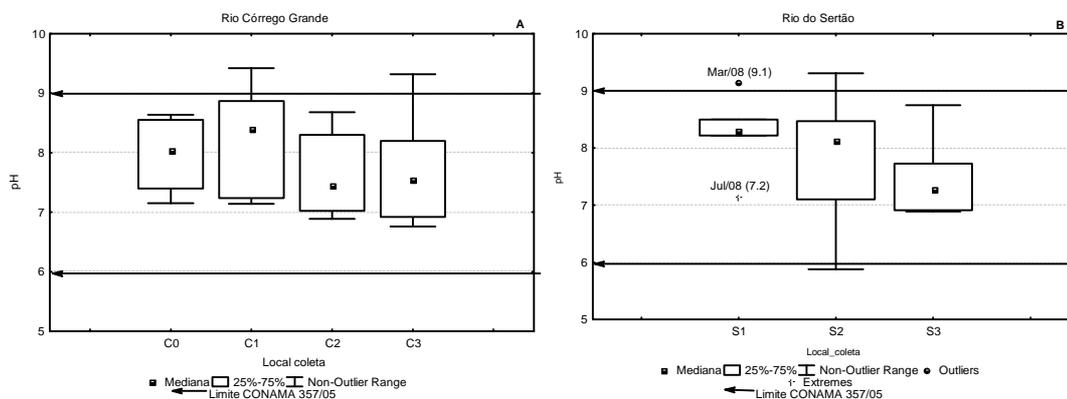


Figura 4.17 Variação espaço-temporal do pH no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

Para o rio Córrego Grande, analisando a mediana dos dados, o pH oscilou na faixa de 7,4 – 8,4, já para o rio do Sertão a mediana oscilou na faixa de 7,2 – 8,2. Em ambos os rios a faixa de variação do pH foi similar.

Para o rio Córrego Grande e rio do Sertão, ao realizar a análise da mediana dos dados, o pH comportou-se de acordo com o limite determinado pela Resolução nº 357 do CONAMA (Brasil, 2005). Em 2 momentos o pH não esteve dentro do limite estipulado pela Resolução, no rio Córrego Grande, fato este que ocorreu no mês de março de 2008 nas estações amostrais C1 (9,4) e C3 (9,3). Para o rio do Sertão, este fato ocorreu no mês de março e abril/08.

O escoamento superficial que podem ocasionar um aumento na turbulência da água devido à ocorrência de chuvas e as atividades humanas pode contribuir para o aumento da turbidez (EPA, 1997). A Tabela 4.19 e a Figura 4.18 demonstram a variação da turbidez para o período de estudo no rio córrego Grande (A) e no rio do Sertão (B).

Tabela 4.19 Variação da turbidez no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

Turbidez (UNT)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	2,9	2,5	1,21	1,9 (Junho/08)	4,7 (Abril/08)
C1	4,5	4,4	2,06	2,4 (Junho/08)	7,1 (Março/08)
C2	14,6	12,6	9,14	5,5 (Junho/08)	30,5 (Julho/08)
C3	9,3	9,1	1,22	7,9 (Junho/08)	11,4 (Julho/08)
Rio do Sertão					
S1	8,3	7,4	3,74	3,9 (Maio/08)	14,7 (Fevereiro/08)
S2	18,5	17,7	12,30	5,4 (Maio/08)	38,6 (Fevereiro/08)
S3	14,2	13,3	6,72	4,9 (Junho/08)	25,3 (Julho/08)

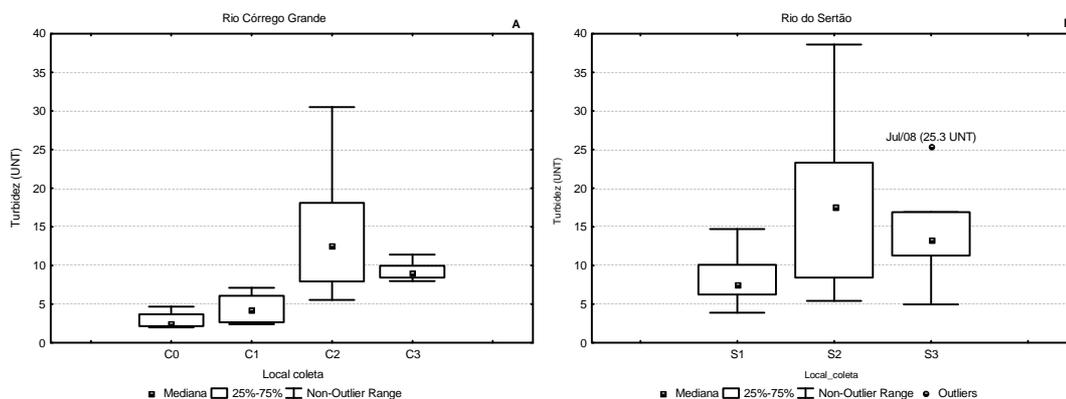


Figura 4.18 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

No rio Córrego Grande a turbidez apresentou elevação em direção à foz do rio. Na estação amostral C0, situada nas proximidades da nascente, a turbidez apresentou valor máximo no mês de abril/08 (4,7 UNT). De acordo com a EPA (1997), mesmo águas não poluídas podem apresentar partículas em suspensão que podem ocasionar uma diminuição na transparência da água, aumentando sua turbidez, porém este fator não afeta a qualidade da água.

No rio Córrego Grande a estação amostral C2, situada sob ponte de uma avenida de grande circulação de automóveis e pessoas, em local fortemente urbanizado, apresentou os valores mais elevados de turbidez para o período de estudo, atingindo o valor de 30,5 UNT no mês de julho/08. A ocorrência destes valores elevados pode estar relacionada ao escoamento superficial proveniente da estrada e área urbanizada, o que de acordo com EPA (1997) são fatores que contribuem para o aumento da turbidez.

No rio do Sertão, a estação amostral S1, situada nas proximidades da nascente deste rio apresentou, em comparação ao rio Córrego Grande valores elevados de turbidez, onde o valor máximo foi registrado no mês de fevereiro/08 (14,6 UNT). A ocorrência de valores elevados de turbidez pode estar relacionada ao grande percentual de solo exposto situado na área de influência desta estação amostral (63,39%, Tabela 7).

A estação amostral S2, situada na porção intermediária do rio do Sertão, antes de canalização do curso do rio apresentou o valor de turbidez mais elevado, atingindo o máximo de 38,6 UNT em fevereiro/08. A ocorrência deste valor elevado tem relação com a urbanização e modificações no uso do solo, que correspondem a 59,65% da área de influência desta estação amostral. Além disso, o local sofre com a descarga de efluentes domésticos de forma direta no curso do rio.

Durante todo o período de amostragem tanto ambos os rios pertencentes à bacia hidrográfica do rio Itacorubi estiveram de acordo com o limite máximo de 100 UNT de turbidez para rios classe 2 determinado pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005).

Assim como a turbidez, a concentração de Sólidos Totais é muito utilizada como indicativo do efeito do escoamento superficial proveniente de construções, agricultura, atividades de exploração de madeira e outras fontes de descarga.

A variação da concentração de Sólidos Totais para o rio Córrego Grande e rio do Sertão podem ser visualizados na Tabela 4.20 e na Figura 4.19.

Tabela 4.20 Variação dos sólidos totais no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

Sólidos Totais (mg/L)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	482	545	299,4	70 (Abril/08)	770 (Junho/08)
C1	540	565	245,2	250 (Abril/08)	810 (Julho/08)
C2	1418	1260	682,0	730 (Abril/08)	2600 (Julho/08)
C3	3095	1180	4936,0	520 (Abril/08)	13140 (Maio/08)
Rio do Sertão					
S1	473	535	250,2	80 (Julho/08)	740 (Março/08)
S2	2225	1470	2098,0	860 (Maio/08)	6410 (Abril/08)
S3	1765	1520	554,6	1340 (Abril/08)	2750 (Julho/08)

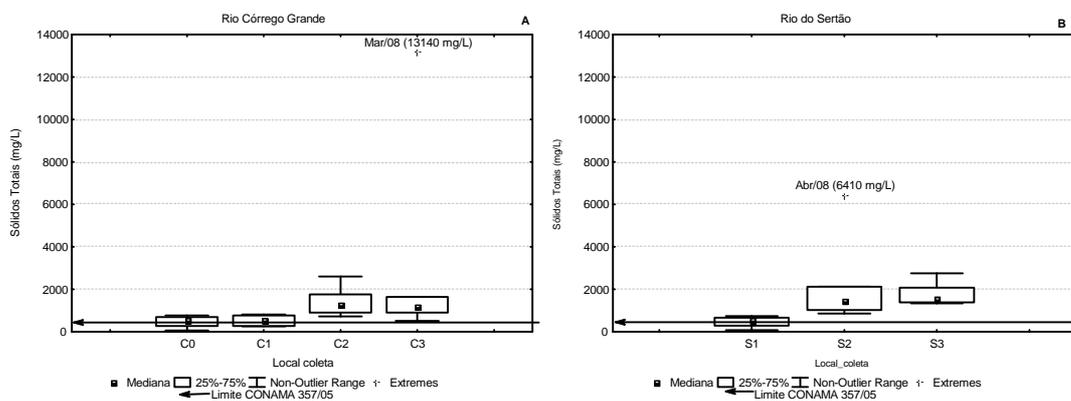


Figura 4.19 Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

Para o rio Córrego Grande, a concentração mediana de Sólidos Totais oscilou entre 545 mg/L (C0) até 1180 mg/L (C3). Para o rio do Sertão a variação da mediana da concentração de Sólidos Totais foi similar ao Rio Córrego Grande, oscilando entre 535 mg/L (S1) até 1520 mg/L (S3).

De acordo com Michaud (1991), o uso e ocupação do solo são, provavelmente, os fatores que exercem maior influência em mudanças na concentração de Sólidos Totais. Elevadas concentrações de

sólidos totais são indicativos da presença de atividades agrícolas, lançamento de efluentes industriais e domésticos, escoamento superficial e erosão do solo a montante do local de coleta da amostra de água superficial.

De maneira geral, a concentração mediana de Sólidos Totais em todas as estações amostrais, tanto no rio Córrego Grande, quanto no rio do Sertão superou o limite máximo de 500 mg/L estipulado na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para rios classe 2.

Medições da concentração de oxigênio dissolvido de um corpo d'água são importantes, pois revelam a qualidade da água deste ambiente. Um adequado suprimento de oxigênio dissolvido é essencial para a sobrevivência dos organismos aquáticos. Os dados obtidos para a variação da concentração do oxigênio dissolvido no rio Córrego Grande e rio do Sertão podem ser visualizados na Tabela 4.21.

Tabela 4.21 Variação do oxigênio dissolvido no rio Córrego Grande e rio do Sertão –SC.

Oxigênio Dissolvido (mg/L)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	8,3	8,3	1,1	7,0 (Maio/08)	9,6 (Abril/08)
C1	8,1	8,0	0,8	7,2 (Maio/08)	9,3 (Abril/08)
C2	6,1	5,8	1,8	3,7 (Julho/08)	9,1 (Abril/08)
C3	5,9	6,4	1,4	3,3 (Julho/08)	7,5 (Abril/08)
Rio do Sertão					
S1	7,4	7,5	1,1	5,5 (Maio/08)	8,6 (Fevereiro/08)
S2	7,6	7,5	1,2	5,7 (Maio/08)	9,1 (Junho/08)
S3	4,6	5,2	1,3	3,0 (Julho/08)	5,8 (Abril/08)

A Figura 4.20 demonstra a variação espaço-temporal para o rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B).

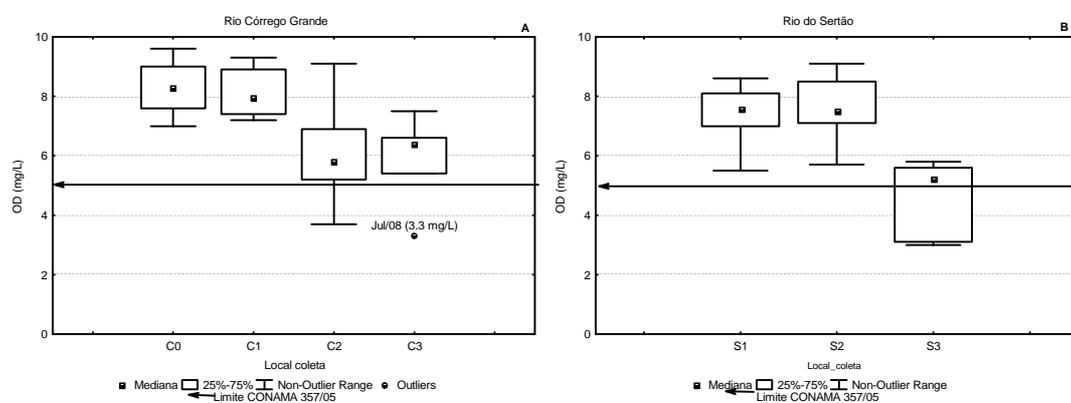


Figura 4.20 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

Em rios e córregos a concentração de oxigênio dissolvido tem variação horizontal, ao longo do curso de água (EPA, 1997). O lançamento de efluentes domésticos e outras fontes não-pontuais de poluição acarretam a uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água (MICHAUD, 1991).

No rio Córrego Grande, a mediana da concentração de OD na estação amostral C0 foi de 8,3 mg/L, atingindo um máximo de 9,6 mg/L no mês de abril/08. Estes valores são considerados ótimos, pois estão próximos a concentração de saturação de oxigênio de 10 mg/L. No rio do Sertão, na estação amostral S1 a mediana da concentração de oxigênio dissolvido foi de 7,5 mg/L, atingindo um máximo de 8,6 mg/L em fevereiro/08. A diferença entre a concentração de OD nestas estações amostrais, localizadas nas proximidades da nascente dos respectivos rios, deve-se ao fato de o rio do Sertão estar situado em um local com maior modificação no uso do solo na sua região de entorno, o que pode estar ocasionando esta diminuição na concentração de oxigênio dissolvido.

No rio do Sertão, assim como no rio Córrego Grande a concentração de oxigênio dissolvido diminuiu ao longo do curso dos rios. O OD atingiu o mínimo de 3,0 mg/L na estação amostral C3, no rio Córrego Grande e de 3,3 mg/L na estação amostral S3, no rio do Sertão, valores estes inferiores ao limite mínimo estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) de 5 mg/L para rio classes 2.

Para o rio Córrego Grande foram encontrados valores inferiores a 5 mg/L a partir da estação amostral C2, situada em local fortemente urbanizado. Para o rio do Sertão, valores inferiores a 5 mg/L foram encontrados na estação amostral S3, situada nas imediações da Universidade Federal de Santa Catarina.

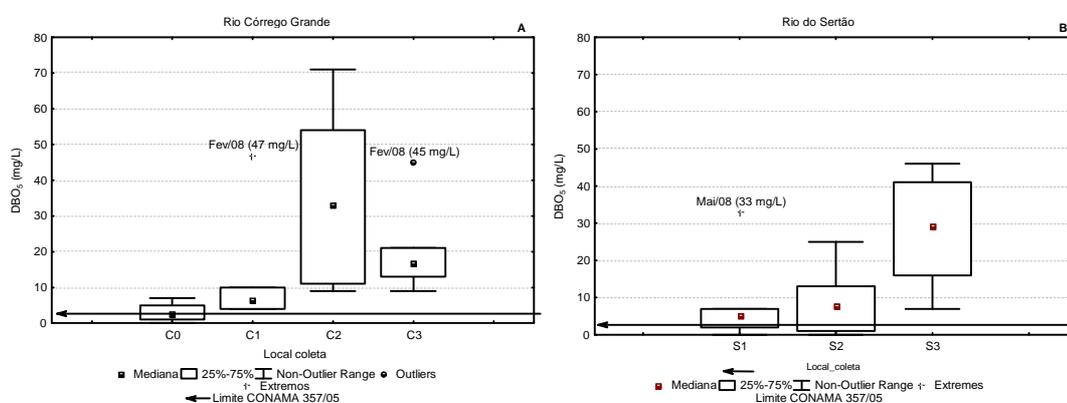
Estes resultados podem estar ocorrendo em decorrência da grande quantidade de fontes não pontuais de poluição que entram de forma direta nestes cursos de água adicionando grandes quantidades de matéria orgânica nestes ambientes que durante o processo de decomposição de matéria orgânica consomem grande quantidade de oxigênio até sua estabilização final.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) é uma medida indireta da quantidade de oxigênio dissolvido utilizada pelos microorganismos durante os processos de oxidação da matéria orgânica. A DBO_5 afeta diretamente as concentrações de oxigênio dissolvido em um corpo d'água (EPA, 1997).

A variação da concentração da DBO_5 para o rio Córrego Grande e rio do Sertão podem ser visualizados na Tabela 4.22. A Figura 4.21 demonstra a variação espaço-temporal da DBO_5 no rio Córrego Grande (A) e no rio do Sertão (B).

Tabela 4.22 Variação da DBO₅ no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

DBO ₅ (mg/L)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	3,0	2,5	2,9	1,0 (Maio/08)	7,0 (Julho/08)
C1	13,0	6,5	16,8	4,0 (Junho e Julho/08)	47,0 (Fevereiro/08)
C2	35,2	33,0	24,2	9,0 (Março/08)	71,0 (Julho/08)
C3	20,3	17,0	12,7	9,0 (Junho/08)	45,0 (Fevereiro/08)
Rio do Sertão					
S1	8,8	5,5	12,1	2,0 (Março/08)	33,0 (Maio/08)
S2	9,2	8,0	9,1	2,0 (Março/08)	25,0 (Maio/08)
S3	28,2	29,5	15,6	7,0 (Julho/08)	46,0 (Maio/08)

**Figura 4.21** Variação espaço-temporal da DBO₅ no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) – SC.

Para o rio Córrego Grande a DBO₅ apresentou valores medianos de 2,5 mg/L na estação amostral C0. A partir deste ponto a tendência da DBO₅ foi de aumento, atingindo um pico de 71 mg/L na estação amostral C2, o que ocorreu no mês de julho/08. Para a estação amostral C2, a concentração mínima de OD (Tabela 4.21) também ocorreu no mês de julho/08 (3,7 mg/L), indicando a relação inversa que ocorre entre a concentração de OD e DBO₅ em um corpo d'água.

Para o rio do Sertão a mesma tendência pode ser observada, e assim como o Oxigênio Dissolvido que teve concentração inferior quando comparado a nascente do rio Córrego Grande, a mediana da DBO₅ em todas as estações amostrais foi superior ao observado no rio Córrego Grande.

O escoamento superficial carrega para o curso d'água dejetos de ruas e calçadas, assim como o lançamento de efluentes domésticos ocasiona um aumento na demanda de oxigênio pelo corpo d'água (EPA, 1997). Esta afirmação pode ser observada no curso de água dos rios estudados, onde somente a estação amostral situada nas proximidades da nascente do rio Córrego Grande apresentou concentração mediana relativamente baixa de DBO₅, o restante das estações amostrais estiveram em

desconformidade com o estipulado pela Resolução CONAMA nº 357/05 de um máximo de 5 mg/L de DBO₅ para ambientes água doce classe 2.

Os resultados obtidos para este parâmetro, para estes rios estudados demonstram a influência negativa da urbanização sobre o curso de água destes rios.

Assim como o OD e a DBO₅, a determinação da forma nitrogenada predominante em um curso de água é indicativa da contaminação deste ambiente por fontes exógenas de poluição. A Figura 4.22 demonstra a distribuição das formas nitrogenadas presentes na água superficial do rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B).

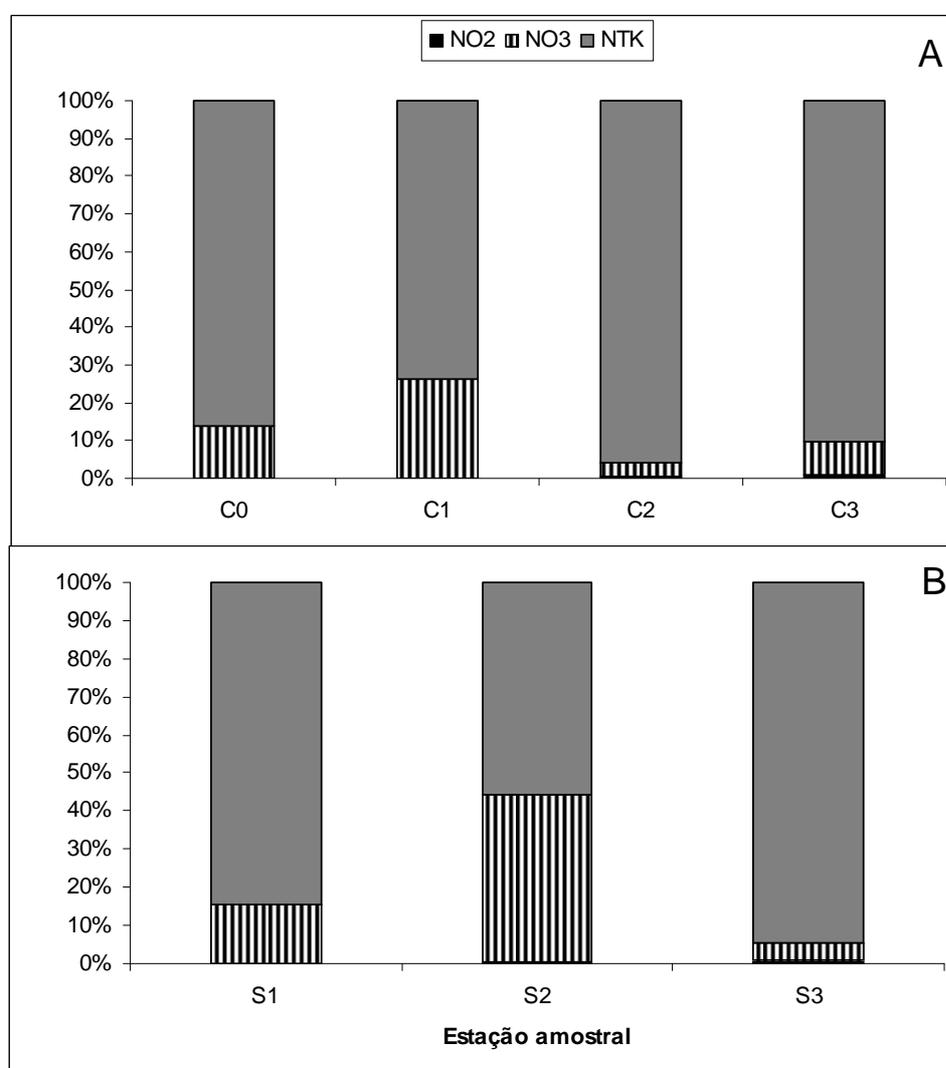


Figura 4.22 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso do rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

Ao analisar a Figura 4.22 percebe-se que a forma nitrogenada predominante em todo o curso d'água do rio Córrego Grande e rio do Sertão é o NTK. O NTK é a forma nitrogenada resultante da soma entre o nitrogênio orgânico (N_2) com a amônia (NH_3). Em ambientes naturais a presença de nitrogênio é abundantemente natural, porém o incremento da quantidade de nitrogênio nestes ambientes também é decorrente da presença de descargas de efluentes domésticos e fertilizantes (PERLMAN, 2008).

Para a avaliação do nitrogênio presente nos cursos de água levou-se foi utilizada a concentração de Nitrogênio Total, pois este parâmetro é necessário para a determinação do índice de qualidade de água que será abordado no tópico 4.1.2.2 desta dissertação.

Os resultados obtidos para o Nitrogênio Total no rio Córrego Grande e rio do Sertão estão demonstrados na Tabela 4.23. A Figura 4.233 apresenta a distribuição espaço-temporal do Nitrogênio Total no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B).

Tabela 4.23 Variação de nitrogênio total no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

Nitrogênio Total (mg/L)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	1,8	0,3	2,8	0,2 (Abril/08)	6,0 (Julho/08)
C1	1,8	0,1	2,3	0,0 (Maio/08)	5,6 (Julho/08)
C2	20,1	1,9	37,9	0,4 (Abril/08)	97,2 (Julho/08)
C3	9,6	2,6	13,5	1,9 (Março/08)	37,0 (Julho/08)
Rio do Sertão					
S1	2,0	0,4	2,5	0,0 (Maio/08)	5,5 (Julho/08)
S2	2,0	1,0	2,4	0,3 (Abril/08)	6,6 (Julho/08)
S3	16,5	9,3	20,6	2,8 (Março/08)	57,7 (Julho/08)

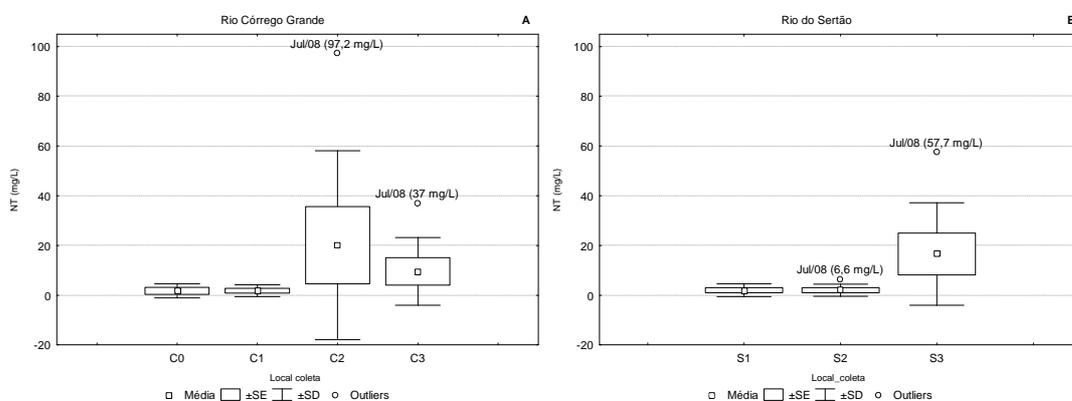


Figura 4.23 Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

Apesar da forma nitrogenada predominante nas águas superficiais dos rios amostrados ser o NTK, cuja predominância seja relatada em esgotos domésticos brutos, para as estações amostrais situadas nas proximidades da nascente, C0 e C1 no rio Córrego Grande e S1 no rio do Sertão, o nitrogênio total apresentou concentrações médias relativamente baixas, com exceção para as estações amostrais C2 e S3.

Para o rio Córrego Grande, a estação amostral C2 demonstrou ser a mais crítica em relação à concentração de nitrogênio em suas águas, atingindo picos de 97,2 mg/L no mês de julho/08. Para esta mesma estação amostral no mês de julho foi verificada a concentração mínima de oxigênio dissolvido (3,7 mg/L) e máxima de DBO₅ (71,0 mg/L). A ocorrência destes extremos tem relação direta com fontes pontuais (lançamento de efluentes domésticos) e não pontuais de poluição (escoamento superficial proveniente da drenagem de ruas e calçadas).

Para o rio do Sertão, a tendência do aumento na concentração de nitrogênio total ao longo do curso do rio foi similar ao observado no rio Córrego Grande, atingindo pico de 57,6 mg/L na estação amostral S3, onde cerca de 90% da composição do NT correspondia ao NTK, que é indicativo do lançamento de efluentes domésticos neste ambiente.

Além do nitrogênio, concentrações elevadas de fósforo total em águas superficiais também são indicativas da contaminação por fontes exógenas (despejos domésticos, industriais, detergentes e fertilizantes). Juntamente com o nitrogênio, o fósforo é nutriente essencial utilizado no crescimento de algas e microorganismos (FATMA, 1999).

A Tabela 4.24 apresenta os resultados obtidos para o fósforo total nos rios estudados. A Figura 4.24 representa a variação espaço-temporal do Fósforo Total no rio Córrego Grande (A) e no rio do Sertão (B).

Tabela 4.24 Variação do fósforo total no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

Fósforo Total (mg/L)						
Rio Córrego Grande						
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	
C0	0,01	0,0	0,03	0,0 (Abril, Maio e Julho/08)	0,06 (Junho/08)	
C1	0,7	0,01	1,3	0,0 (Fevereiro, Maio e Julho/08)	3,4 (Abril/08)	
C2	1,8	0,7	3,1	0,0 (Abril e Maio/08)	8,0 (Julho/08)	
C3	0,8	0,6	0,7	0,0 (Maio/08)	2,3 (Março/08)	
Rio do Sertão						
S1	0,6	0,1	0,9	0,0 (Abril e Maio/08)	2,4 (Março/08)	
S2	1,0	0,8	0,9	0,0 (Abril e Maio/08)	2,2 (Fevereiro/08)	
S3	1,8	1,4	1,8	0,0 (Maio/08)	5,2 (Abril/08)	

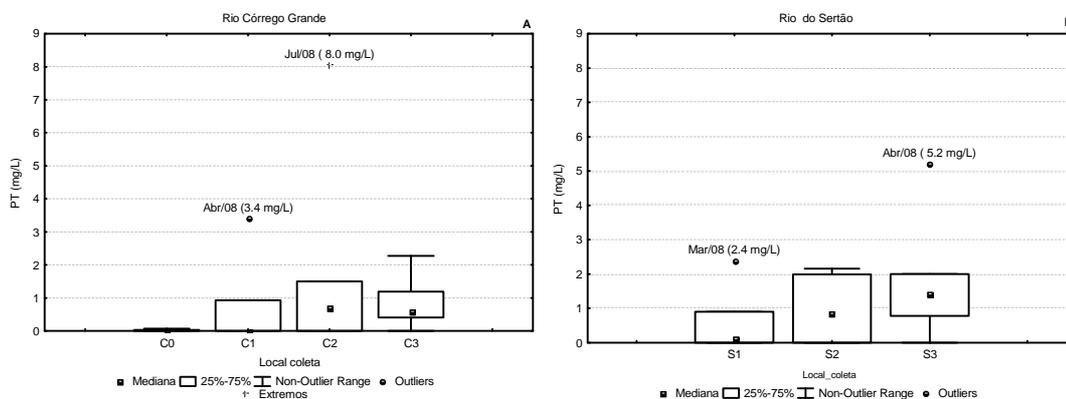


Figura 4.24 Variação espaço-temporal do fósforo total no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

No rio Córrego Grande, assim como o NT, as estações amostrais situadas nas proximidades da nascente (C0 e C1) apresentaram concentrações mínimas, equivalente a 0 mg/L de fósforo total em grande parte do período de estudo. Padrão similar foi observado para o rio do Sertão na estação amostral S1.

A estação amostral situada na porção intermediária do rio Córrego Grande (C2) atingiu a concentração máxima de 8,0 mg/L no mês de julho/08. A ocorrência deste valor corrobora as informações obtidas para este estudo com relação a esta mesma estação amostral para o mês de julho/08 quando o OD apresentou concentração mínima (Tabela 4.21) e foram registradas as máximas para a DBO₅ (Tabela 4.22) e NT (Tabela 4.23). Estes resultados demonstram o impacto negativo de fontes pontuais e não pontuais de poluição para este curso de água.

Para o rio do Sertão a tendência de aumento da concentração de fósforo total em direção a foz do rio também foi verificada. A situação crítica para o rio do Sertão foi registrada no mês de abril/08 onde atingiu 5,2 mg/L na estação amostral S3.

A Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece um limite máximo de fósforo total para rios Classe 2 de até 0,050 mg/L em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico. Somente as estações amostrais C0 e C1, situadas no rio Córrego Grande apresentaram resultados dentro dos limites estipulados por esta Resolução. Para o rio do Sertão, foi verificado na estação amostral S1 a concentração mediana de 0,1 mg/L, sendo, portanto cerca de 3 vezes superior ao limite máximo estipulado por esta Resolução.

Na avaliação da qualidade das águas, além da análise da variação da concentração dos parâmetros físico-químicos, é de extrema importância a análise de indicadores biológicos. Para este estudo foi utilizada a análise da concentração de Coliformes Fecais nas amostras de água superficial.

A Tabela 4.25 e a Figura 4.25 demonstram a variação da concentração de coliformes fecais no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B).

Tabela 4.25 Variação da concentração de coliformes fecais no rio Córrego Grande e rio do Sertão – SC.

Coliformes Fecais (NMP/100mL)					
Rio Córrego Grande					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
C0	10,9	9,2	9,4	2,0 (Maio/08)	23,3 (Abril/08)
C1	2 431,4	1 497,0	3217,9	166,9 (Março/08)	8 664,0 (Junho/08)
C2	182 125,0	185 960,0	60534,9	81 640,0 (Março/08)	241 960,0 (Julho/08)
C3	101 133,3	101 850,0	58366,9	35 400,0 (Fevereiro/08)	172 200,0 (Abril/08)
Rio do Sertão					
S1	669,1	175,2	933,1	98,7 (Maio/08)	2419,2 (Fevereiro/08)
S2	21 010,0	3600,0	44652,3	260,3 (Julho/08)	111990,0 (Março/08)
S3	265 983,3	239 750,0	189212,6	54 500,0 (Fevereiro/08)	488 400,0 (Março/08)

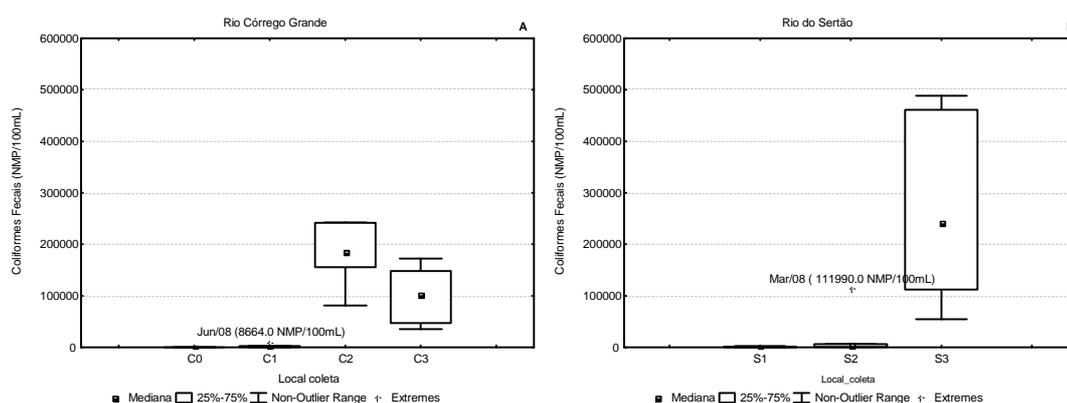


Figura 4.25 Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

A presença de bactérias do grupo Coliforme, especialmente as conhecidas como Coliformes Fecais são indicadoras da contaminação do ambiente por matéria fecal proveniente de organismos de sangue quente.

Foi registrada a ocorrência de Coliformes Fecais em todas as estações amostrais, tanto no Rio Córrego Grande, quanto no Rio do Sertão, porém o posicionamento geográfico destas diferentes estações amostrais contribuiu para as diferenças encontradas.

Para o rio Córrego Grande, a estação amostral C0, apresentou concentrações mínimas para os coliformes fecais. O máximo registrado nesta estação amostral (C0) foi de 23,3 NMP/100mL. A estação amostral C0 está situada no local conhecido como “Poção do Córrego Grande”, local este que faz parte de uma unidade de Conservação, o Parque Municipal do Maciço da Costeira. A ocorrência deste valor de coliformes fecais pode não estar relacionada diretamente com matéria fecal humana, e

sim proveniente de animais de sangue quente como macacos e roedores, habitantes naturais desde ambiente.

A estação amostral C1, situada cerca de 1 000 metros abaixo da estação amostral C0 já demonstra os impactos negativos da ocupação humana sobre o ambiente natural, onde a concentração de coliformes fecais atingiu concentração máxima de 8 664 NMP/100mL no mês de junho/08. As estações amostrais que se seguem até a foz do rio Córrego Grande apresentaram a mesma tendência no aumento da concentração de coliformes fecais atingindo valores extremos como 241 960 NMP/100mL na estação amostral C2 no mês de julho/08.

No rio do Sertão, a concentração de coliformes fecais nas amostras de água foram, de maneira geral, superiores as registradas no rio Córrego Grande. O rio do Sertão está situado em local mais urbanizado, quando comparado ao rio Córrego Grande. A estação amostral S3 apresentou concentração mediana de 54 500 NMP/100mL, atingindo a concentração máxima de 488 400 NMP/100mL no mês de março/08.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estipula um limite máximo aceitável de 1 000 NMP/100mL para rios classe 2 e para este estudo, somente as estações amostrais situadas nas proximidades da nascente do rio Córrego Grande (C0 e C1) e S1 e S2, no rio do Sertão apresentaram a concentração mediana de acordo com este limite.

As estações amostrais C2, C3 e S3 estiveram em desacordo com este limite de 1 000NMP/100mL estipulado, onde ultrapassaram em até 50 000 vezes este limite (mediana estação amostral S3).

A ocorrência de valores elevados de coliformes fecais nestes ambientes são indicadores de contaminação por material fecal proveniente do despejo de efluentes *in natura* diretamente nestes corpos de água.

4.2.2.2 Índice de Qualidade de Água (IQA) para a Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

4.2.2.2.1 Rio Córrego Grande e Rio do Sertão

A partir dos resultados dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos descritos no item 4.2.2.1 para o rio Córrego Grande e rio do Sertão foi possível determinar o Índice de Qualidade de Água para estes rios.

A Figura 4.26 apresenta os resultados obtidos para o IQA no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) durante o período de estudo. A classificação por cores segue o padrão determinado pela CETESB (2008^b) (Tabela 3.3).

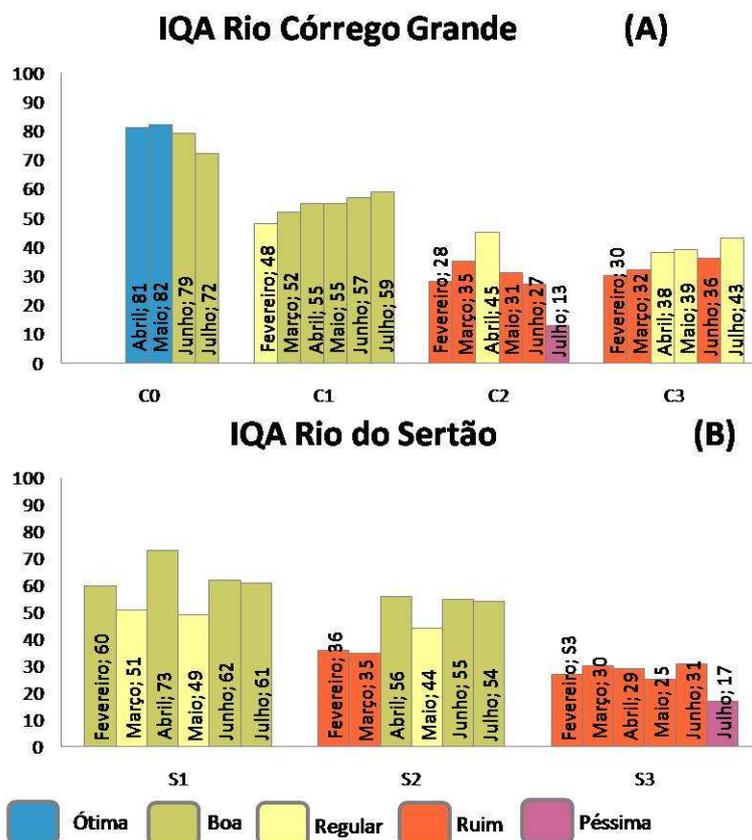


Figura 4.26 IQA para o rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

No rio Córrego Grande (Figura 4.26A), apenas a estação amostral C0 apresentou IQA mediano considerado Ótimo (80). A estação amostral C1 teve uma diminuição no IQA, permanecendo na faixa classificada como Regular (55).

O restante do curso do rio Córrego Grande, estações amostrais C2 e C3 apresentou uma diminuição no IQA, onde permaneceu na classificação como Ruim (29,5 para C2 e 34 para C3). A diminuição no IQA nestas estações amostrais reflete as tendências de diminuição da concentração de OD observadas para este ponto e elevadas concentrações de DBO₅, NT, PT e Coliformes Fecais.

Na estação amostral C2, para o mês de julho/08, a qualidade de água de acordo com o IQA foi classificada como Péssima. Este resultado foi diretamente influenciado pela concentração mínima de OD e máxima de DBO₅, NT, PT e coliformes fecais registradas para este período de estudo.

No rio do Sertão (Figura 4.26B) a estação amostral S1 apresentou um IQA mediano de 60,5, tendo suas águas classificadas como uma qualidade considerada Boa.

A partir da estação amostral S2, em direção à foz do rio (estação amostral S3), o IQA diminuiu, sendo considerado Regular (49 – S2) e Ruim (28 – S3).

O decaimento no IQA observado para o rio do Sertão é devido ao incremento na urbanização que ocorre ao longo do curso do rio. Na estação amostral S3, o IQA atingiu um valor mínimo de 17, sendo considerado Péssimo.

A Figura 4.27 demonstra a variação espaço-temporal para o IQA no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) em relação à classificação dos níveis de qualidade de água atribuídos por Brown *et al.*, (1970).

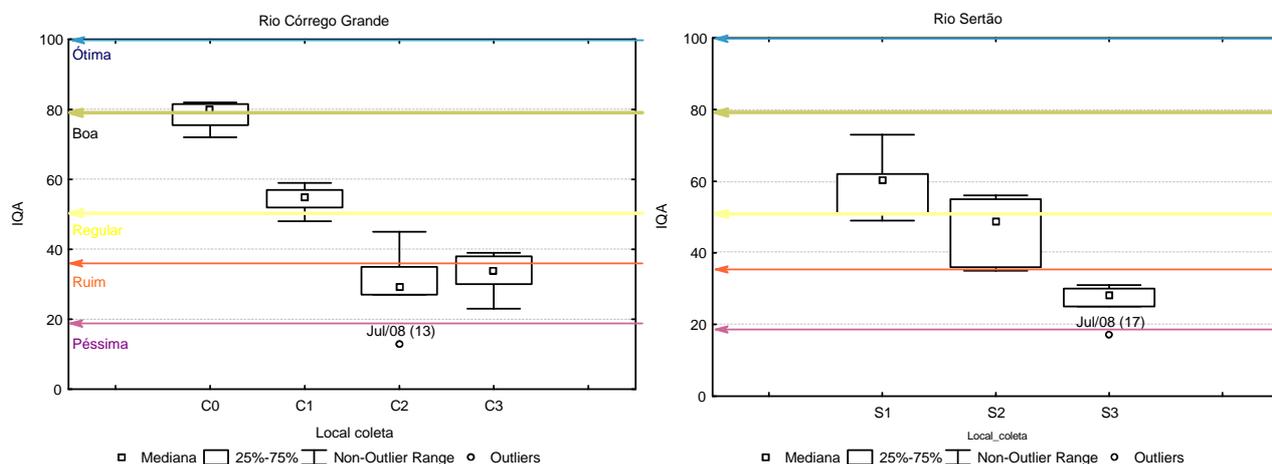


Figura 4.27 Variação espaço-temporal para o IQA no rio Córrego Grande (A) e rio do Sertão (B) - SC.

Para Brown *et al.* (1970), um ambiente aquático que apresenta uma qualidade de água classificada como Péssima é capaz de suportar um número muito limitado de vida aquática, apresentando vários problemas de poluição. A ocorrência desta qualidade de água, para estes locais situados nas proximidades da foz do rio Córrego Grande e rio do Sertão é preocupante, pois estas águas apresentando esta qualidade adentraram os limites do Manguezal do Itacorubi.

Os manguezais estão situados na desembocadura de rios, onde ocorre o encontro das águas do rio com o mar e são considerados um dos ecossistemas mais férteis e diversificados existentes. A contaminação das águas dos manguezais é problemática e considerada uma ameaça para estes ambientes.

Apesar de constituírem área de preservação permanente (Lei 4 771 de 15 de setembro de 1965 do código Florestal), os manguezais têm sofrido as mais diversas ações do homem, dentre elas podem ser citadas o depósito de lixo e lançamento de efluentes *in natura*.

O Manguezal do Itacorubi é o mais alterado dentre os existentes na Ilha de Santa Catarina, estando situado mais próximo ao aglomerado urbano.

De acordo com CECCA (1997), o manguezal do Itacorubi sofreu cerca de 60% de redução na sua área original, restando somente cerca de 150 ha, sendo o manguezal que mais sofre com o lançamento de efluentes não tratados.

Os resultados obtidos nas amostras de água superficial para o rio do Sertão e também para o rio Córrego Grande corroboram a afirmação anterior, visto que nas proximidades do manguezal do Itacorubi o IQA obtido foi classificado como Ruim e/ou Péssimo, além do registro de concentrações mínimas de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de DBO₅, NT, PT e coliformes fecais indicativos da presença de efluentes *in natura* nestas águas.

4.2.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

Os resultados obtidos para a bacia hidrográfica do rio Ratonés, onde foram amostradas a água superficial do rio Ratonés e rio Veríssimo, são demonstrados a seguir.

A Tabela 4.26 apresenta os valores médios de temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias para o período de coleta das amostras de água superficial nos rios integrantes da bacia hidrográfica do Rio Ratonés.

Tabela 4.26 Valores médios da temperatura do ar e pluviosidade acumulada em 7 dias.

Data Coleta	Temperatura Média do Ar (°C)	Pluviosidade (mm) Acumulada em 7 dias
17/02/08	17,7 °C	10
26/03/08	16,3 °C	92,2
25/04/08	14,2 °C	131,8
20/05/08	12,7 °C	0,6
19/06/08	9,9 °C	21,8
17/07/08	13,5 °C	0,8

Fonte: EPAGRI/CIRAM – Estação Florianópolis/SC (Itacorubi).

4.2.3.1 Rio Ratonos e Rio Veríssimo

O rio Ratonos e rio Veríssimo são os principais cursos de água da bacia hidrográfica do rio Ratonos e tiveram suas águas superficiais amostradas em 4 pontos no rio Ratonos e 3 pontos no rio Veríssimo.

A Tabela 4.27 apresenta os dados de variação da temperatura da água registrada nos rios Ratonos e Veríssimo, assim como a Figura 4.28 apresenta a variação espaço-temporal da temperatura da água no Rio Ratonos (A) e Rio Veríssimo (B).

Tabela 4.27 Variação da temperatura no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

Temperatura da Água (°C)					
Rio Ratonos					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	19,4	20,0	3,9	12,3 (Junho/08)	24,2 (Março/08)
R2	18,8	19,1	4,6	11,3 (Junho/08)	25,2 (Março/08)
R3	18,8	18,5	4,4	12,0 (Junho/08)	25,3 (Março/08)
R4	20,4	21,3	4,7	12,0 (Junho/08)	26,2 (Março/08)
Rio Veríssimo					
V1	19,8	20,8	5,1	10,5 (Junho/08)	26,0 (Março/08)
V2	21,3	22,7	5,0	12,1 (Junho/08)	25,9 (Março/08)
V3	21,3	22,9	4,8	12,2 (Junho/08)	24,9 (Março/08)

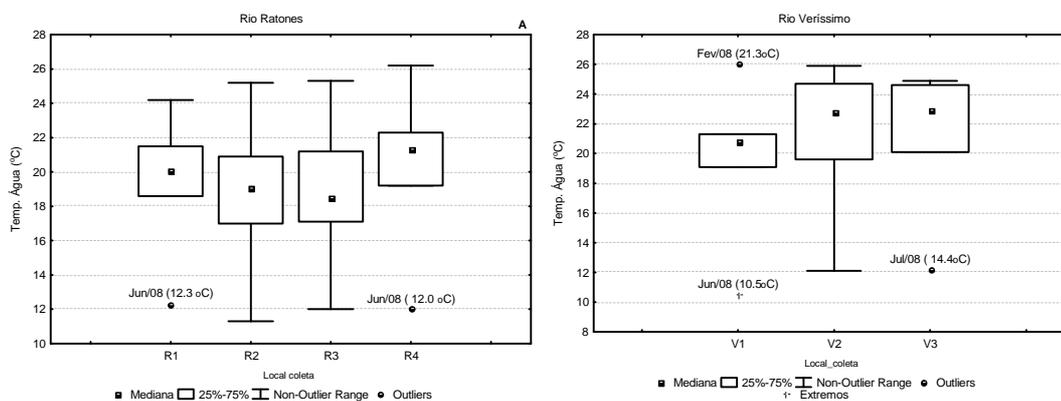


Figura 4.28 Variação espaço-temporal da temperatura da água no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

A verificação da temperatura da água de um corpo de água é de grande importância, pois pode afetar os processos físico-químicos e biológicos de um corpo de água (ESTEVEZ, 1998).

Assim como o padrão de temperatura da água observado no rio Tavares, Córrego Grande e do Sertão, discutidos anteriormente, a temperatura da água comportou-se de maneira similar ao registrado

durante o período de coleta das amostras de água superficial nestes rios, apresentando as temperaturas mínimas registradas no mês de junho/08 e máximas no mês de março/08. Os valores médios de temperatura da água encontram-se próximos às médias da temperatura do ar registrada para o período de estudo (Tabela 4.26).

O pH é a medida da acidez ionizada de uma substância. O pH da água determina a solubilidade e a disponibilidade biológica de uma substância química como os nutrientes e metais pesados (MICHAUD, 1991).

A variação do pH no rio Ratonos e rio Veríssimo esta demonstrada na Tabela 354.28. A Figura 61 representa a variação do pH no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B).

Tabela 4.28 Variação do ph no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

pH					
Rio Ratonos					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	7,7	7,4	0,6	6,9 (Maio/08)	8,7 (Março/08)
R2	7,3	7,2	0,6	6,4 (Maio/08)	8,4 (Março/08)
R3	6,7	6,7	0,4	6,0 (Março/08)	7,3 (Julho/08)
R4	7,2	7,2	0,2	6,7 (Junho/08)	7,5 (Março/08)
Rio Veríssimo					
V1	6,9	7,1	0,6	5,9 (Junho/08)	7,7 (Março/08)
V2	7,1	7,1	0,3	6,6 (Junho/08)	7,5 (Abril/08)
V3	7,1	7,2	0,3	6,5 (Junho/08)	7,5 (Abril/08)

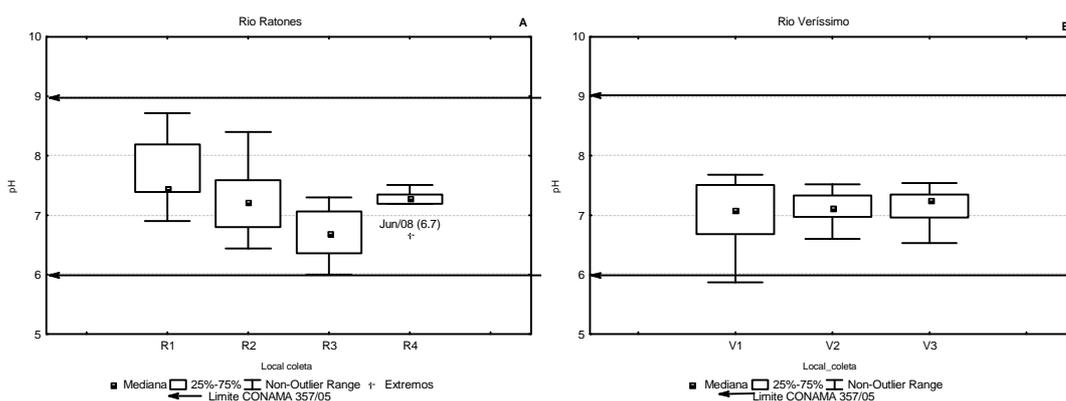


Figura 4.29 Variação espaço-temporal do pH no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

De maneira geral, para todas as estações amostrais o pH durante o período de estudo apresentou concentrações medianas próximas à neutralidade.

A escala de pH varia de 0 a 14 e segundo (MICHAUD, 1991) o pH de águas naturais oscila entre 6.5 – 8.5, condição está que foi verificada na maioria das estações amostrais.

Para a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) o pH em corpos de água doce classe 2 deve oscilar entre 6 e 9. No rio Ratoles, durante os 6 meses de amostragem o pH esteve de acordo com as condições pré-determinadas por esta Resolução, já o rio Veríssimo, na estação amostral V1 apresentou valor de pH 5,9 no mês de junho/08, inferior ao limite mínimo estabelecido.

Medições da turbidez de amostras de águas superficiais são importantes, pois demonstra o quanto à passagem de luz na coluna d'água está sofrendo interferência através da presença de material em suspensão de tamanho variado. Para o rio Ratoles e rio Veríssimo a turbidez sofreu elevação em direção à foz dos respectivos rios.

A Tabela 4.29 apresenta os resultados obtidos para o rio Ratoles e rio Veríssimo.

Tabela 4.29 Variação da turbidez no rio Ratoles e rio Veríssimo – SC.

Turbidez (UNT)					
Rio Ratoles					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	4,6	3,2	4,1	2,2 (Junho/08)	13,0 (Fevereiro/08)
R2	6,7	6,2	3,6	1,5 (Abril/08)	12,3 (Fevereiro/08)
R3	7,9	5,5	6,1	2,1 (Abril/08)	19,1 (Fevereiro/08)
R4	22,9	15,3	24,9	2,1 (Abril/08)	72,0 (Junho/08)
Rio Veríssimo					
V1	8,5	8,0	3,9	4,0 (Junho/08)	14,8 (Fevereiro/08)
V2	8,6	8,1	4,5	1,6 (Abril/08)	13,8 (Março/08)
V3	14,6	14,0	5,3	7,3 (Maio/08)	20,9 (Junho/08)

A Figura 4.30 possibilita a visualização da elevação da turbidez ao longo do curso dos rios Ratoles e Veríssimo.

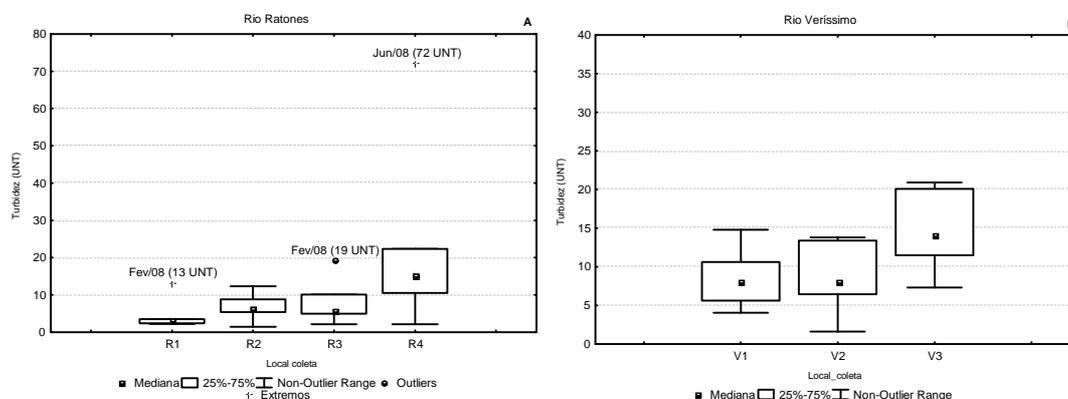


Figura 4.30 Variação espaço-temporal da turbidez no rio Ratoles (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

Segundo Michaud (1991), o uso do solo é um dos fatores responsáveis por alterações da turbidez em águas superficiais. Ao analisar os dados medianos de ambos os rios para a turbidez nota-se que esta foi mais elevada no rio Veríssimo. Esta elevação nos valores pode estar ocorrendo em decorrência da urbanização, que conforme demonstrado no mapa de uso do solo para a bacia hidrográfica do rio Ratonos (Figura 4.3) foi mais expressiva na área de influência do rio Veríssimo (30,97 %) do que no rio Ratonos (7,92 %) (Tabela 4.5).

Para as estações amostrais situadas nos locais de influência da salinidade (R4 e V3) no mês de junho/08 foi encontrado as concentrações máximas de turbidez para o período de estudo, sendo respectivamente 72 e 20,9 UNT. Estes valores elevados podem estar relacionados com o aumento da turbidez devido à entrada de água do mar nestes locais, pois no momento de coleta das amostras a água superficial apresentava salinidade de 20 ‰ na estação amostral R4 e de 24 ‰ na estação amostral V3.

Assim como a turbidez, o conteúdo de sólidos totais em águas superficiais indica a quantidade de material sólido em suspensão na água, estes sólidos têm tamanho variado e chegam ao mínimo de 0,002 cm (EPA, 1997).

As fontes de sólidos totais para corpos d'água são provenientes de descargas domésticas e industriais, escoamento superficial de áreas urbanas e agrícolas e erosão do solo.

A Tabela 4.30 apresenta os resultados obtidos para a variação dos sólidos totais no rio Ratonos e rio Veríssimo. A Figura 4.31 demonstra a variação espaço temporal dos sólidos dissolvidos para os rios estudados.

Tabela 4.30 Variação dos sólidos totais no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

Sólidos Totais (mg/L)					
Rio Ratonos					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	1025	870	435.7	650 (Maio/08)	1760 (Junho/08)
R2	1298	1440	455.6	570 (Abril/08)	1770 (Julho/08)
R3	10780	1260	19512.5	20 (Abril/08)	49680 (Julho/08)
R4	172305	225395	102991.1	26100 (Março/08)	255720 (Junho/08)
Rio Veríssimo					
V1	45006	19865	73186.4	3250 (Abril/08)	193300 (Junho/08)
V2	56276	22990	78999.7	4640 (Julho/08)	209570 (Junho/08)
V3	152603	169280	89014.4	33120 (Abril/08)	245780 (Junho/08)

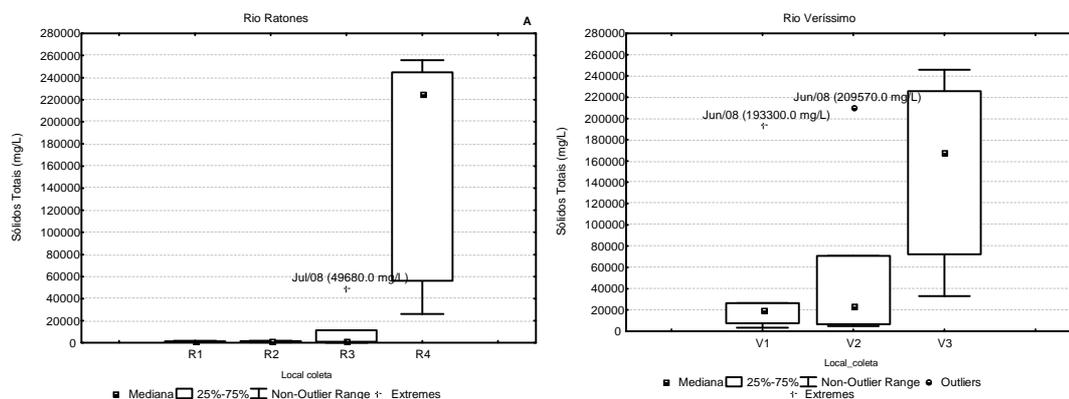


Figura 4.31 Variação espaço-temporal dos sólidos totais no rio Ratonés (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

Para o rio Ratonés a maior variação na concentração de sólidos totais ocorreu na estação amostral R4. Esta estação amostral está situada em local que sofre com oscilações diárias de marés, o que pode ser observado na Tabela 4.38 no item 4.3.1.3, a seguir, nesta dissertação. Estas oscilações provavelmente estão associadas com a entrada de água salgada neste ambiente que contribui para a elevação do conteúdo de sólidos totais.

O rio Veríssimo, por estar situado em uma área bastante plana, sofre mais com as oscilações de maré, visto que para este rio foi registrada salinidade até mesmo na estação amostral V1, situada no local de acesso mais próximo a nascente deste rio. A visualização da salinidade para este rio será demonstrada no item 4.3.1.3, a seguir nesta dissertação.

Além da salinidade, a urbanização e o solo exposto correspondem a 36,66% da área de influência do Rio Veríssimo (Tabela 4.5). Estas informações corroboram a hipótese de que a ocupação do solo pela presença humana acarreta em impactos negativos na qualidade das águas do rio Veríssimo.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece um limite máximo de 500 mg/L de sólidos totais para ambientes água doce classe 2. Para o rio Ratonés, todos os resultados encontrados para os sólidos totais estiveram acima do limite estipulado por esta resolução. Este limite foi extrapolado até mesmo na estação amostral R1, situada nas proximidades da nascente deste rio, onde a mediana foi de 870 mg/L.

Para o rio Veríssimo, as condições encontradas foram ainda piores, onde na estação amostral V1 a mediana foi de 19 865 mg/L, cerca de 39 vezes superior ao limite máximo estipulado pela legislação (BRASIL, 2005). Para esta estação amostral, mesmo se considerarmos a concentração mínima registrada no mês de abril/08, ainda sim o valor encontrado ultrapassa em cerca de 6 vezes o limite estipulado.

A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada *in situ*, imediatamente após a coleta das amostras de água superficial no rio Ratores e rio Veríssimo. A Tabela 4.31 sumariza os resultados obtidos para o rio Ratores e rio Veríssimo para o período de estudo.

Tabela 4.31 Variação do oxigênio dissolvido no rio Ratores e rio Veríssimo – SC.

Oxigênio Dissolvido (mg/L)						
Rio Ratores						
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	
R1	8,3	8,6	1,3	6,5 (Fevereiro/08)	9,8 (Junho/08)	
R2	7,3	7,3	1,2	5,3 (Maio/08)	8,7 (Junho/08)	
R3	6,6	6,6	1,1	5,0 (Fevereiro/08)	8,2 (Junho/08)	
R4	5,7	5,6	1,0	4,7 (Março/08)	7,7 (Junho/08)	
Rio Veríssimo						
V1	4,8	4,4	1,4	3,0 (Fevereiro/08)	7,0 (Junho/08)	
V2	5,1	4,8	1,9	3,3 (Março/08)	8,5 (Junho/08)	
V3	5,6	5,4	1,2	4,4 (Julho/08)	7,9 (Junho/08)	

A Figura 4.32 demonstra a variação espaço temporal do oxigênio dissolvido para os rios estudados.

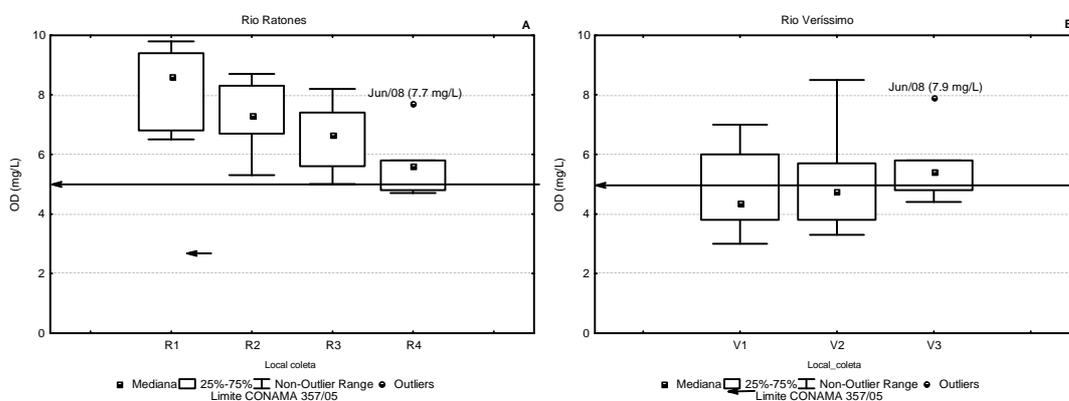


Figura 4.32 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido no rio Ratores (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

O rio Ratores apresentou concentrações de oxigênio dissolvido superiores às concentrações verificadas no rio Veríssimo. De maneira geral, o rio Ratores apresentou concentrações medianas de OD elevadas na estação amostral situada próximo a nascente (R1), decaindo em direção a foz (Figura 4.32A). O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo de OD ocasionado pela respiração dos microorganismos que decompõem a matéria orgânica.

Para o rio Veríssimo este padrão de concentrações elevadas próximo a nascente e decaimento em direção a foz não foi verificado (Figura 4.32B).

No rio Veríssimo as concentrações de OD tenderam a aumentar em direção a foz do rio. Na estação amostral V1, a mediana foi de 4,4 mg/L, atingindo o mínimo de 3 mg/L no mês de fevereiro/08.

Esta tendência de aumento da concentração de OD em direção a foz do rio pode ser explicada através da entrada de água salgada neste sistema, trazendo oxigênio dissolvido para as águas do rio. Estes resultados podem ser explicados pela ocorrência dos maiores valores de salinidade no mês de junho/08. As maiores concentrações de OD em todas as estações amostrais foram registradas no mês de junho/08, onde a salinidade verificada no momento da coleta das amostras de água superficial era de 15 ‰ na estação amostral V1, 20 ‰ na estação amostral V2 e 24 ‰ na estação amostral V3.

Para ambientes de água doce, classe 2, a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) estipula um limite mínimo de 5 mg/L de OD. Para o rio Ratonos, ao levar em consideração a mediana dos dados, estes estiveram de acordo com o limite estipulado pela Resolução, durante o período de estudo. O rio Veríssimo, de maneira geral, apresentou concentrações baixas de OD. Considerando a mediana, nas estações amostrais V1 e V2 o limite mínimo estipulado de 5 mg/L não foi atingido.

A ocorrência destas concentrações baixas de OD neste sistema é indicadora da contaminação destas águas, visto que a região do rio Veríssimo não possui um sistema eficiente de coleta e tratamento de efluentes.

Concentrações elevadas de DBO₅ em um ambiente, assim como baixas concentrações de OD são indicativos da presença de grande quantidade de matéria orgânica. A variação da DBO₅ para o rio Ratonos e rio Veríssimo está demonstrada na Tabela 4.32. A Figura 65 demonstra a variação espaço-temporal da DBO₅ no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B).

Tabela 4.32 Variação da DBO₅ no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

DBO₅ (mg/L)					
Rio Ratonos					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	21,0	13,0	21,8	3,0 (Abril/08)	63,0 (Fevereiro/08)
R2	22,8	21,0	15,1	7,0 (Julho/08)	49,0 (Fevereiro/08)
R3	16,5	16,0	11,0	3,0 (Fevereiro/08)	34,0 (Abril/08)
R4	30,3	29,5	16,7	9,0 (Julho/08)	53,0 (Abril/08)
Rio Veríssimo					
V1	17,0	18,0	9,5	3,0 (Julho/08)	28,0 (Abril/08)
V2	15,0	12,5	14,0	3,0 (Abril/08)	41,0 (Fevereiro/08)
V3	20,7	15,5	14,2	8,0 (Fevereiro/08)	46,0 (Abril/08)

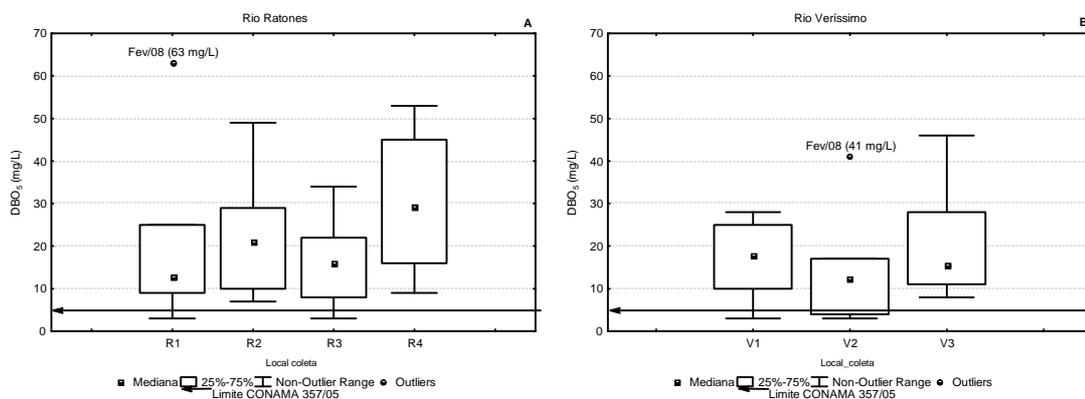


Figura 4.33 Variação espaço-temporal da DBO₅ no rio Ratones (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

O rio Ratones e o rio Veríssimo não apresentaram um padrão de decaimento ou aumento de DBO₅ em direção a foz dos rios. A concentração de DBO₅ oscilou bastante para o período estudado, atingindo a mediana de 29,5 mg/L e um pico de 53 mg/L no mês de abril/08 na estação amostral R4. No mês de abril/08 também foram registrados picos na estação amostral V1 (28 mg/L) e V3 (46 mg/L).

O incremento populacional provocado pelo turismo, que ocorre nos meses de verão pode estar relacionado com a ocorrência dos maiores valores de DBO₅ terem sido registrados nos meses mais quentes do período de amostragem.

Para ambos os rios verificou-se que os valores registrados para a DBO₅ foram superiores ao limite estabelecido pela Resolução n^o 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) de 5 mg/L.

As determinações da concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos em águas superficiais são de grande importância. Os nutrientes são essenciais para o desenvolvimento dos organismos, porém, em concentrações altas podem ocasionar danos ao ambiente. Grande parte dos nutrientes encontra-se nas formas de nitrogênio e fósforo.

A Figura 4.34 representa a distribuição das formas nitrogenadas presentes no rio Ratones (A) e rio Veríssimo (B).

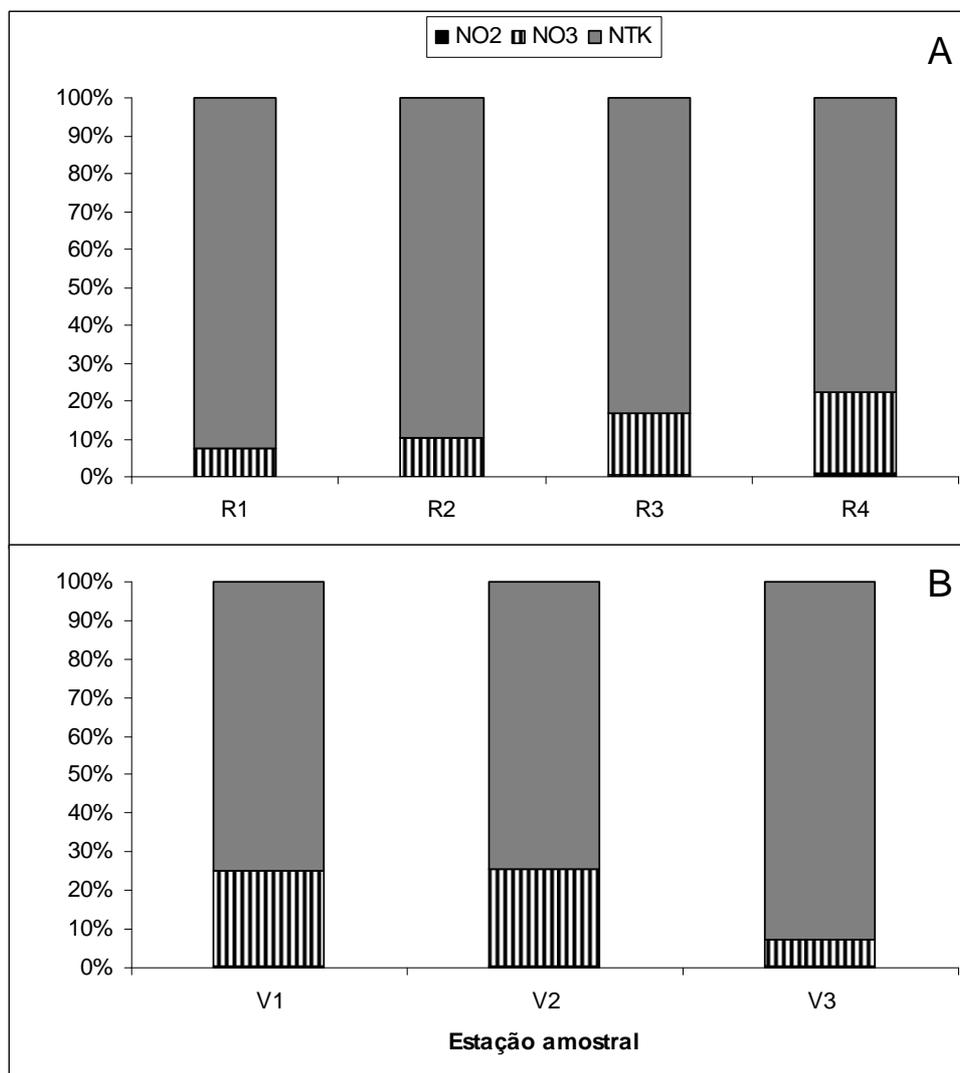


Figura 4.34 Distribuição dos compostos nitrogenados ao longo do curso rio Ratones (A) e rio Veríssimo (B).

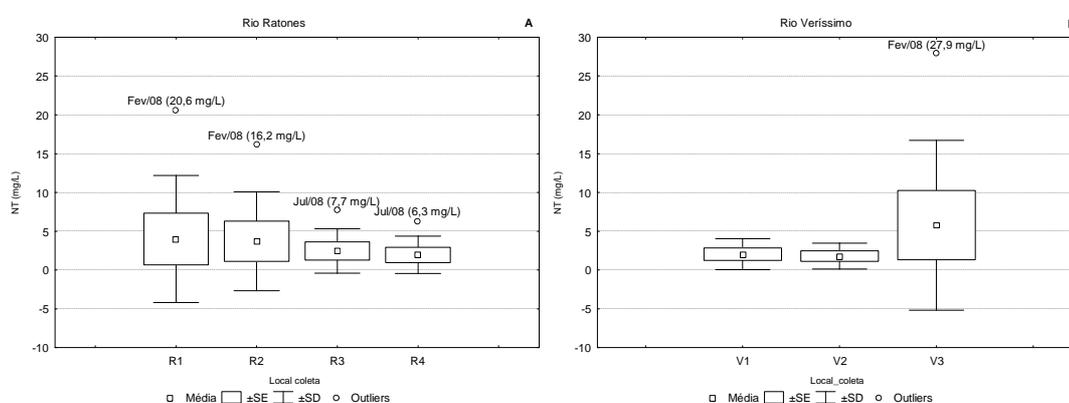
Para todas as estações amostrais a forma nitrogenada predominante foi o NTK. Esta forma nitrogenada é encontrada abundantemente em efluentes domésticos.

Na estação amostral R1, o NTK correspondeu à cerca de 90% do nitrogênio total encontrado. Apesar desta estação amostral estar situada em local com aproximadamente 54,59% de mata nativa, a urbanização que ocorre neste ambiente é considerada expressiva (31,03%) e pode estar colaborando para a predominância desta forma nitrogenada neste ambiente.

Para este estudo foi considerada a variação do nitrogênio total das amostras de água superficial. A Tabela 4.33 apresenta a variação do NT para o rio Ratones e rio Veríssimo. A Figura 4.35 representa a variação espaço-temporal do NT no rio Ratones (A) e no rio Veríssimo (B).

Tabela 4.33 Variação do nitrogênio total para o rio Ratonés e rio Veríssimo – SC.

Nitrogênio Total (mg/L)					
Rio Ratonés					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	4,0	0,4	8,2	0,0 (Maio/08)	20,6 (Fevereiro/08)
R2	3,7	0,5	6,4	0,0 (Maio/08)	16,2 (Fevereiro/08)
R3	2,4	1,4	2,8	0,3 (Abril/08)	7,7 (Julho/08)
R4	1,9	0,6	2,4	0,3 (Abril/08)	6,3 (Julho/08)
Rio Veríssimo					
V1	2,0	1,5	1,9	0,1 (Maio/08)	5,1 (Julho/08)
V2	1,8	1,3	1,6	0,0 (Maio/08)	4,3 (Julho/08)
V3	5,8	0,9	10,9	0,0 (Maio/08)	27,9 (Fevereiro/08)

**Figura 4.35** Variação espaço-temporal do nitrogênio total no rio Ratonés (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

Ao analisar a mediana da concentração de NT (Tabela 4.33) no rio Ratonés, estes valores podem ser considerados relativamente baixos, com exceção da estação amostral R3, que apresentou mediana de 1,4 mg/L. No Rio Veríssimo as estações amostrais V1 e V2 também apresentaram concentração mediana próximas a este valor (1,5 e 1,3 mg/L, respectivamente). A ocorrência destes valores semelhantes pode estar relacionada com as áreas de pastagem e solo exposto existentes na região de entorno destas estações amostrais. Segundo Michaud (1991), o escoamento superficial de regiões agrícolas e ou com alterações no solo podem contribuir para um aumento da carga de nitrogênio de um ambiente.

Assim como a DBO₅, os picos de NT registrados, para este estudo, ocorreram nos meses mais quentes. Para o NT os picos ocorreram no mês de fevereiro/08, o que pode estar relacionado com o aumento do número de pessoas em circulação na região, que contribuiu para o aumento da quantidade de nitrogênio no ambiente.

O fósforo, assim como o nitrogênio é um nutriente essencial e de grande importância. O fósforo é o nutriente mais escasso na água doce e devido a este fato, qualquer aumento nas concentrações de fósforo, mesmo que modestos podem, sob certas condições, desencadear processos negativos para estes ambientes (EPA, 1997).

A Tabela 4.34 apresenta os resultados obtidos para o fósforo total nos rios estudados. A Figura 4.36 apresenta a variação espaço-temporal do fósforo total no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B).

Tabela 4.34 Variação do fósforo total no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

Fósforo Total (mg/L)						
Rio Ratonos						
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	
R1	0,5	0,2	0,7	0,0 (Abril, Maio e Julho/08)	2,0 (Março/08)	
R2	0,1	0,1	0,2	0,0 (Abril, Maio e Julho/08)	0,5 (Março/08)	
R3	0,1	0,0	0,2	0,0 (Abril, Maio e Julho/08)	0,4 (Março/08)	
R4	2,1	1,0	3,2	0,0 (Abril e Maio/08)	8,4 (Junho/08)	
Rio Veríssimo						
V1	0,9	0,5	1,2	0,0 (Maio/08)	3,3 (Abril/08)	
V2	0,6	0,8	0,5	0,0 (Abril e Maio/08)	1,2 (Julho/08)	
V3	1,6	1,5	1,5	0,0 (Abril/08)	3,3 (Maio/08)	

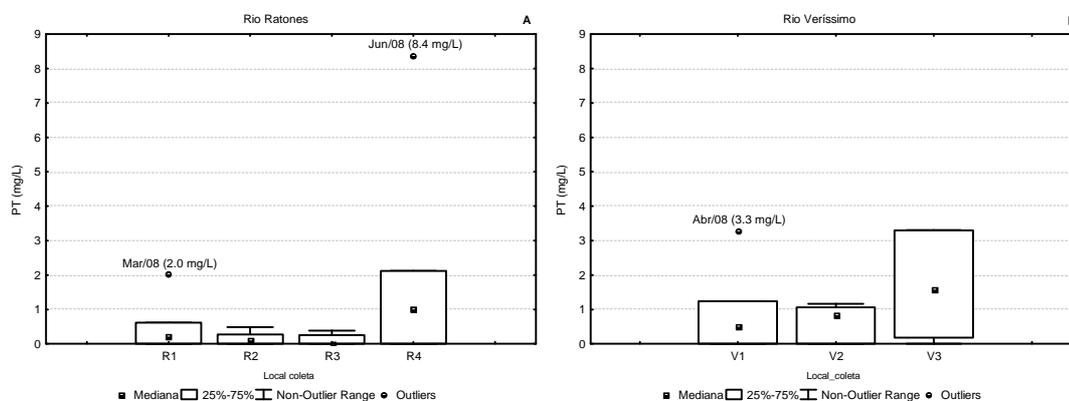


Figura 4.36 Variação espaço-temporal do fósforo total no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

O fósforo total foi encontrado em concentrações nulas (0 mg/L) em todas as estações amostrais em vários meses coletados. Este resultado corrobora a afirmação anteriormente mencionada de que o fósforo é o nutriente mais escasso na água doce.

Apesar de, em grande parte do tempo de estudo o fósforo não ter sido detectado nas amostras de água superficial, quando foi detectado esteve em concentrações elevadas. Para o rio Ratonos, na estação amostral R4 atingiu 8,4 mg/L no mês de junho/08.

A Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece um limite máximo de fósforo total para rios Classe 2 de até 0,050 mg/L em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico. Somente as estações amostrais R2 e R3, situadas no rio Ratonos apresentaram concentrações de PT de acordo com esta resolução. O rio Veríssimo, além de apresentar concentração mediana superior às concentrações medianas do rio Ratonos, não se enquadrou com a Resolução em relação à concentração mediana de fósforo total.

Para identificar a ocorrência de contaminação no ambiente através de material fecal foi utilizada a medição da quantidade de coliformes fecais presentes nas amostras de água superficial do rio Ratonos e rio Veríssimo.

A Tabela 4.35 apresenta os resultados obtidos para os coliformes fecais nos rios estudados, assim como a Figura 4.37 representa a variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B).

Tabela 4.35 Variação dos coliformes fecais no rio Ratonos e rio Veríssimo – SC.

Coliformes fecais (NMP/100mL)					
Rio Ratonos					
Local de coleta	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
R1	22,5	22,4	12,0	7,3 (Junho/08)	39,9 (Julho/08)
R2	183,3	180,5	72,1	96,0 (Junho/08)	305,0 (Fevereiro/08)
R3	412,8	337,0	285,4	74,0 (Junho/08)	862,0 (Julho/08)
R4	9 991,7	7 700,0	10854,0	850,0 (Abril/08)	28 100,0 (Fevereiro/08)
Rio Veríssimo					
V1	1 155,4	1 274,6	944,9	89,1 (Abril/08)	2 402,0 (Junho/08)
V2	3 341,7	2 730,0	2892,1	200,0 (Abril/08)	7 080,0 (Fevereiro/08)
V3	7 340,3	5 811,5	5642,9	512,0 (Março/08)	17 329,0 (Julho/08)

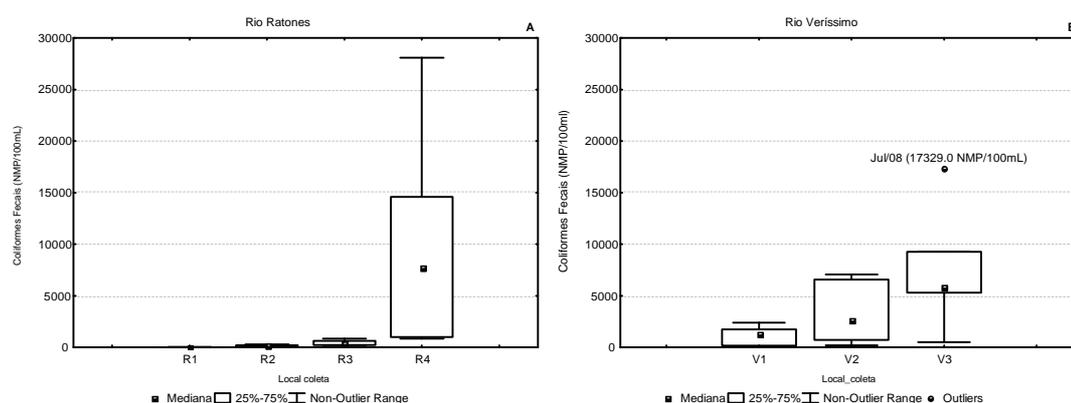


Figura 4.37 Variação espaço-temporal dos coliformes fecais no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

Para ambos os rios a quantidade de coliformes fecais presentes nas amostras de água superficial aumentou em direção a foz dos rios. No rio Ratonos este aumento foi mais expressivo na estação amostral R4, atingindo um máximo de 28 100 NMP/100mL no mês de fevereiro/08. No rio Veríssimo o incremento da quantidade de coliformes fecais foi mais expressivo em todas as estações amostrais levando em consideração a mediana dos resultados quando comparado ao rio Ratonos.

A Resolução nº 357 CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece um limite máximo de 1 000 NMP/100mL de coliformes fecais para ambientes água doce, classe 2. No rio Ratonos, o limite estipulado pela legislação foi extrapolado somente da estação amostral R4.

Para o rio Veríssimo, considerando a mediana dos resultados, em todas as estações amostrais a concentração foi superior ao limite estabelecido, atingindo valores cerca de 5 vezes superior a este limite na estação amostral V3.

A ocorrência destes valores elevados de coliformes fecais, juntamente com as baixas concentrações de OD e elevadas concentrações de DBO₅, NT e PT neste ambiente indicam a contaminação deste rio por fontes pontuais e não pontuais de poluição.

4.2.3.2 Índice de Qualidade de Água (IQA) para a bacia hidrográfica do rio Ratonos

4.2.3.2.1 Rio Ratonos e rio Veríssimo

A partir dos resultados dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos descritos no item 4.2.3.1 para o rio Ratonos e rio Veríssimo foi realizado o cálculo do Índice de Qualidade de Água.

A Figura 4.38 demonstra a variação espacial para o IQA no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B).

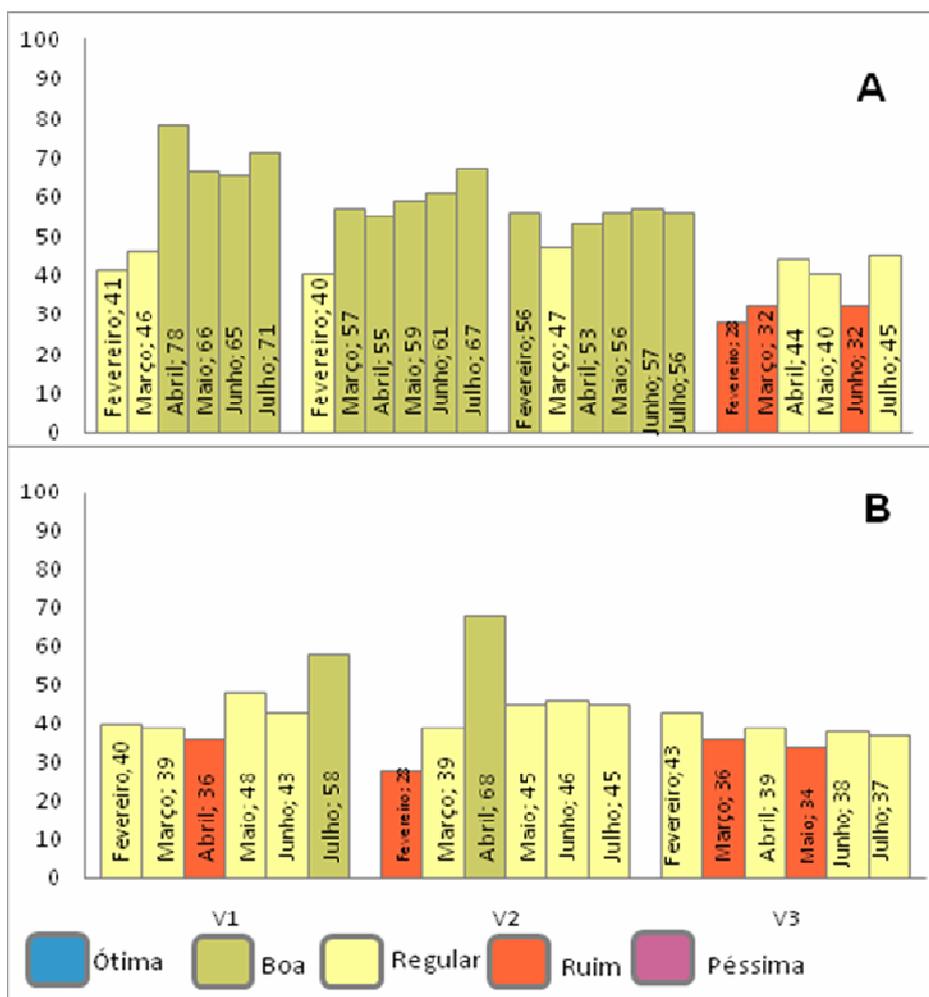


Figura 4.38 IQA para o rio Ratones (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

No rio Ratones (Figura 4.38A), na estação amostral R1, no início do período de estudo o IQA apresentou as qualidades mais baixas para a qualidade de água. Esta estação amostral está situada em uma propriedade privada, onde o curso principal do rio foi modificado por obra de canalização (Figura 3.16), formando um pequeno lago a montante do local de coleta das amostras de água superficial.

As qualidades de água consideradas como Regular para os meses de fevereiro e março/08 para a estação amostral R1 podem estar relacionadas com a utilização do lago situado à montante do local de coleta para recreação de contato primário e esta maior utilização do ambiente ocasionou a diminuição na qualidade de água.

As estações amostrais R2 e R3 tiveram um comportamento similar em relação ao IQA, apresentando na maior parte do tempo qualidade considerada Boa. Assim como na estação amostral

R1 as piores qualidades de água foram registradas no início do período de estudo (fevereiro e março/08).

A estação amostral R4 apresentou qualidade de água considerada Ruim. Esta estação amostral sofre influência de todas as estações amostrais situadas a montante deste local, além desta estação amostral estar situada às margens da SC-402, em local de intensa movimentação de veículos.

Apesar desta estação amostral (R4) ter uma área de influência correspondente a 49,96% de Mata Nativa e somente 7,92% de urbanização (Tabela 4.5) ela está situada após a área de influência R3 que apresenta 19,04% (Tabela 4.5) de sua área urbanizada, o que pode ter contribuído para a diminuição da qualidade de água do local.

Assim como observado nos rios Córrego Grande e do Sertão, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Itacorubi, no rio Ratonos a estação amostral R4 apresentou qualidade de água classificada como Ruim. A estação amostral R4 está situada nas proximidades da Estação Ecológica de Carijós, que visa à proteção do Manguezal do Rio Ratonos, e águas apresentando esta qualidade adentram os limites do manguezal.

Diferentemente do observado para o rio Ratonos, a estação amostral V1 (Figura 4.38B) apresentou qualidade de água considerada como Regular. A área de influência desta estação amostral é influenciada pela urbanização que corresponde a 36,67% da área total (Tabela 4.5). As áreas de pastagem e solo exposto representam juntas 20,67% e juntamente com a urbanização afetam negativamente a qualidade da água deste rio. A Figura 4.39 demonstra a variação espaço-temporal para o IQA no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) em relação à classificação dos níveis de qualidade de água atribuídos por Brown *et al.* (1970).

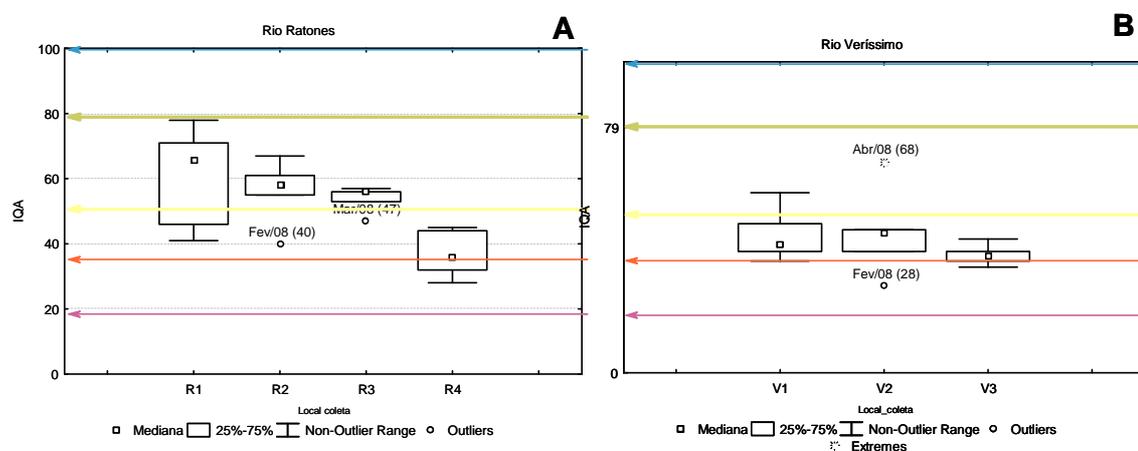


Figura 4.39 Variação espaço-temporal do IQA no rio Ratonos (A) e rio Veríssimo (B) - SC.

A área de influência para todas as estações amostrais situadas no Rio Veríssimo apresentam um percentual de contribuição das diferentes classes de uso do solo similar em todas as estações amostrais. O percentual de ocupação de cada classe de uso do solo pode ser observado na Tabela 4.5. O IQA para o rio Veríssimo apresentou comportamento similar, como pode ser observado na Figura 4.39B que apresenta a variação espaço-temporal do IQA no rio Veríssimo.

A qualidade de água no Rio Veríssimo apresentou qualidade Regular em todas as estações amostrais e estas apresentam em sua área de influência a ocorrência de vegetação de mangue.

Os manguezais são ambientes altamente produtivos e muito importantes devido à grande produção de matéria orgânica que serve de alimento para peixes e crustáceos (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). A presença de água contaminada por fontes pontuais e não pontuais de poluição nestes ambientes pode ocasionar problemas ambientais.

4.3 TESTES DE TOXICIDADE

4.3.1 Testes de Toxicidade Aguda com *D. magna*

4.3.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

Foram realizados testes de toxicidade aguda nas 4 estações amostrais situadas no rio Tavares, durante os seis meses de estudo.

O rio Tavares, na sua foz sofre influência direta da oscilação de maré, o que faz com que a água marinha, salgada, penetre nas águas do rio. Como mencionado no item 2.4.2.1 o organismo-teste utilizado na realização dos testes, *D. magna*, apresenta sensibilidade à salinidade e desta forma este parâmetro foi determinado no momento da coleta das amostras de água superficial.

A Tabela 4.36 apresenta a tábua de marés registrada no dia da coleta das amostras de água superficial no rio Tavares.

Tabela 4.36 Tábua de marés referente às datas de coleta das amostras de água superficial no rio Tavares - SC.

Tábua de Marés referente às datas de amostragem					
			▲Maré Alta ▼Maré Baixa		
17/02	25/03	24/04	21/05	20/06	18/07
02h26 ▲1.1	04h26 ▲1.1	00h06 ▲0.9	03h00 ▲1.1	03h21 ▲0.8	02h30 ▲0.9
07h08 ▼0.3	08h38 ▼0.3	01h39 ▼0.9	07h49 ▼0.3	09h24 ▼0.0	08h32 ▼-0.2
12h00 ▲0.8	16h36 ▲1.4	04h36 ▲1.0	15h13 ▲1.2	15h41 ▲1.0	14h53 ▲0.9
19h02 ▼0.2	20h49 ▼0.5	09h00 ▼0.4	19h41 ▼0.5	20h24 ▼0.3	20h43 ▼0.2
		16h54 ▲1.4			
		20h51 ▼0.7			

Fonte: CPTEC/INPE (www.cptec.inpe.br) para o Porto de Florianópolis.

A salinidade foi mensurada em todas as estações amostrais e está representada na Tabela 4.37.

Tabela 4.37 Salinidade determinada para as estações amostrais no rio Tavares durante o período de estudo.

	Salinidade (‰)			
	Estação Amostral			
	T0	T1	T2	T3
Fevereiro/08		0	0	0
Março/08		0	0	0
Abril/08	0	0	0	0
Mai/08	0	0	0	0
Junho/08	0	0	0	6
Julho/08	0	0	0	3

Como pode ser observado na Tabela 4.37, à oscilação de marés influenciou nos valores de salinidade somente na estação amostral T3.

Os testes de toxicidade realizados em todas as amostras de água superficial coletadas nas estações amostrais situadas no Rio Tavares não apresentaram toxicidade aguda. Não foi observada toxicidade aguda nem mesmo nas amostras de água superficial coletadas na estação amostral T3 que apresentou salinidade nos meses de junho e julho/08.

Resultados similares de ausência de toxicidade aguda em amostras de água superficial de rios foram reportados por Monteiro *et al.* (2004), em estudo realizado em amostras de água superficial do Rio Corumbataí – SP. Neste estudo foram realizados diversos testes toxicológicos, entre estes testes a toxicidade aguda para *D. magna* foi avaliada e não foi verificado efeito tóxico nas amostras de água superficial de 7 estações amostrais localizadas ao longo do curso de água citado anteriormente.

4.3.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

Os testes de toxicidade aguda realizados nas estações amostrais situadas no rio Córrego Grande e no rio do Sertão, para os seis meses amostrados não demonstraram a ocorrência de toxicidade aguda para *D. magna*.

Diferentemente do Rio Tavares, as estações amostrais C3 (rio Córrego Grande) e S3 (rio do Sertão) não são influenciadas pela oscilação de marés e desta forma para estes locais a salinidade não foi mensurada no momento da coleta das amostras de água.

Em estudo realizado em amostras de água superficial coletadas no rio Itajaí-mirim por Silveira (2007), não foi detectado toxicidade aguda para *D. magna*.

4.3.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

A porção terminal dos rios Ratonés, e o rio Veríssimo como um todo, sofrem influência direta da oscilação de marés. Para este estudo utilizou-se da tábua de marés para o dia da coleta das amostras de água como ferramenta de auxílio no planejamento a fim de se evitar a coleta das amostras de água no período de maré alta.

A Tabela 4.38 apresenta a tábua de marés registrada no dia da coleta das amostras de água superficial na bacia hidrográfica do rio Ratonés.

Tabela 4.38 Tábua de marés referente às datas de coleta das amostras de água superficial na bacia hidrográfica do rio Ratonés - SC.

Tábua de Marés referente às datas de amostragem					
			▲Maré Alta ▼Maré Baixa		
17/02	26/03	25/04	20/05	19/06	17/07
02h26 ▲1.1	00h32 ▲0.8	00h19 ▲1.0	02h19 ▲1.2	02h45 ▲0.9	01h51 ▲0.9
07h08 ▼0.3	02h00 ▼0.8	03h04 ▼0.9	07h09 ▼0.2	08h30 ▼0.0	07h49 ▼-0.1
12h00 ▲0.8	05h00 ▲1.0	05h04 ▲0.9	14h39 ▲1.2	15h02 ▲1.0	14h17 ▲0.8
19h02 ▼0.2	09h09 ▼0.4	09h47 ▼0.5	19h08 ▼0.5	20h23 ▼0.4	20h49 ▼0.2
	17h09 ▲1.3	17h34 ▲1.3			
	21h08 ▼0.6	21h11 ▼0.8			

Fonte: CPTEC/INPE (www.cptec.inpe.br) para o Porto de Florianópolis.

A salinidade foi mensurada em todas as estações amostrais para ambos os rios e está representada na Tabela 4.39.

Tabela 4.39 Salinidade determinada para as estações amostrais no rio Ratones e rio Veríssimo durante o período de estudo.

	Salinidade (‰)						
	Estação Amostral						
	Rio Ratones				Rio Veríssimo		
	R1	R2	R3	R4	V1	V2	V3
Fevereiro/08	0	0	0	20	0	3	18
Março/08	0	0	0	3	0	0	6
Abril/08	0	0	0	5	0	0	2
Mai/08	0	0	0	22	0	3	10
Junho/08	0	0	0	25	15	20	24
Julho/08	0	0	0	15	4	5	20

Para o rio ratones, a oscilação de marés influenciou nos valores de salinidade somente na estação amostral R4. Para o rio Veríssimo, todas as estações, em algum período do estudo tiveram suas águas influenciadas pelas oscilações de maré.

Para o rio Ratones, as estações amostrais R1, R2 e R3 não apresentaram efeitos tóxicos agudos sobre *D. magna*. Já a estação amostral R4, situada em local de influência da salinidade apresentou toxicidade aguda para *D. magna*. Os resultados da CE_{50,48h} (%) obtidos para *D. magna* nos diferentes períodos de amostragem para a estação amostral R4 estão listados na Tabela 4.40.

Tabela 4.40 Resultado teste de toxicidade aguda com *D. magna* para a estação amostral R4, no rio Ratones.

	Estação amostral R4	
	CE _{50,48h} (%)	Salinidade (‰)
Fevereiro/08	28,64	18
Março/08	Não tóxico	6
Abril/08	Não tóxico	2
Mai/08	35,35	10
Junho/08	30,17	24
Julho/08	35,35	20

Para a estação amostral R4 percebeu-se que os efeitos tóxicos que ocorreram neste local foram ocasionados devido à salinidade das águas superficiais.

Como já relatado em estudo realizado por Arner & Koivisto (1993), a sobrevivência de *D. magna* não foi alterada em salinidades oscilando entre 5 – 8 ‰. Esta informação pode ser corroborada pelos resultados obtidos nesta dissertação quando em salinidade de 2 e 6 ‰ os testes de toxicidade aguda não apresentaram efeitos tóxicos.

Para o rio Veríssimo todas as estações amostrais sofreram influência da salinidade em algum período do estudo. Os resultados obtidos para a $CE_{50,48h}$ (%) no rio Veríssimo estão listados na Tabela 4.41.

Tabela 4.41 Resultado teste de toxicidade aguda com *D. magna* para o rio Veríssimo - SC.

Rio Veríssimo						
	V1		V2		V3	
	$CE_{50,48h}$ (%)	Salinidade (‰)	$CE_{50,48h}$ (%)	Salinidade (‰)	$CE_{50,48h}$ (%)	Salinidade (‰)
Fevereiro/08	Não tóxico	0	Não tóxico	3	35,35	18
Março/08	Não tóxico	0	Não tóxico	0	Não tóxico	6
Abril/08	Não tóxico	0	Não tóxico	0	Não tóxico	2
Mai/08	Não tóxico	0	Não tóxico	3	28,72	10
Junho/08	47,28	15	30,17	20	33,41	24
Julho/08	Não tóxico	4	Não tóxico	5	24,22	20

Assim como os resultados obtidos para a estação amostral R4 no rio Ratonés, não foi observada a ocorrência de efeitos tóxicos agudos nas amostras de água superficial que apresentaram salinidade de até 6 ‰. Para o restante das estações amostrais que apresentaram efeitos tóxicos este ocorreu devido à salinidade da amostra testada.

4.3.2 Testes de Toxicidade Crônica com *D. magna*

Devido à ausência de efeitos tóxicos agudos importantes nas estações amostrais situadas no ponto mais próximo da foz dos rios Tavares, Córrego Grande e Sertão, assim como ausência de efeitos tóxicos agudos nas estações amostrais sem influência da salinidade nos rios Ratonés e Veríssimo foram realizados testes de toxicologia crônica para *D. magna* em uma estação amostral por rio estudado. Os resultados para os testes crônicos realizados são demonstrados a seguir e separados por bacia hidrográfica.

4.3.2.1 Bacia Hidrográfica do Rio Tavares

Diante da ausência de toxicidade aguda na estação amostral T3, situada no local mais próximo a foz do Rio Tavares, no limite de influência das águas do rio pela salinidade, foram realizados testes de toxicologia crônica com *D. magna* utilizando as mesmas diluições realizadas para o teste agudo, 100%, 50%, 25% e 12,5% de amostra por diluição.

Os testes foram realizados a partir do mês de abril/08, finalizando em julho do mesmo ano, totalizando quatro testes de toxicidade crônica para esta estação amostral.

A sensibilidade média *D. magna* exposta aos testes de toxicidade crônica foi de 0,90 mg/L de $K_2Cr_2O_7$.

Durante o teste de toxicidade crônica foram analisados os parâmetros de longevidade, crescimento e reprodução.

A longevidade da *D. magna* exposta às amostras de água superficial coletadas na estação amostral T3 no rio Tavares, de maneira geral, não apresentou efeitos tóxicos crônicos (Figura 4.40).

No mês de abril/08 não foi registrada a morte de nenhum indivíduo durante a execução do teste. Para o mês de maio/08 foram registradas 2 mortes que ocorreram na diluição de 25% no 4º dia de execução do teste, afetando um indivíduo, a outra morte foi registrada em um indivíduo pertencente à diluição 12,5% e ocorreu no 20º dia de execução do teste.

Para o mês de junho/08 foi registrado um total de 8 mortes durante a execução do teste. Na diluição de 50% da amostra foram registradas 4 mortes, ocorridas no 2º, 12º (2 mortes) e 17º dia de execução do teste. Na diluição 25% foram registradas 2 mortes (17º dia de teste). Na diluição 12,5% foram registradas 2 mortes que ocorreram respectivamente no 12º e 19º dia de teste.

De acordo com as análises estatísticas realizadas foi detectada a diferença estatisticamente significativa somente para o mês de junho/08, na diluição de 50%, como pode ser observado na Figura 4.40.

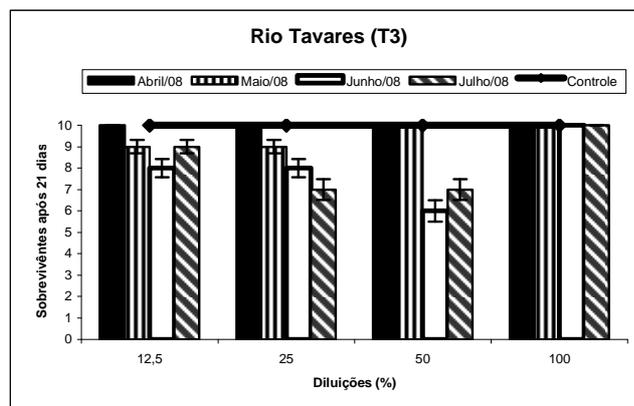


Figura 4.40 Longevidade para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado nas estações amostrais no Rio Tavares.

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste de Dunnett.

Para o mês de junho/08 foi observado efeito crônico sobre a longevidade somente na diluição de 50%. Este efeito de toxicidade crônica é questionável, pois ocorreu somente na diluição de 50%, não sendo observado com a amostra bruta, ou seja, 100%, não sendo possível a determinação da CEO e da CENO.

O crescimento de *D. magna* foi avaliado após os 21 dias de teste e, durante este estudo, foram observados efeitos de toxicidade crônica somente na amostra de água referente ao mês de julho/08.

A Figura 4.41 apresenta os resultados obtidos para o mês de julho/08 na estação amostral T3, no rio Tavares para o crescimento de *D. magna*.

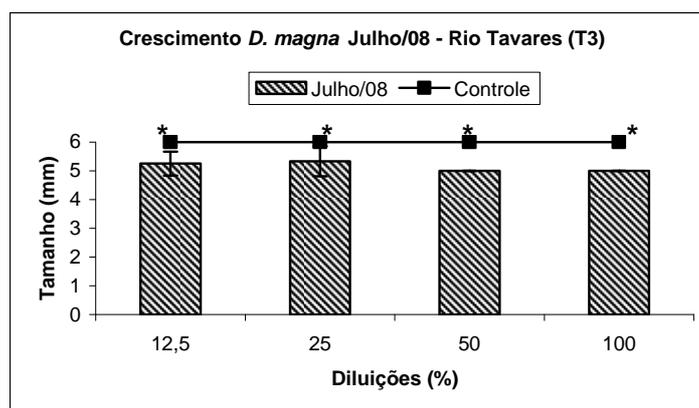


Figura 4.41 Crescimento para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral T3, no Rio Tavares para o mês de julho/08.

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

No mês de julho/08 foi detectada a diferença estatisticamente significativa em todas as diluições testadas em relação ao controle. Desta forma foi possível determinar somente a CEO de 12,5%. Para este teste a CENO encontra-se abaixo das concentrações realizadas no teste, portanto, inferior a 12,5%.

A reprodução de *D. magna* foi observada levando em consideração o número médio de filhotes gerados por postura em cada réplica.

Diferentemente dos resultados obtidos para os parâmetros longevidade e crescimento, a reprodução apresentou efeitos tóxicos crônicos em todas as amostras testadas (Figura 4.43).

Os resultados obtidos para a reprodução de *D. magna* para os quatro testes realizados podem ser visualizados na Tabela 4.42 e na Figura 4.42.

Tabela 4.42 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de *D. magna* no Rio Tavares (T3) no mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.

	Concentração	n	Média	Desvio Padrão	Coef. de variação (%)
ABRIL/08	Controle	10	17,47	2,34	13,4
	100% *	10	8,94	1,32	14,9
	50% *	10	12,17	2,92	24,0
	25%	9	13,40	1,80	13,4
	12,5%	8	13,42	1,64	12,3
MAIO/08	Controle	10	22,33	1,79	8,0
	100% *	6	14,95	2,54	17,0
	50% *	8	18,77	2,75	14,7
	25%	7	26,83	4,13	15,4
	12,5%	7	24,52	3,39	13,8
JUNHO/08	Controle	10	25,66	4,24	16,6
	100% *	7	20,37	2,67	13,1
	50%	4	23,05	3,02	13,1
	25%	5	24,88	3,28	13,2
	12,5%	3	21,40	3,50	16,4
JULHO/08	Controle	10	28,71	3,01	10,5
	100% *	10	17,48	4,33	24,8
	50% *	7	19,89	2,39	12,0
	25% *	6	21,95	2,56	11,7
	12,5%	6	34,98	3,66	10,5

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

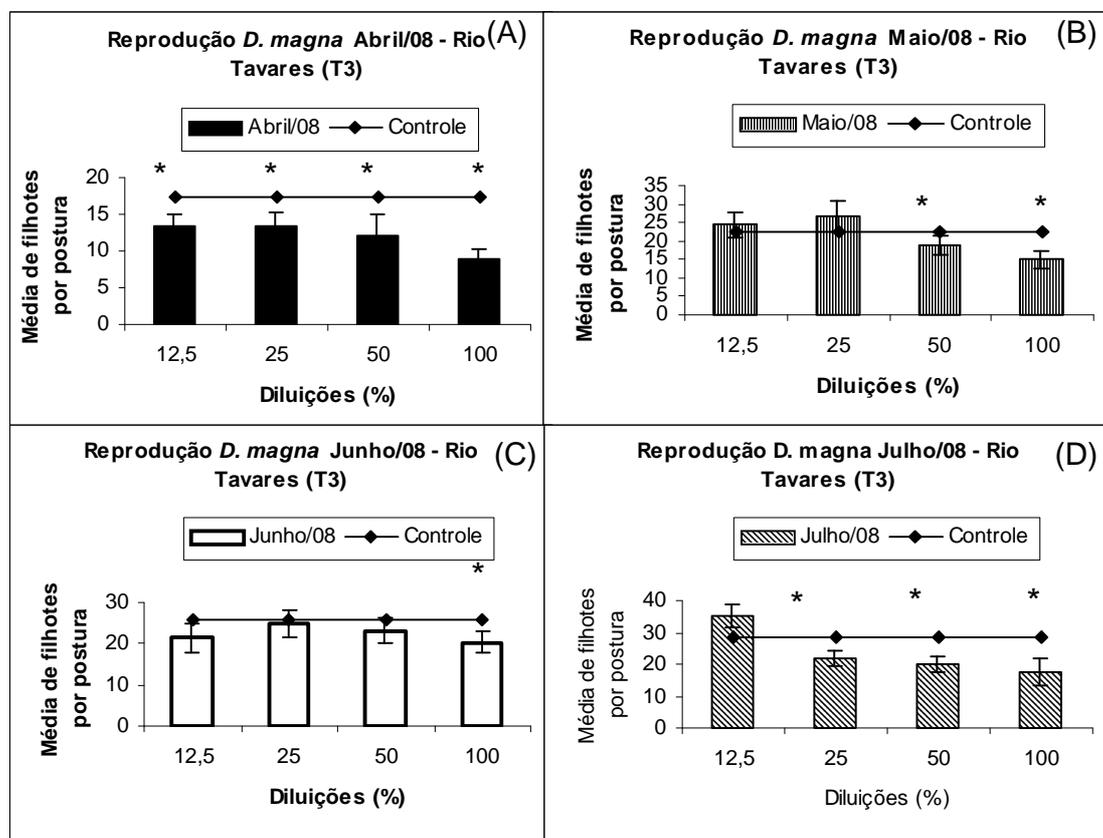


Figura 4.42 Reprodução para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral T3, no rio Tavares para o mês de abril/08 (A), maio/08 (B), junho/08 (C) e julho/08 (D).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

Para o mês de abril/08, todas as diluições apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação ao controle sendo possível determinar somente a CEO de 12,5%. No mês de maio/08 os efeitos de toxicidade crônica foram observados até a diluição de 50% (CEO). A partir da diluição de 25% da amostra os efeitos tóxicos não foram mais observados.

No mês de junho/08 apenas a amostra bruta, ou seja, 100% (CEO) apresentou efeitos tóxicos crônicos relacionados à reprodução de *D. magna*. A CENO determinada para este mês foi 50%. No mês de junho/08, a salinidade da amostra bruta era de 6‰, e não foram observados efeitos de toxicidade aguda, porém ao considerarmos efeitos crônicos estes foram observados, visto que na diluição de 50%, onde não foi detectada salinidade também não foram observados efeitos crônicos.

Em julho/08, ao considerar a média de filhotes gerados por fêmea em cada réplica foi observado à ocorrência de efeitos crônicos na amostra bruta (100%) e nas diluições de 50% e 25%, sendo 25% considerada a CEO. Na diluição de 12,5% estes efeitos crônicos não foram mais observados, portanto esta diluição foi considerada a CENO.

Em uma adição aos parâmetros de longevidade, crescimento e reprodução foi verificada a ocorrência de indivíduos onde a reprodução foi ausente e também possíveis alterações morfológicas nos indivíduos.

Diferentemente do ocorrido com os organismos utilizados para as diluições dos testes, todos os organismos utilizados no controle apresentaram o processo reprodutivo.

Em todos os testes realizados foram registrados organismos com ausência de reprodução. No mês de abril/08 e julho/08, 3 indivíduos não apresentaram reprodução.

No mês de maio/08 a ausência de reprodução foi mais elevada correspondendo a 40% dos organismos utilizados na amostra bruta (100%), 20% dos organismos utilizados na diluição de 50% e 22% dos organismos utilizados na diluição de 25% e 33% nos organismos utilizados na diluição de 12,5%.

Para o mês de junho/08, 35% dos organismos utilizados no teste não apresentaram o processo reprodutivo. Destes indivíduos, 3 pertenciam à amostra bruta; 2 pertenciam à diluição correspondente a 50% de amostra; 3 pertenciam à diluição de 25% e 6 pertenciam à diluição de 12,5%.

A Figura 4.43 representa a ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo durante a execução dos testes.

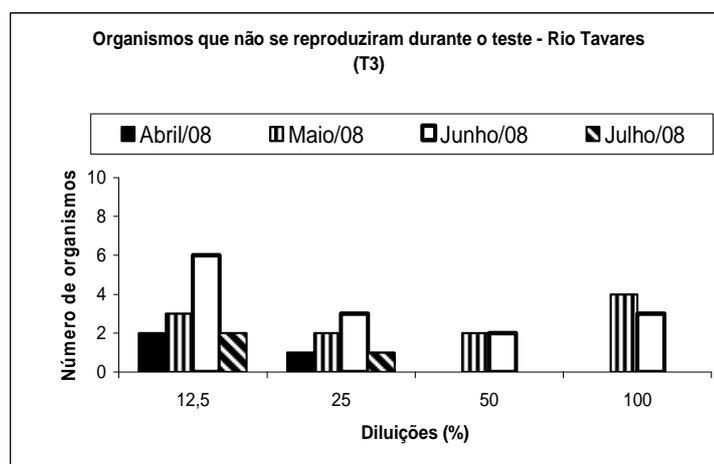


Figura 4.43 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Tavares (T3).

A ocorrência deste resultado pode estar relacionada a algum componente da amostra, ou até mesmo, a amostra como um todo, que afetou o processo reprodutivo da *D. magna*.

Menos pronunciada que a ausência de reprodução nos organismos, as alterações morfológicas foram registradas em somente 1 indivíduo. Este indivíduo pertencia à diluição de 12,5% da amostra correspondente ao mês de abril/08 e foi observado um encurtamento do espinho apical.

A Figura 4.44 demonstra alteração morfológica registrada para este indivíduo. A Figura 4.44(A) representa o indivíduo com encurtamento apical enquanto que a Figura 4.44(B) representa um indivíduo com espinho apical normal.

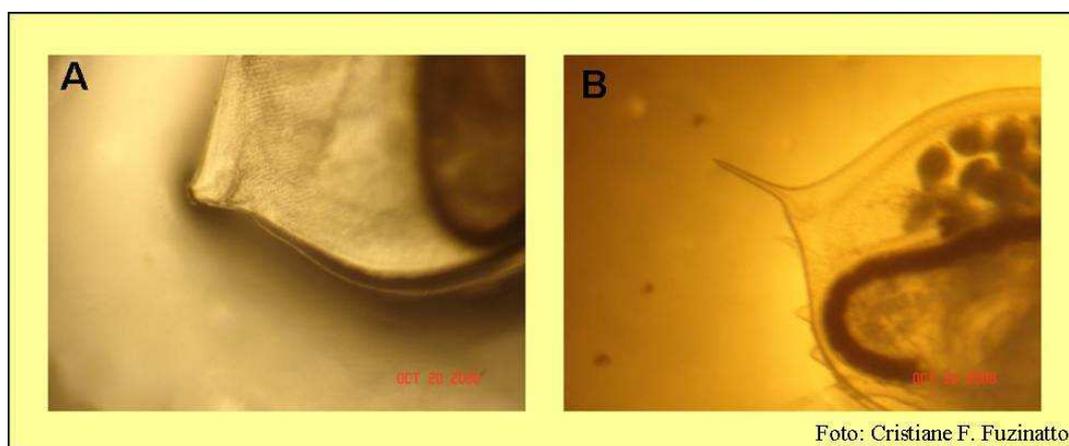


Figura 4.44 Alterações morfológicas observadas nos indivíduos testados. (A) encurtamento do espinho apical, (B) espinho apical com desenvolvimento normal.

4.3.2.1.1 Resultado teste de toxicidade crônica para o Rio Tavares

Ao analisar os parâmetros longevidade, crescimento e reprodução para as amostras de água superficial coletadas na estação amostral T3, situada no rio Tavares percebeu-se que apesar da ausência de efeitos de toxicidade aguda os efeitos de toxicidade crônica foram observados nestas amostras.

A Tabela 4.43 apresenta os resultados obtidos para os parâmetros citados anteriormente relacionando-os a CEO e CENO observada.

Tabela 4.43 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Tavares (T3)

Rio Tavares (T3)						
	Longevidade		Crescimento		Reprodução	
	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)
Abril/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5
Mai/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	50	25
Junho/08	50	Não determinada	Não observado	Não observado	100	50
Julho/08	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5	25	12,5

Considerando os resultados apresentados na Tabela 4.43 convêm levar em consideração que as amostras de água superficial coletadas na estação amostral T3 no rio Tavares apresentaram efeito crônico a partir da diluição de somente 12,5% da amostra bruta.

4.3.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

Diante da ausência de toxicidade aguda nas estações amostrais situadas no local mais próximo à foz do Rio Córrego Grande e Rio do Sertão, C3 e S3, respectivamente, foram realizados testes de toxicidade crônica com *D. magna* utilizando as mesmas diluições realizadas para o teste agudo, 100%, 50%, 25% e 12,5% de amostra por diluição.

Os testes foram realizados a partir do mês de abril/08, finalizando em julho do mesmo ano, totalizando quatro testes de toxicidade crônica para cada rio estudado.

A sensibilidade média da *D. magna* exposta aos testes de toxicidade crônica foi de 0,90 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ para as amostras de água superficial coletadas no rio Córrego Grande e de 0,89 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ nas amostras de água superficial no Rio do Sertão.

Os resultados obtidos para os testes de toxicidade crônica serão apresentados e discutidos de forma separada para cada rio estudado.

4.3.2.2.1. Rio Córrego Grande

A longevidade de *D. magna* exposta a amostras de água superficial coletada na estação amostral C3, no rio Córrego Grande, para o mês de abril/08 e maio/08 não apresentaram efeitos de toxicidade crônica. Neste teste foi observada a morte de 4 indivíduos, sendo que destas, uma ocorreu na diluição

100% no 20º dia de execução do teste; uma na diluição 50% no 15º dia de execução do teste; 2 na diluição 25% no 8º e 15º dia de teste e 1 no 12º dia de teste na diluição 12.5%.

Para o mês de junho e julho/08, ao contrário do observado nos testes anteriores foram encontrados efeitos de toxicidade crônica para a longevidade de *D. magna*. No mês de junho/08 foram registradas cinco mortes sendo que destas, 4 ocorreram na diluição 100% (13º dia) e uma foi registrada na diluição 50%.

No mês de julho/08 foram registradas 10 mortes, sendo que 7 destas ocorreram na diluição 100% (16º dia de teste), 1 na diluição correspondente a 50% (12º dia de teste) e 2 mortes em 25% (10º e 14º dia de teste).

Os resultados obtidos para a longevidade de *D. magna* para o período de estudo no rio Córrego Grande podem ser visualizados na Figura 4.45.

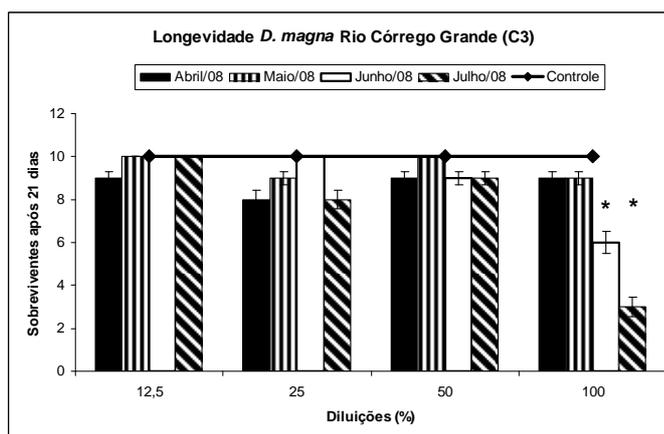


Figura 4.45 Longevidade para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado nas estações amostrais no Rio Córrego Grande (C3).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste de Dunnett.

Ao analisar o parâmetro crescimento para *D. magna* nos testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficial coletadas no Rio Córrego Grande (C3) não foram observados efeitos de toxicidade crônica.

A Figura 4.46 demonstra os resultados obtidos para o crescimento de *D. magna* no rio Córrego Grande.

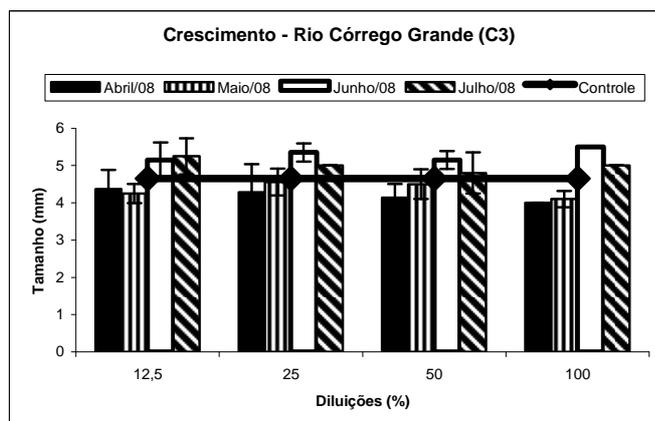


Figura 4.46 Crescimento para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral C3, no rio Córrego grande.

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

A reprodução de *D. magna* foi observada levando em consideração o número médio de filhotes gerados por postura em cada réplica.

Para o rio Córrego Grande, nos meses de abril e maio/08, todas as diluições testadas apresentaram diferença estatisticamente significativa em relação ao controle. Nos meses de Junho e Julho/08 não foram observados efeitos de toxicidade crônica sobre a reprodução de *D. magna*.

Para o mês de abril/08 foi possível determinar somente a CEO que correspondeu à diluição de 12.5%, sendo que a CENO encontra-se abaixo da diluição de 12.5% de amostra. Os resultados obtidos para a reprodução de *D. magna* para o mês de abril e maio/08 podem ser visualizados na Tabela 4.44 e na Figura 4.47.

Tabela 4.44 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de *D. magna* no rio Córrego Grande (C3) no mês de abril e maio/08..

	Concentração	n	Média	Desvio Padrão	Coef. De Variação (%)
ABRIL/08	Controle	10	17.47	2.34	13.4
	100% *	7	14.30	3.20	22.4
	50% *	7	11.66	1.56	13.4
	25% *	7	14.28	1.58	11.1
	12,5% *	8	11.69	1.93	16.5
MAIO/08	Controle	10	20.48	1.88	0.09
	100% *	5	13.10	1.39	0.10
	50% *	7	16.22	4.20	0.25
	25% *	6	17.20	1.69	0.09
	12,5% *	8	17.30	1.93	0.11

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

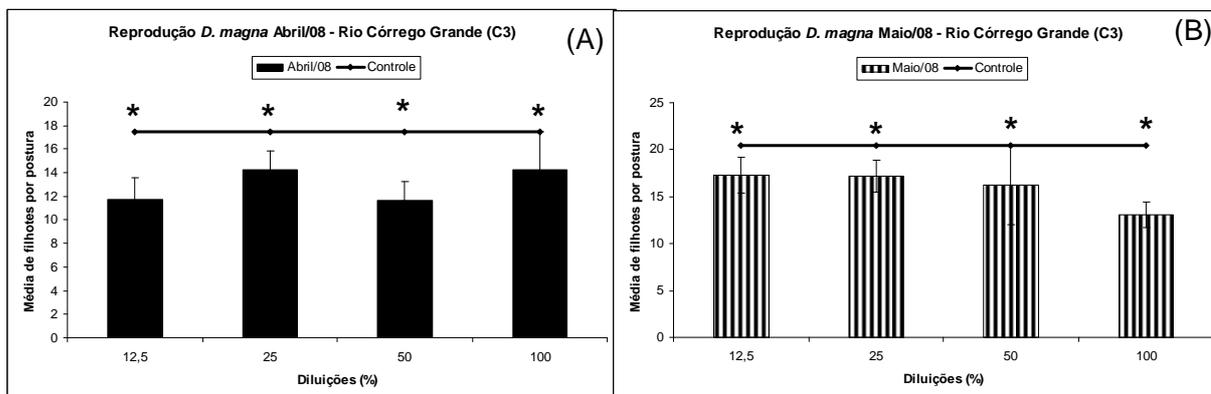


Figura 4.47 Reprodução para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral C3, no rio Córrego Grande para o mês de abril/08 (A) e maio/08 (B).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

Durante a realização dos testes de toxicidade crônica para amostras de água superficial coletadas na estação amostral C3, no rio Córrego Grande, foi observada a ocorrência de indivíduos que não se reproduziram durante a execução do teste.

Em todos os controles realizados, 100% dos organismos se reproduziram durante a execução do teste. Nos testes realizados para as amostras de água referentes aos meses de abril e maio/08, além de efeitos de toxicidade crônica na reprodução, foi observada a ocorrência de um elevado número de indivíduos que não apresentaram o processo reprodutivo.

No mês de abril/08 foi verificada a ausência de reprodução em 6 indivíduos, 2 destes indivíduos observados na diluição 100% que corresponde à amostra bruta; 2 indivíduos na diluição de 50% e um indivíduo na amostra de 25 e 12,5%, respectivamente.

Para o mês de maio/08, o número de indivíduos que não apresentaram o processo reprodutivo durante a execução do teste aumenta para 12, sendo que destes, 4 foram registrados na amostra bruta (100%); 3 na diluição 50%; 3 na diluição 25% e 2 na diluição 12.5%.

Nos testes realizados para os meses de junho e julho/08 todos os organismos testados se reproduziram.

A Figura 4.48 representa a ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo durante a execução do teste.

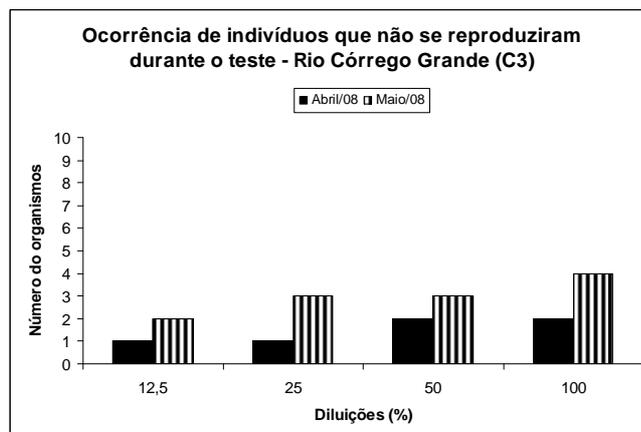


Figura 4.48 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Córrego Grande (C3).

Como observado nos testes toxicológicos em que a reprodução foi avaliada, os testes realizados com amostra de água superficial coletadas nos meses de junho e julho/08 para a estação amostral C3 não apresentaram indivíduos com ausência de reprodução. Para os indivíduos destes testes, 100% se reproduziram, inclusive aqueles que morreram antes da finalização do teste.

Além dos parâmetros de longevidade, crescimento, reprodução e ocorrência de indivíduos que não apresentaram o processo reprodutivo também foram observadas, durante a execução do teste, alterações morfológicas existentes em cada indivíduo.

Para os indivíduos utilizados nos testes de toxicidade crônica durante os 4 meses de teste, a ocorrência de alterações morfológicas foi observada somente em 1 indivíduo que pertencia à diluição correspondente a 25% de amostra do teste de toxicidade referente ao mês de abril/08. Neste organismo foi observado um encurtamento do espinho apical (Figura 4.44).

4.3.2.2.1.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio Córrego Grande

Após realização da análise dos parâmetros longevidade, crescimento e reprodução para as amostras de água superficial coletadas na estação amostral C3, situada no rio Córrego Grande percebeu-se que apesar dos testes de toxicidade aguda realizados não terem apresentado efeito agudo, foram observados efeitos crônicos nessas amostras.

A Tabela 4.45 apresenta os resultados obtidos para os parâmetros citados anteriormente listando a CEO e CENO observada para cada teste realizado.

Tabela 4.45 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Córrego Grande (C3).

Rio Córrego Grande (C3)						
	Longevidade		Crescimento		Reprodução	
	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)
Abril/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5
Mai/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5
Junho/08	100	50	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado
Julho/08	100	50	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado

Considerando os resultados apresentados na Tabela 4.45 convêm levar em consideração que as amostras de água superficial coletadas na estação amostral C3, no rio Córrego Grande, apresentaram efeito de toxicidade crônica em todas as diluições testadas.

Apesar do efeito crônico sobre a reprodução não ter sido repetido em todos os testes realizados, os testes que não apresentaram alteração na reprodução apresentaram alteração na longevidade. A ocorrência destes efeitos é indicativa de que as águas do rio Córrego Grande apresentam um grande potencial de ocorrência de efeitos tóxicos em longo prazo.

4.3.2.2.2 Rio do Sertão

A longevidade da *D. magna* expostas a amostras de água superficial coletada na estação amostral S3, no Rio do Sertão apresentaram efeitos de toxicidade crônica somente no mês de maio/08.

No mês de maio/08, no dia 09 de execução do teste a amostra apresentou turvação, com a formação de uma película na superfície da amostra. Ao realizar a observação de pequena alíquota da amostra em microscópio óptico foi observada a ocorrência de ciliados em grande quantidade. A amostra bruta (100%) também apresentou a formação desta película, porém de forma menos expressiva.

Esta turvação da amostra (dia 09 de início do teste) ocasionou a morte de 5 organismos na amostra bruta (100%); 4 indivíduos na diluição 50%; 3 indivíduos na diluição 25%. No dia 12 de execução do teste foi registrada uma nova mortandade dos indivíduos, onde morreram 3 indivíduos na

diluição 100%; 2 indivíduos em 50% e 5 indivíduos na diluição de 25%. Novamente foi realizada observação da amostra no microscópio e detectada a presença de ciliados em todas as diluições.

A mortalidade destes organismos pode ser justificada pela competição existente no ambiente por alimento e oxigênio pelos ciliados com a dáfnia, o que pode ter levado este organismo à morte. No mês de maio/08 a CEO observada foi de 25%, e a CENO de 12,5%, o que pode ser visualizado na Figura 4.49.

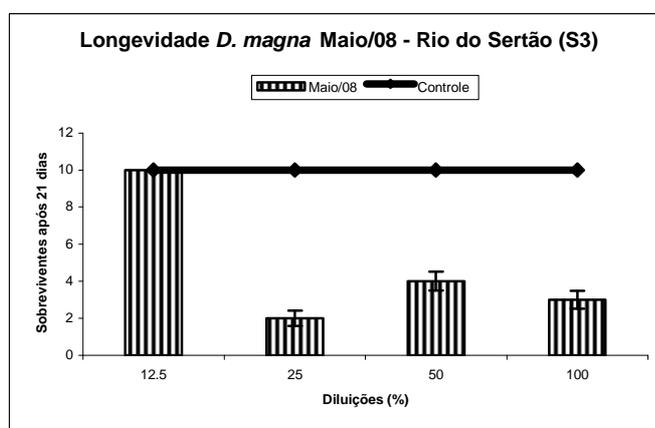


Figura 4.49 Longevidade para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral S3, no rio do Sertão para o mês de maio/08.

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste de Dunnett.

A análise do parâmetro crescimento para *D. magna* nos testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficial coletadas no rio do Sertão (S3), assim como o observado no rio Córrego Grande não demonstrou a ocorrência de efeitos de toxicidade crônica.

Considerando a média de filhotes por postura, no rio do Sertão, somente no mês de maio/08 não foram observados efeitos crônicos sobre a reprodução de *D. magna*. O restante dos testes realizados apresentou efeitos de toxicidade crônica para *D. magna*.

Os resultados obtidos para a reprodução de *D. magna* durante os 4 meses de teste estão demonstrados na Tabela 4.46 e Figura 4.50.

Tabela 4.46 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de *D. magna* no Rio do Sertão (S3) no mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.

Concentração	n	Média	Desvio Padrão	Coef. De Variação (%)
Controle	10	17,47	2,34	13,4
100%	9	15,58	2,35	15,1
50% *	8	14,48	1,56	10,8
25%	7	17,33	3,88	22,4
12,5%	9	17,40	2,28	13,2
Controle	10	20,48	1,88	9,2
100%	3	20,10	3,79	18,9
50%	1	17,40	0	0,0
25%	2	22,60	0,56	2,5
12,5%	7	23,52	2,09	8,9
Controle	10	33,02	3,42	10,4
100% *	10	23,42	3,12	13,3
50% *	10	23,37	2,85	12,2
25% *	10	20,25	3,55	17,6
12,5% *	9	25,99	4,85	18,7
Controle	10	25,86	3,38	13,1
100% *	8	17,03	4,18	24,6
50% *	10	17,79	2,33	13,1
25% *	9	20,08	3,78	18,9
12,5%	6	22,55	4,80	21,3

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

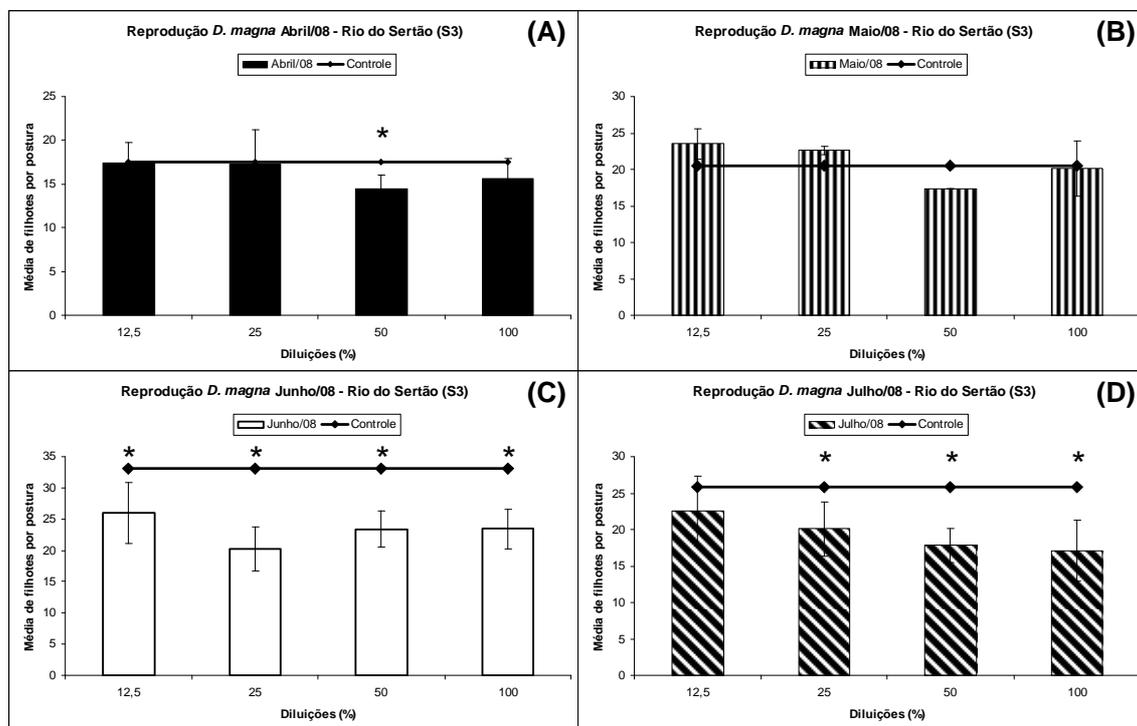


Figura 4.50 Reprodução para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral S3, no rio do Sertão para o mês de abril/08, maio/08, junho/08 e julho/08.

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

No mês de abril/08 foi observado efeito de toxicidade crônica sobre a reprodução de *D. magna* somente na diluição de 50%. Para o mês de junho/08 foram observados efeitos de toxicidade crônica para a reprodução de *D. magna* em todas as diluições realizadas, sendo possível à determinação somente da CEO, que correspondeu a 12,5%. A CENO encontrava-se abaixo das diluições testadas, portanto inferior a 12,5%. No mês de julho/08, a CEO para a reprodução foi de 25%, sendo a CENO considerada 12,5%.

Além da reprodução, crescimento e longevidade, a ausência de reprodução também foi registrada em 3 dos 4 testes realizados.

Em todos os controles realizados, 100% dos organismos se reproduziram durante a execução do teste sendo que, apenas os indivíduos utilizados na realização do teste do mês de junho/08 apresentaram 100% de reprodução.

No mês de abril/08 foi verificada a ausência de reprodução em 6 indivíduos (1 em 100%; 2 em 50 e 25% e 1 em 12.5%). Para o mês de maio/08 a ausência de reprodução foi registrada nas diluições de 12.5 e 50%, onde 3 indivíduos em cada uma destas diluições não se reproduziram. No mês de junho/08 todos os indivíduos utilizados durante o teste se reproduziram. No mês de julho/08, 4 indivíduos não se reproduziram durante os 21 dias de duração do teste, sendo que 1 foi observado na amostra bruta (100%); 1 na diluição de 25% e 2 na diluição de 12.5%.

A Figura 4.51 representa a ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo durante a execução do teste.

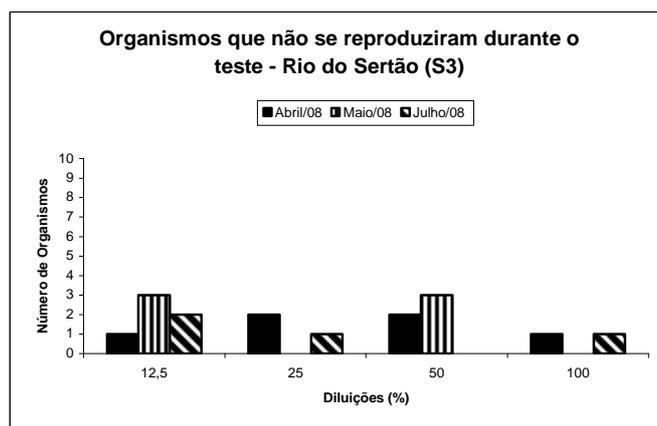


Figura 4.51 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio do Sertão (S3).

Alterações morfológicas foram registradas somente em um indivíduo, dentre todos os indivíduos utilizados durante as realizações dos testes de toxicidade crônica nas amostras de água superficial coletadas no rio do Sertão (S3).

A alteração morfológica registrada para a amostra bruta (100%) no Rio do Sertão em Junho/08 foi à deformação da antena pela ação de bactérias. A Figura 4.52 apresenta a alteração morfológica ocorrida neste indivíduo. No detalhe, Figura 4.52(A) a deformação da antena sofrida pelo organismo.

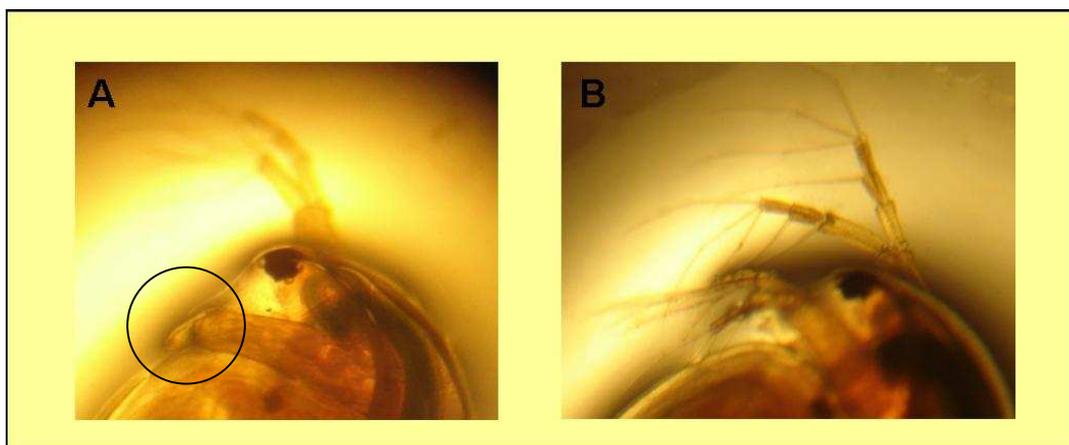


Figura 4.52 Alterações morfológicas observadas nos indivíduos testados. (A) deformação da antena ocasionada por bactérias, (B) antenas com desenvolvimento normal.

Alteração similar de deformação da antena pela ação de bactérias foi reportada por Knie & Lopes, (2004).

4.3.2.2.2.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio do Sertão

Ao realizar a análise dos parâmetros longevidade, crescimento, reprodução para as amostras de água superficial coletadas na estação amostral S3, situada no rio do Sertão percebe-se que apesar da inexistência de toxicidade aguda nos testes realizados para esta mesma estação amostral, a toxicidade crônica para *D. magna* foi verificada. A Tabela 4.47 apresenta os resultados obtidos para os parâmetros citados anteriormente listando a CEO e CENO observada para cada teste realizado.

Tabela 4.47 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio do Sertão (S3)

Rio do Sertão (S3)						
	Longevidade		Crescimento		Reprodução	
	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)
Abril/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	50	Não determinada
Mai/08	25	12,5	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado
Junho/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5
Julho/08	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	25	12,5

Considerando os resultados apresentados na Tabela 4.47 levou-se em consideração que as amostras de água superficial coletadas na estação amostral S3 no rio do Sertão apresentaram efeito de toxicidade crônica em todas as diluições testadas.

4.3.2.3 Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

Para a bacia hidrográfica do rio Ratonés, para a determinação das estações amostrais a serem utilizadas para a realização de testes de toxicidade crônica foi levado em consideração à salinidade apresentada para a estação amostral no momento da coleta das amostras de água superficial.

A sensibilidade média da *D. magna* exposta aos testes de toxicidade crônica realizados no Rio Ratonés foi de 0,94 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ e de 0,92 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ para os testes realizados com as amostras de água superficial coletadas no Rio Veríssimo.

Os resultados obtidos para os testes de toxicidade crônica realizados estão subdivididos em relação aos parâmetros analisados durante a execução do teste e abordados de forma separada para cada rio estudado.

Os resultados obtidos para os testes de toxicidade crônica serão apresentados e discutidos de forma separada para cada rio estudado.

4.3.2.3.1 Rio Ratonos

Devido à foz do rio Ratonos ser um local influenciado pelas oscilações de maré como já foi relatado no item 4.3.1.3 desta dissertação, a realização dos testes de toxicidade crônica não ocorreu nas mesmas estações amostrais durante todo o período de estudo. No mês de abril/08 foi realizado teste de toxicidade crônica utilizando amostras de água superficial coletadas na estação amostral R4. Para os meses de maio, junho e julho/08 os testes de toxicidade crônica foram realizados utilizando as amostras de água superficial coletadas na estação amostral R3, devido à estação amostral R4 apresentar salinidade elevada o que poderia indicar falsos resultados no teste crônico.

Efeitos de toxicidade crônica sobre a longevidade de *D. magna* foram observados em 2 testes, referentes aos meses de abril/08 (estação amostral R4) e julho/08 (estação amostral R3) (Figura 4.53).

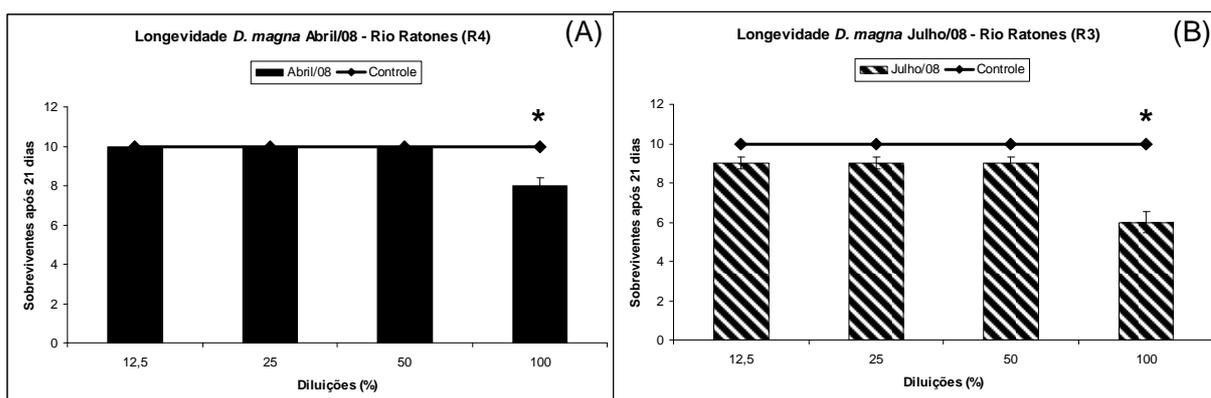


Figura 4.53 Longevidade para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R4, no Rio Ratonos para o mês de abril/08 (A) e estação amostral R3 para o mês de julho/08 (B)..

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste de Dunnett.

Ao analisar a Figura 4.53A para o mês de abril/08 observa-se que as mortalidades foram registradas somente na diluição de 100%, ou seja, na amostra bruta (CEO). A CENO determinada para este teste foi 50%. No momento da coleta das amostras de água a salinidade registrada era de 2‰ e o teste de toxicidade aguda não apresentou efeitos tóxicos de morte e/ou imobilidade dos organismos.

A partir do mês de maio/08 até o final do período de estudo (julho/08) os testes de toxicidade crônica foram realizados na estação amostral R3. Para o mês de maio e junho/08 não foram registradas

diferenças significativas entre as diluições e o controle em relação à sobrevivência dos organismos testados.

No mês de julho/08, (Figura 4.53B), diferentemente do observado nos meses anteriores foi observado efeito de toxicidade crônica em relação à sobrevivência dos organismos. A CEO determinada para este ponto foi 100%, enquanto que a CENO determinada foi de 50%.

A análise do parâmetro crescimento para *D. magna* nos testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficial coletadas na estação amostral R4, no Rio Ratonos não apresentaram efeitos de toxicidade crônica para *D. magna*.

Para os testes de toxicidade crônica realizados na estação amostral R3, os meses de maio e junho/08 apresentaram efeitos de toxicidade crônica relacionada ao crescimento de *D. magna*. A Figura 4.54 demonstra os resultados obtidos para o crescimento de *D. magna* observado no mês de maio/08 (A) e junho/08 (B).

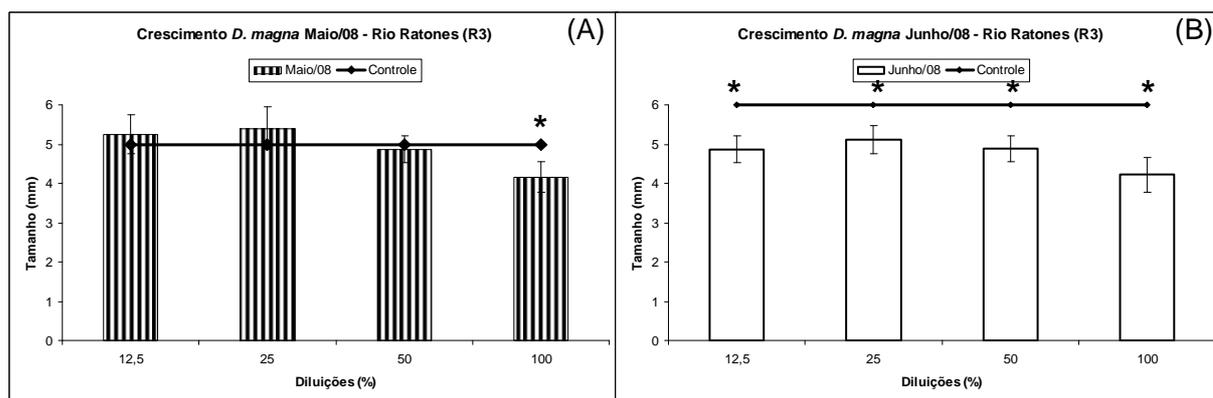


Figura 4.54 Crescimento para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R3, no Rio Ratonos para o mês de maio/08 (A) e junho/08 (B).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

A CEO observada para o mês de maio/08 foi de 100% e a CENO registrada foi 50% (Figura 4.54A). Para o mês de Junho/08, como pode ser visualizado na Figura 4.54B, foram registradas diferenças significativas entre todas as diluições testadas e o controle. Desta forma foi possível à determinação da somente da CEO, que foi considerada 12,5%, a CENO é um valor que se encontra abaixo das diluições testadas.

A reprodução de *D. magna* foi avaliada no rio Ratonos, onde 3 testes apresentaram efeitos toxicológicos crônicos. A tabela 4.48 apresenta os resultados obtidos para a reprodução de *D. magna*.

Para o Rio Ratonos, na estação amostral R4, em abril/08 (Figura 4.55A) a ocorrência de efeitos toxicológicos crônicos para a reprodução foi observada na diluição 100% (amostra bruta), sendo esta considerada a CEO. A CENO para este teste foi considerada 50%.

Para a estação amostral R3 os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda realizados considerando o parâmetro reprodução não foram considerados lineares. No mês de maio/08 não foi observado toxicidade crônica para a reprodução de *D. magna*. Para o mês de junho/08 (Figura 4.55B) foram encontradas diferenças significativas em relação ao controle somente nas diluições 100% e 25%. Para o mês de julho/08 (Figura 4.55C) o teste de toxicidade crônica realizado indicou a diferença significativa relacionada ao controle somente na diluição 25%.

Tabela 4.48 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de *D. magna* no rio Ratonos (R4) no mês de abril/08 e estação amostral R3, maio/08 e julho/08..

		Concentração	n	Média	Desvio Padrão	Coef. De Variação (%)
R4	ABRIL/08	Controle	10	20,55	2,62	12,8
		100% *	7	13,44	6,60	49,1
		50%	7	20,39	1,99	9,8
		25%	6	21,00	1,32	6,3
		12,5%	5	18,90	2,71	14,4
R3	MAIO/08	Controle	10	29,00	2,26	7,8
		100% *	9	20,78	2,94	14,2
		50%	9	25,22	4,20	16,7
		25% *	8	22,75	5,59	24,6
		12,5%	8	25,00	5,29	21,2
R3	JULHO/08	Controle	10	28,00	3,33	11,9
		100%	6	23,16	6,08	26,2
		50%	9	23,00	4,89	21,3
		25% *	9	20,88	5,08	24,3
		12,5%	9	23,11	4,45	19,3

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

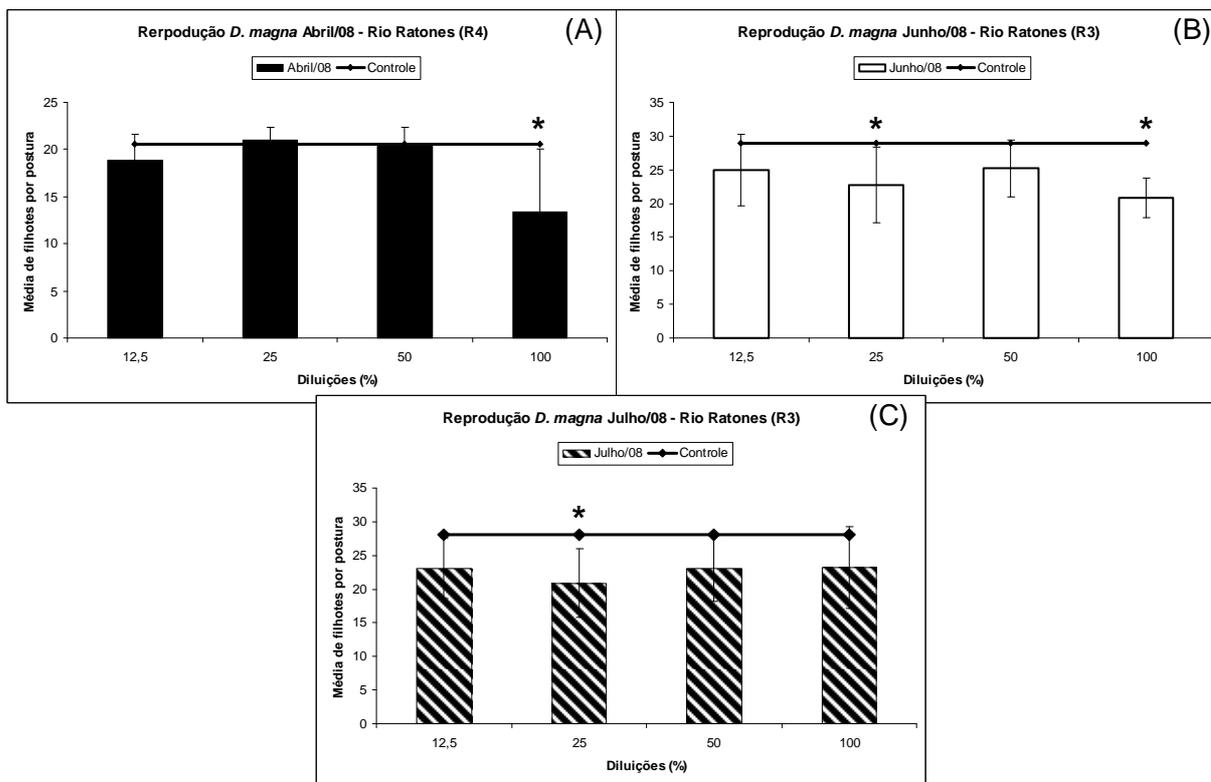


Figura 4.55 Reprodução para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral R4, no rio Ratonos para o mês de abril/08 (A), estação amostral R3, junho/08 (B) e julho/08 (C).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

Durante a realização dos testes de toxicidade crônica para amostras de água superficial coletadas no rio Ratonos a ocorrência de indivíduos que não apresentaram o processo reprodutivo foi verificada em 2 momentos durante o período de estudo.

Na estação amostra R4, no mês de abril/08, foi registrada a ocorrência de 10 indivíduos onde não foi observada a geração de filhotes. O registro destes indivíduos ocorreu em todas as diluições, com exceção do controle. Na diluição 100% foi registrado 1 indivíduo que não se reproduziu durante os 21 dias de realização do teste. Na diluição de 50%, 25% e 12,5% foram registrados 3 indivíduos em cada uma das diluições que não se reproduziram durante o teste.

Para a estação amostral R3 o registro de indivíduos que não se reproduziram ocorreu somente no mês de maio/08. Neste teste foi registrado que 15 dos 40 indivíduos utilizados para as diluições não apresentaram reprodução, o que representa 37,5% dos indivíduos testados. A Figura 4.56 representa a ocorrência de indivíduos que não se reproduziram durante o teste de toxicidade crônica na estação amostral R4 (abril/08) e R3 (maio/08).

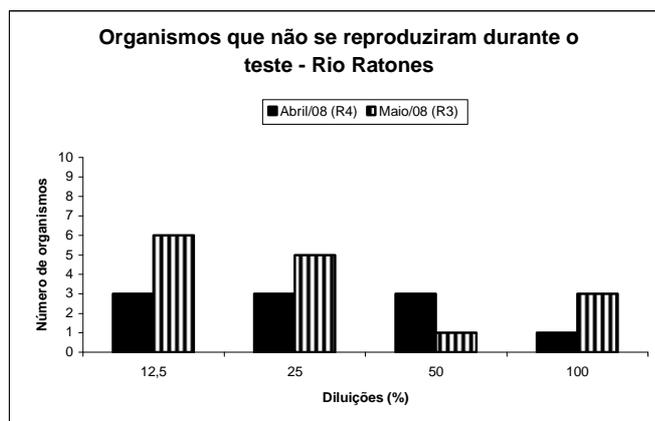


Figura 4.56 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no Rio Ratones.

Nos demais testes realizados para a estação amostral R3 nos meses de junho e julho/08 não foi registrada a ocorrência de indivíduos que não apresentaram o processo de reprodutivo.

Alterações morfológicas foram registradas somente nos testes de toxicidade crônica realizados na estação amostral R3. Foram registrados 2 indivíduos pertencentes à diluição 50% no teste de toxicidade referente ao mês de junho/08. Estes indivíduos apresentaram o encurtamento do espinho apical. Exemplo desta alteração morfológica pode ser visualizado na Figura 4.44.

No mês de julho/08 a mesma alteração morfológica (encurtamento do espinho caudal) foi registrada em 5 indivíduos, sendo que destes dois pertenciam à diluição 25% e três pertenciam à diluição 12,5%.

4.3.2.2.1.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o Rio Ratones

Após a realização das análises dos parâmetros, longevidade, crescimento, reprodução para as amostras de água superficial coletadas no rio Ratones realizou-se uma síntese dos resultados obtidos que pode ser visualizada na Tabela 4.49.

Tabela 4.49 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Ratonés - SC.

	Rio Ratonés					
	Longevidade		Crescimento		Reprodução	
	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)
Abril/08 (R4)	100	50	Não observado	Não observado	100	50
Mai/08 (R3)	Não observado	Não observado	100	50	Não observado	Não observado
Junho/08 (R3)	Não observado	Não observado	12,5	Inferior a 12,5	100 e 25	Não determinada
Julho/08 (R3)	100	50	Não observado	Não observado	25	Não determinada

Considerando os resultados apresentados na Tabela 4.49 pode-se considerar que a estação amostral R4 apresentou CEO de 100% e CENO de 50%. Para a estação amostral R3, apesar de os efeitos de toxicidade crônica para a reprodução não terem sido lineares convêm considerar a CEO como 12,5% em função da CEO observada para o parâmetro crescimento no mês de junho/08.

4.3.2.3.2 Rio Veríssimo

Devido à região em que o rio Veríssimo está localizado ser bastante plana, este rio sofre diretamente com as oscilações na altura de marés, o que influi na salinidade das amostras de água superficial. A salinidade das amostras de água superficial no Rio Veríssimo foi relatada no item 4.3.1.3 desta dissertação.

Como a salinidade esteve presente em todas as estações amostrais a realização dos testes de toxicidade crônica não ocorreu em todos os meses de estudo no mesmo local de amostragem.

No mês de abril/08 foi possível a realização do teste de toxicidade crônica na estação amostral mais próxima à foz deste rio como ocorreu para os rios Tavares, Córrego Grande e do Sertão. Nos meses de maio e julho/08 os testes de toxicidade crônica foram realizados na estação amostral V2 e nos mês de junho/08 o teste de toxicidade crônica foi realizado na estação amostral V1.

Para o mês de junho/08, mesmo na estação amostral V1, situada em local mais próximo a nascente do Rio Veríssimo a salinidade verificada correspondia a 15‰, o que levou a realização de uma série de diluições diferente para este teste. Neste teste de toxicidade crônica as diluições testadas

corresponderam aos fatores de diluição 3, 4, 6 e 8, o que corresponde às concentrações de 33,33%, 25%, 16,66% e 12,5% de amostra por diluição.

Para todos os testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficial no Rio Veríssimo não foi observada a diferença significativa entre as diluições e o controle em nenhuma das estações amostrais relacionada à sobrevivência de *D. magna*.

Ao avaliar o parâmetro crescimento, a amostra de água superficial coletada na estação amostral V3, no mês de abril/08, não apresentou diferenças significativas em relação ao controle e as diluições testadas para o crescimento de *D. magna*.

Assim como a estação amostral V3, a estação amostral V2 (maio/08), não apresentou efeitos de toxicidade crônica relacionados ao crescimento de *D. magna*.

Para a estação amostral V1, em junho/08 não foi observado efeitos de toxicidade crônica para o crescimento de *D. magna*.

O teste correspondente ao mês de julho/08 realizado utilizando amostras de água superficial coletadas na estação amostral V2 apresentou efeito de toxicidade crônica sobre o crescimento de *D. magna*, porém este efeito observado não ocorreu de forma linear, tendo sido registrado a diferença significativa entre o controle e as diluições testadas somente na diluição de 25%, desta forma não foi possível determinar a CEO para o rio Veríssimo.

Inversamente ao observado para a longevidade e crescimento de *D. magna*, ao analisar o parâmetro reprodução os efeitos de toxicidade crônica foram verificados.

Para o rio Veríssimo foram observados efeitos de toxicidade crônica sobre a reprodução de *D. magna* somente nos testes realizados nos meses de abril/08 (V3) e maio/08 (V2). No restante dos testes realizados não foram detectadas diferenças significativas existentes entre o controle e as diluições testadas.

A Tabela 4.50 e a Figura 4.57 apresentam os resultados obtidos para o rio Veríssimo no mês de abril/08 na estação amostral V3 e maio/08 na estação amostral V2.

Tabela 4.50 Resultado referente aos efeitos tóxicos sobre a reprodução de *D. magna* no Rio Veríssimo (V3) no mês de abril/08 e estação amostral V2, maio/08.

		Concentração	n	Média	Desvio Padrão	Coef. De Variação (%)
V3	ABRIL/08	Controle	10	20,15	2,99	14,9
		100% *	8	15,90	2,19	13,8
		50%	5	17,55	0,57	3,2
		25%	5	18,20	1,36	7,5
		12,5%	4	19,31	1,00	5,2
V2	MAIO/08	Controle	10	15,88	3,53	22,3
		100% *	8	11,48	1,08	9,4
		50%	8	13,13	1,63	12,5
		25%	7	13,77	2,42	17,6
		12,5%	7	15,78	2,63	16,7

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

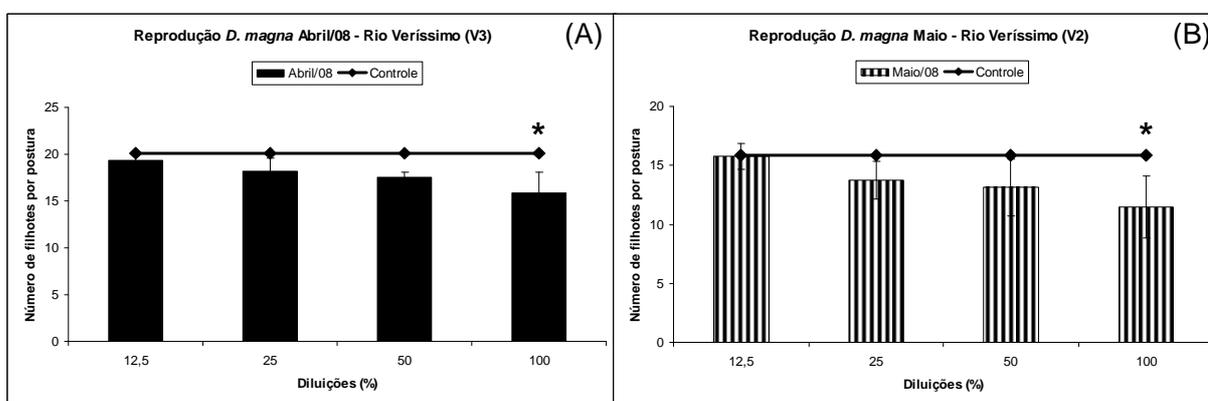


Figura 4.57 Reprodução para *D. magna* no teste de toxicidade crônica realizado na estação amostral V3, no rio Veríssimo para o mês de abril/08 (A) e estação amostral V2 em maio/08 (B).

*) a média para esta concentração é significativamente menor que a média do controle considerando um $\alpha = 0.05$ em um teste t com ajuste de Bonferroni.

Para a estação amostral V3 (Figura 4.57A), no mês de abril/08 percebe-se que a CEO determinada corresponde à diluição de 100%, enquanto que não são mais observadas diferenças significativas em relação ao controle ao realizar a diluição da amostra em 50%, sendo considerada a diluição de 50% como a CENO. Para esta estação amostral o teste de toxicidade aguda realizado não apresentou efeitos de toxicidade aguda, estando à salinidade no momento da coleta das amostras de água superficial correspondente a 2‰.

Para a estação amostral V2 (Figura 4.57B), no teste de toxicidade crônica realizado com as amostras de água superficial coletadas no mês de maio/08 também foram registrados efeitos de toxicidade crônica sobre a reprodução de *D. magna*. Esses efeitos foram registrados somente na

amostra bruta (diluição 100%), sendo este valor considerado a CEO para este teste. A CENO determinada para este teste é de 50%.

Assim como foram observados efeitos toxicológicos crônicos sobre a reprodução de *D. magna* nos meses de abril e maio/08, a ausência de reprodução nos organismos utilizados foi registrada nos testes referentes aos meses anteriormente citados.

Na estação amostral V3 (abril/08) foram registrados a ocorrência de 16 indivíduos que não apresentaram reprodução, sendo que destes 2 pertenciam à diluição 100%; 5 pertenciam à diluição 50%; 4 pertenciam à diluição 25% e 5 pertenciam à diluição 12.5%.

Na estação amostral V2 (maio/08) a ocorrência de indivíduos que não se reproduziram durante o teste foi menos expressiva, totalizando 8 indivíduos, dos quais 2 pertenciam à diluição 100%; 1 pertencia à diluição 50%; 3 pertenciam à diluição 25% e 2 pertenciam à diluição 12.5. A Figura 4.58 representa a ocorrência de indivíduos que não se reproduziram durante o teste de toxicidade crônica na estação amostral V3 (Abril/08) e V2 (Maio/08).

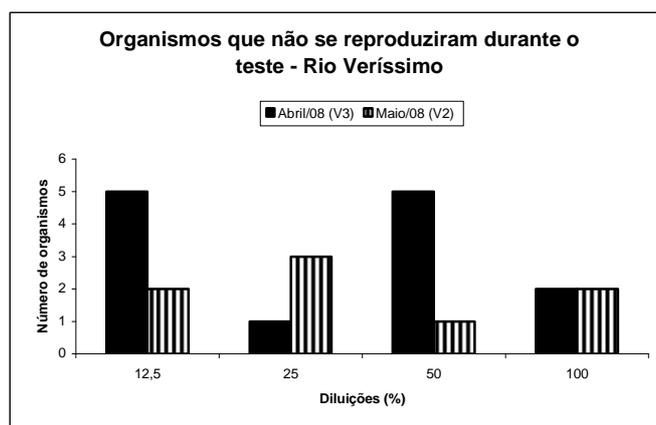


Figura 4.58 Ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo no rio Veríssimo - SC.

Diferente do que foi observado para o parâmetro reprodução, as alterações morfológicas em alguns indivíduos foram registradas somente nos testes referentes aos meses de junho/08 na estação amostral V1 e julho/08 na estação amostral V2.

A alteração morfológica de encurtamento do espinho apical foi registrada em 4 indivíduos para estes testes e ocorreu nas diluições 25% e 16.66% no teste de toxicidade crônica realizado no mês de junho/08 (estação amostral V1) e nas diluições 25% e 12.5% no teste realizado no mês de julho/08 (estação amostral V2). Exemplo desta alteração morfológica pode ser visualizado na Figura 4.44.

4.3.2.2.1 Resultado do teste de toxicidade crônica para o rio Veríssimo

Ao realizar a análise dos parâmetros, longevidade, crescimento, reprodução para as amostras de água superficial coletadas nas diferentes estações amostrais no rio do Veríssimo é possível determinar a ocorrência de efeitos tóxicos crônicos sobre *D. magna* neste ambiente. A Tabela 4.51 apresenta os resultados obtidos para os parâmetros citados anteriormente listando a CEO e CENO observada para cada teste realizado.

Tabela 4.51 Resultado para o teste de toxicidade crônica no rio Veríssimo - SC.

	Rio Veríssimo					
	Longevidade		Crescimento		Reprodução	
	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)	CEO (%)	CENO (%)
Abril/08 (V3)	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	100	50
Mai/08 (V2)	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	100	50
Junho/08 (V1)	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado	Não observado
Julho/08 (V2)	Não observado	Não observado	Somente em 25	Não determinado	Não observado	Não observado

Considerando os resultados apresentados na Tabela 4.51 e acrescentando os resultados registrados para a ocorrência de indivíduos que não apresentaram processo reprodutivo nas estações amostrais V3 e V2, e os indivíduos com alterações morfológicas (V1 – junho e V2 – julho/08) é possível concluir que as amostras de água superficial coletadas no Rio Veríssimo, em todas as estações amostrais apresentam efeitos toxicológicos crônicos sobre *D. magna*.

4.3.3 Testes de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*

Os testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficial coletadas no rio do Sertão, na estação amostral S3, pertencente à bacia hidrográfica do rio Itacorubi apresentaram efeitos de toxicidade aguda para *Vibrio fischeri*.

O lote de bactérias utilizado para a realização dos testes de toxicidade referentes aos meses de fevereiro, março, abril e maio/08 apresentou sensibilidade correspondente a $CE_{50,15\min}$ de 8,44 mg/L de

ZnSO₄.7H₂O e fator de correção correspondente a 0,7 o que tornou este teste viável para a realização dos testes de toxicidade.

O lote de bactérias utilizado para o teste de toxicidade referente ao mês de junho/08 apresentou sensibilidade correspondente a CE_{50,15min} de 5,49 mg/L de ZnSO₄.7H₂O e fator de correção correspondente a 0,6 sendo portanto viável para a utilização no teste de toxicidade.

No teste referente ao mês de fevereiro/08 não foi possível determinar a CE_{50,15min}, o resultado obtido neste teste indicou que o maior percentual de efeito correspondia a 14,37%, indicando que a amostra testada apresentava toxicidade elevada, não sendo possível determinar um intervalo de confiança considerado válido.

O resultado obtido nos testes referentes aos meses de março, abril, maio e junho/08 estão demonstrados na Tabela 4.52.

Tabela 4.52 Resultado testes de toxicidade com *Vibrio fischeri* para o rio do Sertão (S3).

Rio do Sertão (S3)	
	CE_{50,15min} (%)
Março/08	20,22
Abril/08	65,18
Maió/08	Não tóxico
Junho/08	3,21

A CE_{50,15min} determinada para a amostra referente ao mês de julho/08 foi determinada a partir da extrapolação dos dados.

O teste de toxicidade referente ao mês de julho/08 não pode ser realizado em função de problemas técnicos com o equipamento.

As amostras testadas apresentaram toxicidade elevada para *Vibrio fischeri*, em especial a amostra referente ao mês de Junho/08.

Em estudo realizado por Harmel (2004) ao analisar amostras de água superficial do Rio Piçarras, situado no município de Piçarras - SC utilizando *D. magna* e *Vibrio fischeri* como indicadores foi observada a ausência de toxicidade aguda para *D. magna* e a presença de toxicidade aguda para *Vibrio fischeri*.

Condição similar foi observada nesta pesquisa, onde os testes de toxicidade aguda com *D. magna* para estas mesmas amostras não apresentaram toxicidade aguda. Estes resultados indicam uma maior sensibilidade de *Vibrio fischeri* para as amostras de água superficial quando comparado com o micro crustáceo *D. magna*.

4.4 RELAÇÃO ENTRE TOXICIDADE E O IQA

A partir da análise dos resultados obtidos nos testes de toxicidade agudos e crônicos utilizando o micro crustáceo *D. magna* como organismo-teste e nos testes de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* com o IQA determinado para as amostras de água superficial coletadas nos rios estudados tentou-se estabelecer uma relação entre estas variáveis.

Como podem ser observados nos testes de toxicidade crônica realizados, estes por muitas vezes não apresentaram resultados lineares. De maneira geral, nas estações amostrais em que foram realizados os testes de toxicidade o IQA observado oscilou na classificação Regular e Ruim.

Na bacia hidrográfica do rio Tavares, o rio Tavares apresentou IQA médio para o período de estudo na estação amostral T3 considerado como Regular, e os testes de toxicidade indicaram a ocorrência de efeitos crônicos sobre a longevidade, crescimento e reprodução de *D. magna* em todo o período de estudo.

No rio Córrego Grande, situado na bacia hidrográfica do rio Itacorubi, o IQA médio para o período de estudo foi classificado como *Ruim*, porém os resultados obtidos para os testes de toxicidade crônica relacionados à longevidade e reprodução de *D. magna* não foram lineares nos testes realizados, todavia efeitos de toxicidade crônica foram observados. As amostras de água superficial coletadas neste rio não apresentaram toxicidade crônica para o crescimento de *D. magna*.

Situação similar ao reportado para o rio Córrego Grande ocorreu no rio do Sertão, pertencente também à bacia hidrográfica do rio Itacorubi. Os testes de toxicidade crônica relacionados ao crescimento de *D. magna* não apresentaram efeitos de toxicidade crônica, já a longevidade e reprodução de *D. magna*, apesar da não linearidade dos resultados obtidos demonstraram toxicidade crônica. Neste rio, no mês de junho/08 o IQA determinado foi classificado como Ruim, enquanto que no mês de julho/08 foi classificado como Péssimo, mas os resultados do teste de toxicidade crônica revelaram para o mês de junho maior toxicidade na água do que o determinado para o mês de julho, onde a qualidade de água foi considerada de pior qualidade em relação ao mês de junho.

Não foi possível determinar relação entre o IQA e os testes de toxicidade com *Vibrio fischeri* devido a problemas técnicos que impossibilitaram a realização de testes de toxicidade em todas as amostras de água superficial coletadas no Rio do Sertão.

Para a bacia hidrográfica do rio Ratonos nos testes de toxicidade realizados nas amostras de água superficiais coletada na estação amostral R3, situada no rio Ratonos, o IQA médio foi classificado como Bom, e apesar deste resultado foram observados efeitos de toxicidade crônica para *D. magna*.

Para o rio Veríssimo, pertencente à bacia hidrográfica do rio Ratonos, em função da salinidade foram realizados testes de toxicidade crônica ao longo de todo o rio, onde em todas as estações amostrais foram observados efeitos de toxicidade crônica para *D. magna* e as águas deste rio foram classificadas como Regular de acordo com o IQA.

Em função desta não linearidade nos resultados obtidos não foi possível determinar uma relação direta entre o IQA e a toxicidade das amostras de água superficial, pois em momentos que o IQA foi considerado *Bom* foi registrada toxicidade crônica para esta amostra de água.

De modo geral, estes resultados comprovam a dificuldade no estabelecimento de relações diretas entre parâmetros toxicológicos e físico-químicos, além de salientar a importância da utilização da toxicologia ambiental nas análises de qualidade de água por acrescentarem informações importantes que não são contempladas somente com análises de parâmetros físico-químicos e biológicos.

CAPÍTULO V

5 CONCLUSÃO

Em relação à elaboração e avaliação dos mapas de uso e ocupação do solo para as bacias hidrográficas estudadas concluiu-se que:

- O uso do solo nas diferentes bacias hidrográficas exerce influência direta sobre a qualidade das águas superficiais. Dentre as bacias hidrográficas estudadas a bacia hidrográfica do rio Itacorubi demonstrou ser a mais alterada pelo homem, com maior percentual de solo exposto e urbanização o que contribuiu de forma negativa para a qualidade da água dos rios estudados. Esta contribuição negativa ocorreu principalmente devido aos resíduos líquidos (esgotos) e sólidos despejados de forma direta nestes cursos de água.

Em relação à avaliação dos parâmetros físico-químicos das amostras de água superficial concluiu-se que:

- A tendência geral para os rios estudados foi de elevação da turbidez, sólidos totais, DBO₅, nitrogênio total e fósforo total ao longo do curso dos rios e decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido quanto mais distante da nascente. Estes parâmetros em conjunto demonstraram a deterioração da qualidade das águas destes rios.

Em relação à avaliação do parâmetro biológico (Coliformes Fecais) das amostras de água superficial concluiu-se que:

- Os Coliformes Fecais estiveram presentes em todas as amostras de água superficial analisadas. Nas amostras de água superficial coletadas nas proximidades da nascente do rio Tavares e rio Córrego Grande a ocorrência destes foi atribuída à presença de animais de sangue quente e roedores, visto que nestes locais ocorre o predomínio de Mata Nativa. Para o restante dos rios a concentração de Coliformes Fecais nas proximidades da nascente foi mais pronunciada e atribuída a alterações no uso e ocupação do solo da região de entorno destes locais.

- A tendência para todos os rios foi de elevação na concentração de Coliformes Fecais em direção a foz dos rios. Esta elevação foi indicativa do lançamento de esgoto doméstico *in natura* diretamente no curso de água destes rios.

Quanto à qualidade da água superficial (IQA) dos rios estudados nas bacias hidrográficas estudadas concluiu-se que:

- O IQA demonstrou a diminuição da qualidade de água com o aumento da distância em relação à nascente dos rios. O IQA demonstrou ter relação direta com o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, o que pode ser observado nas estações amostrais situadas nas proximidades da nascente dos rios Córrego Grande e do Sertão que diferiram em relação ao IQA devido a diferenças no uso e ocupação do solo na área de influência destas estações amostrais.

Quanto aos testes de toxicidade aguda para *D. magna* realizados concluiu-se que:

- Os testes de toxicidade aguda para *D. magna* realizados em todos os pontos de coleta de amostras de água superficial não apresentaram toxicidade para este organismo teste

Quanto aos testes de toxicidade crônica para *D. magna* concluiu-se que:

- Os testes de toxicidade crônica realizados foram de grande importância devido a não ocorrência de efeitos tóxicos agudos sobre *D. magna*. Em contraposição aos resultados obtidos considerando a toxicidade aguda, a toxicidade crônica foi observada em todos os testes realizados. Estes resultados possibilitaram uma conclusão mais segura dos resultados obtidos em relação à toxicidade das amostras de água superficial.

Quanto aos testes de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* para o Rio do Sertão concluiu-se que:

- Foi verificada toxicidade aguda para *Vibrio fischeri* nos testes realizados indicando que este organismo apresentou maior sensibilidade para as amostras de água superficial quando comparado ao resultado obtido no teste agudo com *D. magna*.

Quanto à relação entre a toxicidade e o IQA concluiu-se que:

- Não foi observada uma relação direta entre a toxicidade das amostras de água superficial e o IQA devido a não linearidade dos resultados obtidos relacionados aos testes de toxicidade crônica.

De maneira geral, a realização de testes de toxicidade com organismos aquáticos, juntamente com a análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos demonstraram ser ferramentas essenciais na avaliação do estado de saúde dos corpos hídricos e são considerados como uma maneira de alerta para um possível problema ambiental. Sabe-se que a transferência dos xenobióticos entre organismos pode ocorrer de forma indireta no meio ambiente e a execução de análises físico-químicas, biológicas e toxicológicas de forma conjunta auxilia a detecção de agentes potencialmente tóxicos presentes na coluna d'água que seja por meio do consumo da água ou através da cadeia alimentar possam ser transmitidos ao homem.

CAPÍTULO VI

6 RECOMENDAÇÕES

- Incluir nas variáveis de qualidade de água dados sobre a vazão do curso de água no momento da amostragem de água superficial para auxiliar na identificação das fontes pontuais e não-pontuais de poluição;
- Realizar testes de toxicidade aquática utilizando outros organismos, como microalgas, misidáceos e peixes, de forma a abranger toda e/ou parte da cadeia alimentar aquática;
- Realizar testes de toxicidade crônica com *D. magna* juntamente com os testes de toxicidade aguda, em todos os locais de amostragem, para se obter um maior conhecimento a respeito da toxicidade para este organismo;
- Realizar testes de genotoxicidade, como por exemplo, o “Teste do Cometa”;
- Realizar testes de mutagenicidade, como por exemplo, o “Teste do Micronúcleo”;
- Busca de padronização na metodologia do teste de toxicidade crônica com *D. magna* para facilitar a discussão e comparação dos resultados obtidos com resultados encontrados na literatura.

CAPÍTULO VII

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Saneamento em Santa Catarina X Investimentos do PAC. ABES, Florianópolis: Santa Catarina. 2008. Disponível em: <http://www.abes-sc.org.br/novosite/images/documentos/SaneamentoPAC.pdf> Acesso em 3 de outubro de 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladocera, Crustacea)**: NBR 12.713. Rio de Janeiro: ABNT, 2003^a.

_____. **Ecotoxicologia Aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp. (Crustacea, Cladocera)**: NBR 13.373. Rio de Janeiro: ABNT, 2003^b.

_____. **Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente): Parte 1 – Método utilizando bactérias recém cultivadas**: NBR 15411-1. Rio de Janeiro: ABNT, 2006^a.

_____. **Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente): Parte 2 – Método utilizando bactérias desidratadas**: NBR 15411-2. Rio de Janeiro: ABNT, 2006^b.

_____. **Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente): Parte 3 – Método utilizando bactérias liofilizadas**: NBR 15411-3. Rio de Janeiro: ABNT, 2006^c.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**, Caderno de Recursos Hídricos, Brasília, ANA, SPR. 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20^a ed., APHA: Washington, 1998.

ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de Ensaio de Toxicidade com Organismos Aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Org.) **Ecotoxicologia Aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RIMA, 2006.

ARNÉR, M.; KOIVISTO, S. Effects of salinity on metabolism and life history characteristics of *Daphnia magna*. **Hydrobiologia**, v. 259, p. 69-77. 1993.

BALLESTER, M. V. R. *et al.* Análise Integrada de Bacias de Drenagem Utilizando Sistemas de Informações Geográficas e Biogeoquímica de Águas Superficiais: A Bacia do Rio Piracicaba (São Paulo). In: Schiavetti & Camargo (Org). **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, BA: Editus, p. 219 – 238, 2002.

BARBOUR, M. T. *et al.* **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Bentic Macroinvertebrate and Fish**. 2. ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, D.C. 1999.

BEATRICI, A. C. et al. Fertilidade e Sensibilidade de *Daphnia similis* e *Daphnia magna* Submetidas a Diferentes Cultivos. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol**, v.1, n.2, p. 123-126. 2006.

BERTOLETTI, E.; DOMINGUES, D. F. Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Org.) **Ecotoxicologia Aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RIMA, 2006.

BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia aquática. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L. BARRELA, W. (Eds.) **Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações**. EDUC, São Paulo, p. 219 – 228, 2001.

BHARGAVA, D.S. Use of a Water Quality Index for river classification and zoning of Ganga River. **Environmental Pollution** (Series B), v. 6, p. 51-67. 1983.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss, New York. 478p. 1994.

BOHER, M. B. **Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do Sistema de Tratamento dos Efluentes Líquidos Industriais (SITEL) do Pólo Petroquímico do Sul, Triunfo, RS através da comunidade zooplânctônica**. Tese de Doutorado. Doutorado em Ciências. UFSCar, 1995.

BRASIL. Lei nº 9.433. Institui a política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, 08 de janeiro de 1997.

_____. Portaria MS nº 518. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 de março de 2004.

_____. Resolução CONAMA nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e de outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 de março de 2005.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3ª Ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB. 616p. 1986.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**. Florianópolis – SC. 130p.

Dissertação (mestre em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

BROWN, R.M. *et al.* Water Quality Index – Do we dare? **Water & Sewage Works**, p. 339-343. 1970.

BROWN, R. M. *et al.* “Validating the WQI”, **National Meeting on Water Resources Engineering of the American Society for Civil Engineers**, Washington, D.C., Environmental Indices Theory and Practice”, ed. W. Ott, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI. 1973.

BURATINI, S.; BERTOLETTI, B.; ZAGATTO, P. A. Evaluation of *Daphnia similis* as a test species in ecotoxicological assays. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 73, n. 5, p. 878-882. 2004.

CARUSO, M. M .L. **O Desmatamento de Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Florianópolis, Editora da UFSC. 158 p. 1983.

CARDOSO, T. R. *et al.* Genotoxicity and toxicity assessment in urban hydrographic basins. **Mutation Research**, v. 603, p. 83-96. 2006

CARVALHO, A. N. de; OLIVEIRA, M. V. C. de **Princípios básicos do saneamento do meio**. 3ª ed. São Paulo: Ed. SENAC, 167p. 2003.

CECCA. **Uma cidade numa Ilha: relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina**. Centro de Estudos de Cultura e Cidadania, Florianópolis, Insular, 248p. 1996.

CECCA. **Unidades de Conservação da Ilha de Santa Catarina.**, Florianópolis: Editora Insular, 1997.

CENTENO, J. A. S. **Sensoriamento remoto e processamento de imagens digitais**. Curitiba: UFPR, 219p., 2003.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. 2ª ed. Taylor & Francis, p. 626. 1996.

CHASIN, A. A. da M.; AZEVEDO, F. A. Intoxicação e avaliação da toxicidade. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. da M. (Org.) **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RIMA, 2003.

CHEUNG *et al.* Assessment of sediment toxicity using different trophic organisms. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 32, p. 260-267, 1997.

CHRISTENSEN, A. M.; NAKAJIMA, F.; BAUN, A. Toxicity of water and sediment in a small urban river (Store Vejlea, Denmark) **Environmental Pollution**, v. 144, p. 621-625. 2006.

CHU, S. P. The influence of the mineral composition of the medium on the growth of planktonic algae. I – methods and culture media. **Journal of Ecology**, n.30, p. 284-325. 1942.

CRUZ, O. **A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo: um estudo de geomorfologia costeira**. Editora da UFSC. Florianópolis, p. 280, 1998.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Variáveis de qualidade das águas**. CETESB. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp> Acesso em 02 de abril de 2008^a.

_____. **Índice de qualidade das águas**. CETESB. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp Acesso em 09 de março de 2008^b.

COONEY, J. D. Freshwater tests. In: RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1.125p. 1995.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental Management**, v. 21, p. 161-179. 1985.

CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas-SP: IG/UNICAMP, 170p., 1993.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG - DIN. **Testverfahren mit Wasserorganismen (gruppeL) Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen: DIN 38412-11**. Berlin: DIN, 1989.

_____. **Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) - Teil 37: Bestimmung der Hemmwirkung von Wasser auf das Wachstum von Bakterien (Photobacterium phosphoreum; Zellvermehrungs-Hemmtest) (L 37): DIN 38412-37**. Berlin: DIN, 1999.

DINIUS, S.R. Design of an index of water quality. **Water Resources Bulletin**, v. 23(5), p. 833-843. 1987.

DOJLIDO, J.; RANISZEWSKI, J.; WOYCIECHOWSKA, J. Water Quality Index- Application for rivers in Vistula River Basin in Poland. **Water Science Technology**, v. 30(10), p. 57-64. 1994

DUNNETTE, D.A. A geographically variable water quality index used in Oregon. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 51(1), p. 53-61. 1979.

DUTRA, S. J. A Bacia Hidrográfica do Córrego Grande, Ilha de Santa Catarina, Brasil. In: Soriano-Sierra, E. J. & Sierra de Ledo (Eds). **Ecologia e Gerenciamento do Manguezal de Itacorubi**. NEMAR/CCB/UFSC. SDM/FEPEMA. Florianópolis, Brasil. p. 31-46, 1998.

EBERSOLE, J.L.; LISS, W.J.; FRISSELL, C.A. Restoration of Stream Habitats in the Western United States: Restoration as Reexpression of Habitat Capacity. **Envir. Manag.**, 21 (1), 1-14, 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. USEPA. **Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual**: EPA 841-B-97-003. Washington, USA: EPA, 1997. Disponível em <<http://www.epa.gov/volunteer/stream/index.html>> Acesso em 12 de agosto de 2008.

_____. **Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms**: EPA 821-R-02-013. 4th ed. Washington, USA: EPA, 2002.

_____. EMSL Cincinnati **Dunnet Software version 1.5**. Disponível em: <http://www.epa.gov/nerleerd/stat2.htm#dunnett> EPA, 2008. Acesso em 11 de julho de 2008.

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

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Relevância de parâmetros de qualidade das águas aplicados a águas correntes. Parte I: Características gerais, nutrientes, elementos traço e substâncias nocivas inorgânicas, características biológicas**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 108p. 1999.

_____. Portaria nº 017/02: Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens. FATMA: Florianópolis - Santa Catarina, 2002. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/download/legislação/tema3/PORTARIA_17_2002.doc Acesso em: 12/10/2008.

GARCIAS, C. M. Indicadores de Qualidade Ambiental Urbana. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L. BARRELA, W. (Eds.) **Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações**. EDUC, São Paulo, p. 275 – 285, 2001.

GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. D. S. Diagnóstico do Reservatório do Vacacaí-Mirim através de Índices de Qualidade de Água. **1º Seminário sobre Qualidade de Água Continentais no MERCOSUL**, Porto Alegre. 1994.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. *et al.* **Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos**, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), São Paulo, 1990.

GILBERT, O. L. **The Ecology of Urban Habitats**. Chapman & Hall, London, 1991. 369p.

GROPPO, J. D. **Estudo de tendências nas séries temporais de qualidade de água de rios do estado de São Paulo com diferentes graus de intervenção antrópica**. Piracicaba-SP, 72p. Dissertação (mestre em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2005.

GUILHERMINO, L. *et al.* A *Daphnia magna* First-Brood Chronic Test: Na Alternative to the Conventional 21-Day Chronic Bioassay? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 42 p. 67-74. 1999.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Sperman-Karber method for calculation of EC50 and LC50 values in bioassays. **Burlington Research inc. fci. Tecnol.** N. 11, v. 7, p. 114-119. 1977.

HANAZATO, T. Growth analysis of *Daphnia* early juvenile stages as an alternative method to test the chronic effect of chemicals. **Chemosphere**, v. 36, n. 8, p. 1903-1909. 1998.

HARDING, J. S. *et al.* Stream Biodiversity: The ghost of land use past. **Proc. Natl. Acad. Sci.** (ecology), v. 95, p. 14843 – 14847. 1998.

HARMEL, V. C. **Padronização de um teste de toxicidade crônica com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para análise da qualidade de águas superficiais.** Blumenau-SC, 100p. Dissertação (mestre em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau, 2004.

HERMANN, M. L. P. **Aspectos ambientais da porção central da Ilha de Santa Catarina.** Florianópolis, UFSC. Dissertação de Mestrado em Geografia. 229p, 1989.

HOUSE, M.A.; ELLIS, J.B. The development of water quality indices for operational management, **Water Science Technology**, v. 19(9), p. 145-154. 1987.

HOWARTH, R. W. *et al.* Some Approaches for Assessing Human Influences on Fluxes of Nitrogen and Organic Carbon to Estuaries. In: Hobbie, J. E. **Estuarine Science: a synthetic approach to research and practice.** Washington, DC: Island Press, p. 17-41, 2000.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Portaria IAP nº 019 de 10 de fevereiro de 2006.** Aprova e determina o cumprimento da Instrução Normativa DIRAM nº 002/006, que estabelece o Sistema de Automonitoramento de Atividades Poluidoras no Paraná. IAP: Curitiba - Paraná, 2006. Disponível em: http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/iap/portaria_019_2006.pdf Acesso em 02 de janeiro de 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contagem e Estimativas da População 2007.** IBGE. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em 02 de março de 2008.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **SISTEMA DE CÁLCULO DA QUALIDADE DA ÁGUA (SCQA) Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA).** IGAM. 2005.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Water quality – Fresh water algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*:** ISO 8692. USA: ISO, 1989.

_____. **Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Stratus (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity test:** ISO 6341. USA: ISO, 1996.

_____. **Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 1: Method using freshly prepared bacteria.** ISO 11348-1. USA: ISO, 1998^a.

_____. **Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 2: Method using liquid-dried bacteria.** ISO 11348-2. USA: ISO, 1998^b.

_____. **Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 1: Method using freeze-dried prepared bacteria.** ISO 11348-3. USA: ISO, 1998^c.

JENNINGS, V. L. K; RAYNER-BRANDES, M. H.; BIRD, D. Assessing chemical with the bioluminescent photobacterium (*Vibrio fischeri*): a comparison of three commercial systems. **Water Research**, v. 35 (14), p. 3448-3456, 2001.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis: FATMA/GTZ, 289p. 2004.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N.B., Martos, H.L., BARRELA, W. (Eds.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações.** EDUC, São Paulo, pp. 77-94, 2001.

KRUSCHE, A. V. *et al.* Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin). **Water Research**, v. 36, p. 2743- 2752, 2002.

MACHADO, P. A. L. **Direito ambiental brasileiro.** 10^a ed. Rev., atual. e ampl. São Paulo:Malheiros, p. 53-69; 126-131. 2002.

MAIER, M. H. Considerações Sobre Características Limnológicas de Ambientes Lóticos, **B. Inst., Pesca.** V. 5(2), p. 75-90. 1978.

MARKICH, S. J.; BROWN, P. L. Relative importance of natural and anthropogenic influence on the fresh surface water chemistry of the Hawkesbury-Nepean River, South-Eastern, Australia. **The Science of the Total Environment**, v. 217, p. 201-230, 1998.

MARTINS *et al.* **Sedimentologia da Ilha de Santa Catarina.** 1 – Areias Praiais. Publicação especial, Escola de Ecologia – UFRS, Porto Alegre, n^o 18, pp. 1 – 55, 1970.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Occurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil. **Hydrobiologia**, v. 112, p. 161-165. 1984.

MATIAS, W. G. **Apostila do Curso de Toxicologia Ambiental.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 1997.

MATIAS, W. G. Toxicologia Ambiental. **Apostila**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

MICHAUD, J. P. **A Citizen's user guide to Understanding and Monitoring Lakes and Streams**. Washington State Centennial Clean Water Found, 73p. 1991.

MILTNER, R. J. & RANKIN, E. T. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. **Freshwater Biology**, v. 40, pp. 145-158, 1998.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **11º Relatório de atividades 2000-2004**. Programa Nacional do Meio Ambiente: MMA, Brasília, 2004.

MIRANDA, L. B. de; CASTRO, B. M. de; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 414p. 2002.

MONTEIRO, R. T. R. *et al.* Projeto Políticas Públicas FAPESP – Qualidade da água da sub-bacia do rio Corumbataí. In: **Assembléia Nacional da ASSEMAE**, 34 (Caxias do Sul, 2004). Saneamento Ambiental: a hora da solução. Anais...Caxias do Sul: ASSEMAE, 2004.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 2ª Ed. LTC Editora, Rio de Janeiro.463p. 1999.

MÜLLER, G. O mangue do Itacorubi. Notícia on-line, site Jornal de Olho na Ilha, publicado em 04 de janeiro de 2008,. Disponível em <http://www.deolhonilha.com.br/colunistas> Acesso em 18 março de 2008.

MURDOCK, J. ROELKE & D. GELWICK, F. Interactions between flow, peryphyton, and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. **Ecological Engineering**, v. 22, pp. 1997-207, 2004.

MUYSSSEN, B. T. A.; JANSSEN, C. R. Age and exposure duration as a factor influencing Cu and Zn toxicity toward *Daphnia magna*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 63, n. 8, p. 436-442. 2007.

NADY, R. B. et al. Reprint of “Chronic toxicity of silver nitrate to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna*, and potential mitigating factors”. **Aquatic Toxicology**, v. 84, I-X. 2007.

NAZARETH, H. **Curso Básico de Estatística**. 12. Ed. São Paulo: Ática, 2003.

NORMAN, C. G. Urban runoff effects on Ohio River water quality. **Water Environ. Tech.** v. 3(6), p. 44 – 46. 1991.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2ª Ed. São Paulo-SP: Edgar Blücher, 308 p., 1992.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AD DEVELOPMENT. OECD. ***Daphnia sp.*, acute immobilization test and reproduction test – Part II**: Guidelines 202. Paris: OECD, 1984.

PALUPI, K. *et al.* River water quality study in the vicinity of Jakarta. **Water Science Technology**. v. 31(9), p. 17-25. 1995.

PASKOFF, R. **Les littoraux - impact des aménagements sur leur évolution**, Col. Géographie, Paris, Masson, 185p. 1985.

PARRISH, P. R. Acute Toxicity tests. In: RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1.125p. 1995.

PERLMAN, H. **The effects of urbanization and agriculture on water quality: Nitrogen**. Disponível em: <http://ga.water.usgs.gov/edu/urbannitrogen.html> Acesso em 28 de novembro de 2008.

POMPEU, P. S., ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, 42: p. 11-22. 2005.

PORTO, M. F. A. **Sistemas de Gestão de Qualidade das Águas, uma proposta para o caso brasileiro**, Tese de Livre Docência, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo. 2002.

PORTO, R. L. L. *et al.* **Hidrologia Ambiental**, 3^a Ed. Edusp, São Paulo, 414 p., 1991.

RAND G. M. & PETROCELLI, S. R. (eds.) **Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications**. Washington, DC: Hemisphere, 1985.

RAND, G. M.; WELLS, P. G. & MCCARTY, L. S. Introduction to aquatic toxicology. In: RAND, G. M. (ed.). **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: Taylor e Francis. 1.125p. 1995.

RONCO, A.; BÁEZ, M. C. D.; GRANADOS, Y. P. **Ensayos Toxicológicos Y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas – Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones**; Morales, G. C., Ed.: Centro Internacional de Investigaciones para El Desarrollo: Ottawa, cap. I, 2004.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. 6^a Ed. São Paulo: Roca, 1.029p. 1996.

SAEGER, J. Developments in water quality standards and classification schemes in England and Wales. **Water Science Technology**. v. 30, p. 11-19. 1994.

SÁNCHEZ, M. ET al. Assessment of the toxicity of a pesticide with a two-generation reproduction test using *Daphnia magna*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology**, v. 124, n. 3, p. 247-252. 1999.

SAKAY, M. Use of chronic tests with *Daphnia magna* for examination of diluted river water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 58, p. 376-381. 2002.

SAWYER, C. N., McCARTHY, P. L. **Chemistry for Environmental Engineering**, third edition, McGraw Hill, Singapore, Philippines, 532 p. 1978.

SANTA CATARINA. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE. Destino de esgoto por município e regionais de saúde, segundo SIAB – Sistema de Informação da Atenção Básica e CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento. Estado de Santa Catarina. **Relatórios: SES**, Florianópolis: Santa Catarina. 2006.

SANTA CATARINA. Resolução CERH n° 001. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água de Santa Catarina e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Florianópolis, 24 de julho de 2008.

SCHAEFFER-NOVELI, Y. **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 64p. 1995.

SCHETTINI, C. A. F.; PEREIRA FILHO, J.; SPILLERE, L. Caracterização oceanográfica e biogeoquímica dos Estuários dos Rios Tavares e Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. **Notas Técnicas Facimar**, v. 4, p. 11-28, 2000.

SCHUYTEMA, G. S.; NEBEKER, A. V.; SUTZMAN, T. W. Salinity Tolerance of *Daphnia magna* and Potential Use for Estuarine Sediment Toxicity Tests. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 33, p. 194-198. 1997

SHARIFI, M. Assessment of surface water quality by an index system in Anzali Basin. In The Hydrological Basis for Water Resources Management, **IAHS Publication**, v. 197, p. 163-171. 1990.

SILVA *et al.* AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO CADENA – MUNICÍPIO DE SANTA MARIA-RS **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** - Joinville - Santa Catarina. 2003.

SILVEIRA, R. M. **Testes de Toxicidade e Bioindicadores como instrumento para Caracterização Ambiental do rio Itajaí-Mirim, SC**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. UNIVALI, 2007.

SMITH, D. G. A better water quality indexing system for rivers and streams. **Water Research**, v. 24(10), p. 1237-1244. 1990.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 3ª Ed. P. 452, 2005.

TERRA, N. R.; FEIDEN, I. R. Reproduction and survival of *Daphnia magna* Stratus, 1820 (Crustacea, Cladocera) under different hardness conditions. **Acta Limnologica Brasiliis**, v. 15, n. 2, p. 51-55. 2003.

- TERRA, N. R. *et al.* Reproduction inhibition in *Daphnia magna* Straus 1820, exposed to sediment samples of an area under impact from the petrochemical industry. **Acta Limnologica Brasilis**, v. 15, n. 3, p. 229-337. 2006.
- TERRA, N. R. *et al.* Ecotoxicological evaluation of sediment and water samples from Sinos River, Rio Grande do Sul, Brazil, using *Daphnia magna* and V79 cells. **Acta Limnologica Brasilis**, v. 20, n. 1, p. 63-72. 2008^a.
- TERRA, N. R. *et al.* Taquari River (Rio Grande do Sul, Brazil) sediment ecotoxicology, using *Daphnia magna*, 1820, Straus as test organism. **Acta Limnologica Brasilis**, v. 20, n. 2, p. 153-159. 2008^b.
- TERRA, N. R. *et al.* Chronic assays with *Daphnia magna*, 1820, Straus in sediment samples from Caí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasilis**, v. 19, n. 1, p. 31-41. 2007.
- THORNE, R. S. J & WILLIAMS, W. P., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, 37: 671-686.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade: ABRH: EDUSP. 1993. 943 p.
- UMBUZEIRO, G. de A.; ROGRIGUES, P. F. O teste de toxicidade com bactérias luminescentes e o Controle da Poluição. *Informativo técnico. Ambiente técnico – CRF/CETESB* ano 4 n° 007, junho, 2004.
- VARGAS, V. M. F. *et al.* Técnicas ecotoxicológicas avançadas para análise de risco em áreas de impacto ambiental. **XVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2000.
- WEBER, C. I. **Method for measuring the acute toxicity of effluents and receiving water to freshwater and marina organisms**. Cincinnati, Ohio: EPA, 253 p. 1993.
- WERKER, A.G.; HALL, E.R. The influence of pH on the growth-linked biodegradation kinetics of selected resin acids found in pulp mill effluent, **Tappi Journal**, v. 82, n. 7, p. 169-177. 1999.
- WHITE, P.A., RASMUSSEN, J.B. The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. **Mut. Res.**, 410: 223-236, 1998.
- WHITEFIELD, J. Vital Signs. **Nature**, v. 411 (28), p. 989-990. Disponível em: <http://www.nature.com>. Acesso em 13 de março de 2008.
- WILLS, M.; IRVINE, K. N. Application of National Sanitation Foundation Water Quality Index in the Cazenovia Creek, NY, pilot watershed management project. **Middle States Geographer**, v. 29, p. 95-104. 1996.
- WITTLER, H. C. P. **As Leis Ambientais**. Disponível em <http://www.artigo1.com.br>. Acesso em 24 de setembro de 2008.

YU, J. K.; FOGEL, M. M. The development of a combined Water Quality Index. **Water Resources Bulletin**, v. 14(5), p. 1239-1250. 1978.

YU, M-H. **Environmental toxicology: biological and health effects of pollutants**. 2a ed. CRC Press LLC. Florida, 2005.

ZAGATTO, P. A; GOLDSTEIN, E. G. Estudo comparative entre as taxas de reprodução de *Daphnia similis* Claus, 1876 e *Daphnia magna* Straus, 1820: resultados preliminares. **Anais. Simp. Bras. Aquicul. III** São Carlos. p. 411-423. 1984.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Org.) **Ecotoxicologia Aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RIMA, 2006.

ZAMBIONI, A. J. **Avaliação da qualidade da água e sedimento do canal de São Sebastião através de testes de toxicidade com *Lytechinus variegatus***. Tese (Doutorado em ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993.

ZAKRZEWSKI, S. F. **Principles of Environmental Toxicology**, American Chemical Society: Washington, 1994.

ZILMER, T. A.; VARELLA, R. F.; ROSSETE, A. N. Avaliação de algumas características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina – MT. **Holos Environment**, v. 7, n. 2, p. 123-138. 2007.

**APÊNDICE A - TABELA PARA REGISTRO DE INFORMAÇÕES NOS
TESTES CRÔNICOS COM *D. magna***

APÊNDICE B - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Bacia Hidrográfica do Rio Tavares - Rio Tavares

Estação Amostral	Mês/Ano	Data Coleta	Salinidade (‰)	Turbidez (UNT)	Temp. Água (°C)	OD (mg/L)	pH	DBO ₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)
T0	Fevereiro/08	17/02/08										
T0	Março/08	25/03/08										
T0	Abril/08	24/04/08	0,0	1,9	19,9	9,6	8,6	13,0	6,5	0,0	1030,0	14,6
T0	Mai/08	21/05/08	0,0	0,1	17,6	8,1	7,5	1,0	0,1	0,0	60,0	5,2
T0	Junho/08	20/06/08	0,0	0,3	13,2	8,2	7,6	6,0	0,4	0,1	1030,0	5,1
T0	Julho/08	18/07/08	0,0	0,3	16,0	8,9	7,4	5,0	3,8	0,0	200,0	5,2
T1	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	15,0	18,8	7,6	5,7	11,0	5,2	0,3	1730,0	2419,2
T1	Março/08	25/03/08	0,0	7,31	22,6	7,9	8,1	2,0	3,1	0,7	1140,0	461,7
T1	Abril/08	24/04/08	0,0	15,3	21,2	5,3	7,7	8,0	1,3	0,0	1580,0	2419,2
T1	Mai/08	21/05/08	0,0	4,42	17,6	6,6	7,1	5,0	0,0	7,6	950,0	185,0
T1	Junho/08	20/06/08	0,0	4,0	13,0	7,3	7,0	1,0	0,3	0,2	900,0	86,2
T1	Julho/08	18/07/08	0,0	8,34	15,8	9,0	7,3	7,0	2,9	0,6	1060,0	648,8
T2	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	20,0	18,8	7,5	5,3	21,0	8,7	0,8	1850,0	487,0
T2	Março/08	25/03/08	0,0	18,9	23,1	6,5	8,0	3,0	0,8	1,9	1970,0	467,0
T2	Abril/08	24/04/08	0,0	33,7	23,6	7,3	7,9	8,0	0,5	2,5	1280,0	988,0
T2	Mai/08	21/05/08	0,0	8,96	18,1	6,2	7,3	7,0	0,4	0,0	1170,0	391,0
T2	Junho/08	20/06/08	0,0	5,61	12,1	6,4	6,6	5,0	2,4	0,2	1280,0	3873,0
T2	Julho/08	18/07/08	0,0	12,2	15,7	6,9	7,3	3,0	6,9	2,0	790,0	2613,0
T3	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	15,9	17,9	3,8	6,4	12,0	7,1	1,1	4960,0	6300,0
T3	Março/08	25/03/08	0,0	17,0	23,2	5,1	7,6	9,0	0,6	3,9	1390,0	3100,0
T3	Abril/08	24/04/08	0,0	12,5	22,9	9,3	8,0	9,0	0,3	0,4	1260,0	13400,0
T3	Mai/08	21/05/08	0,0	10,5	18,5	4,7	6,9	0,0	0,4	8,6	2700,0	21600,0
T3	Junho/08	20/06/08	6,0	9,2	12,3	4,9	6,5	8,0	0,6	0,6	72430,0	8400,0
T3	Julho/08	18/07/08	3,0	8,2	17,4	4,4	7,3	0,0	9,5	0,0	12970,0	57800,0

Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi – Rio Córrego Grande

Estação Amostrál	Mês/Ano	Data Coleta	Salinidade (‰)	Turbidez (UNT)	Temp. Água (°C)	OD (mg/L)	pH	DBO₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)
C0	Fevereiro/08	17/02/08										
C0	Março/08	24/03/08										
C0	Abril/08	24/04/08	0,0	4,7	21,9	9,6	8,4	3,0	0,2	0,0	70,0	23,3
C0	Maio/08	21/05/08	0,0	2,3	20,3	7,0	8,6	0,0	0,5	0,0	480,0	2,0
C0	Junho/08	20/06/08	0,0	1,9	12,5	8,4	7,6	2,0	0,3	0,06	770,0	5,2
C0	Julho/08	16/07/08	0,0	2,6	16,7	8,2	7,1	7,0	6,0	0,0	610,0	13,1
C1	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	2,9	19,3	8,2	8,1	47,0	3,8	0,0	280,0	574,8
C1	Março/08	24/03/08	0,0	7,1	23,2	7,4	9,4	7,0	0,3	0,9	460,0	166,9
C1	Abril/08	24/04/08	0,0	6,0	23,3	9,3	8,8	6,0	0,1	3,4	250,0	344,1
C1	Maio/08	21/05/08	0,0	2,6	20,6	7,2	8,6	10,0	0,0	0,0	770,0	2419,2
C1	Junho/08	20/06/08	0,0	2,4	13,3	8,9	7,2	4,0	0,6	0,0	670,0	8664,0
C1	Julho/08	16/07/08	0,0	5,8	17,6	7,8	7,1	4,0	5,6	0,0	810,0	2419,6
C2	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	18,1	20,4	5,2	7,1	54,0	6,5	0,2	1760,0	241920,0
C2	Março/08	24/03/08	0,0	15,7	24,1	6,9	8,7	9,0	1,8	1,5	900,0	81640,0
C2	Abril/08	24/04/08	0,0	9,5	22,6	9,1	8,3	11,0	0,4	0,0	730,0	173290,0
C2	Maio/08	21/05/08	0,0	7,9	21,5	5,2	7,7	36,0	3,7	0,0	1160,0	155310,0
C2	Junho/08	20/06/08	0,0	5,5	11,5	6,4	6,9	30,0	10,6	1,1	1360,0	198630,0
C2	Julho/08	16/07/08	0,0	30,5	20,1	3,7	7,0	71,0	97,2	8,0	2600,0	241960,0
C3	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	9,0	15,1	6,3	6,8	45,0	6,0	0,4	1360,0	35400,0
C3	Março/08	24/03/08	0,0	9,9	23,6	6,6	9,3	13,0	1,9	2,3	910,0	47200,0
C3	Abril/08	24/04/08	0,0	8,4	22,6	7,5	8,2	16,0	2,6	0,5	520,0	172200,0
C3	Maio/08	21/05/08	0,0	9,1	21,5	5,4	8,0	21,0	3,0	0,0	13140,0	66300,0
C3	Junho/08	20/06/08	0,0	7,9	11,9	6,5	6,9	9,0	6,9	0,7	1000,0	137400,0
C3	Julho/08	16/07/08	0,0	11,4	20,0	3,3	7,0	18,0	37,0	1,2	1640,0	148300,0

Rio do Sertão

Estação Amostrал	Mês/Ano	Data Coleta	Salinidade (‰)	Turbidez (UNT)	Temp. Água (°C)	OD (mg/L)	pH	DBO ₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)
S1	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	14,7	16,8	8,6	8,2	2,0	0,5	0,0	660,0	2419,2
S1	Março/08	24/03/08	0,0	10,1	22,6	7,1	9,1	0,0	0,4	2,4	740,0	249,0
S1	Abril/08	24/04/08	0,0	6,2	23,9	8,0	8,5	7,0	5,0	0,0	290,0	101,4
S1	Maio/08	21/05/08	0,0	3,9	22,5	5,5	8,2	33,0	0,0	0,0	460,0	98,7
S1	Junho/08	20/06/08	0,0	6,9	9,3	8,1	8,3	6,0	0,4	0,1	610,0	1046,2
S1	Julho/08	16/07/08	0,0	8,0	16,4	7,0	7,2	5,0	5,5	0,9	80,0	100,0
S2	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	38,6	16,0	8,5	5,9	9,0	2,7	2,2	2120,0	5980,0
S2	Março/08	24/03/08	0,0	23,3	24,9	7,4	9,3	0,0	0,7	1,9	1020,0	111990,0
S2	Abril/08	24/04/08	0,0	12,4	24,1	7,6	8,4	13,0	0,3	0,0	6410,0	1220,0
S2	Maio/08	21/05/08	0,0	5,4	21,5	5,7	8,2	25,0	0,3	0,0	860,0	6200,0
S2	Junho/08	20/06/08	0,0	8,4	13,3	9,1	7,9	1,0	1,2	1,2	1590,0	410,0
S2	Julho/08	16/07/08	0,0	23,0	16,9	7,1	7,1	7,0	6,6	0,4	1350,0	260,3
S3	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	12,9	17,3	5,5	7,0	41,0	8,3	0,7	1380,0	54500,0
S3	Março/08	24/03/08	0,0	16,9	25,1	5,6	8,7	16,0	2,8	1,7	1620,0	488400,0
S3	Abril/08	24/04/08	0,0	11,3	23,9	5,8	7,5	21,0	4,9	5,2	1340,0	135400,0
S3	Maio/08	21/05/08	0,0	13,7	25,2	3,1	7,7	46,0	15,2	0,0	2080,0	112400,0
S3	Junho/08	20/06/08	0,0	4,9	14,0	4,9	6,9	7,0	10,1	2,0	1420,0	461100,0
S3	Julho/08	16/07/08	0,0	25,3	23,5	3,0	6,9	38,0	57,7	1,0	2750,0	344100,0

Bacia Hidrográfica do Rio Ratoles – Rio Ratoles

Estação Amostrada	Mês/Ano	Data Coleta	Salinidade (‰)	Turbidez (UNT)	Temp. Água (°C)	OD (mg/L)	pH	DBO ₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)
R1	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	13,0	20,1	6,5	7,3	63,0	20,6	0,5	700,0	17,7
R1	Março/08	26/03/08	0,0	3,3	24,2	8,2	8,7	25,0	0,4	2,0	1010,0	29,9
R1	Abril/08	25/04/08	0,0	3,4	21,5	9,4	8,1	3,0	0,1	0,0	730,0	13,2
R1	Mai/08	20/05/08	0,0	2,3	20,0	6,8	6,9	16,0	0,0	0,0	650,0	27,2
R1	Junho/08	19/06/08	0,0	2,2	12,3	9,8	7,5	10,0	0,3	0,6	1760,0	7,3
R1	Julho/08	17/07/08	0,0	3,0	18,6	9,1	7,4	9,0	2,3	0,0	1300,0	39,9
R2	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	12,3	18,5	6,7	6,8	49,0	16,2	0,2	1620,0	305,0
R2	Março/08	26/03/08	0,0	8,8	25,2	7,0	8,4	21,0	0,4	0,5	950,0	160,0
R2	Abril/08	25/04/08	0,0	1,5	20,9	7,6	7,5	29,0	0,2	0,0	570,0	201,0
R2	Mai/08	20/05/08	0,0	6,7	19,7	5,3	6,4	10,0	0,0	0,0	1540,0	203,0
R2	Junho/08	19/06/08	0,0	5,6	11,3	8,7	7,0	21,0	0,5	0,3	1340,0	96,0
R2	Julho/08	17/07/08	0,0	5,4	17,0	8,3	7,4	7,0	4,8	0,0	1770,0	135,0
R3	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	19,1	18,0	5,0	6,6	3,0	3,3	0,0	1320,0	629,0
R3	Março/08	26/03/08	0,0	10,1	25,3	7,0	6,0	22,0	0,4	0,4	1200,0	369,0
R3	Abril/08	25/04/08	0,0	2,1	21,2	7,4	7,0	34,0	0,3	0,0	20,0	238,0
R3	Mai/08	20/05/08	0,0	5,4	19,0	5,6	6,3	13,0	2,2	0,0	1130,0	305,0
R3	Junho/08	19/06/08	0,0	4,9	12,0	8,2	6,8	19,0	0,5	0,3	11330,0	74,0
R3	Julho/08	17/07/08	0,0	5,6	17,1	6,3	7,3	8,0	7,7	0,0	49680,0	862,0
R4	Fevereiro/08	17/02/08	20,0	17,2	20,8	5,7	7,3	45,0	3,2	1,2	244880,0	28100,0
R4	Março/08	26/03/08	3,0	22,3	26,2	4,7	7,5	32,0	0,6	2,1	26100,0	1000,0
R4	Abril/08	25/04/08	5,0	2,1	21,9	5,5	7,3	53,0	0,3	0,0	56340,0	850,0
R4	Mai/08	20/05/08	22,0	10,5	22,3	4,8	7,1	27,0	0,5	0,0	238620,0	14600,0
R4	Junho/08	19/06/08	25,0	72,0	12,0	7,7	6,7	16,0	0,6	8,4	255720,0	13400,0
R4	Julho/08	17/07/08	15,0	13,5	19,2	5,8	7,2	9,0	6,3	0,8	212170,0	2000,0

Rio Veríssimo

Estação Amostrал	Mês/Ano	Data Coleta	Salinidade (‰)	Turbidez (UNT)	Temp. Água (°C)	OD (mg/L)	pH	DBO₅ (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)
V1	Fevereiro/08	17/02/08	0,0	14,8	21,3	3,0	6,8	15,0	3,4	0,1	26420,0	1732,9
V1	Março/08	26/03/08	0,0	10,6	26,0	3,8	7,7	25,0	2,3	1,2	7340,0	159,4
V1	Abril/08	25/04/08	0,0	6,4	20,9	4,1	7,5	28,0	0,6	3,3	3250,0	89,1
V1	Maiο/08	20/05/08	0,0	5,6	20,8	4,6	6,6	21,0	0,1	0,0	16840,0	816,4
V1	Junho/08	19/06/08	15,0	4,0	10,5	7,0	5,9	10,0	0,5	0,8	193300,0	2402,0
V1	Julho/08	17/07/08	4,0	6,6	19,1	6,0	7,2	3,0	5,1	0,0	22890,0	1732,9
V2	Fevereiro/08	17/02/08	3,0	13,4	24,7	3,8	6,9	41,0	3,3	0,8	70920,0	7080,0
V2	Março/08	26/03/08	0,0	13,8	25,9	3,3	7,3	16,0	1,2	1,0	14730,0	740,0
V2	Abril/08	25/04/08	0,0	1,6	23,9	5,7	7,5	3,0	1,4	0,0	6550,0	200,0
V2	Maiο/08	20/05/08	3,0	8,0	21,6	3,9	6,9	17,0	0,0	0,0	31250,0	2870,0
V2	Junho/08	19/06/08	20,0	6,4	12,1	8,5	6,6	9,0	0,4	0,7	209570,0	6570,0
V2	Julho/08	17/07/08	5,0	8,3	19,6	5,7	7,2	4,0	4,3	1,1	4640,0	2590,0
V3	Fevereiro/08	17/02/08	18,0	11,5	24,6	5,3	7,2	8,0	27,9	0,1	215800,0	9280,0
V3	Março/08	26/03/08	6,0	20,1	24,9	5,6	7,3	28,0	1,1	3,2	72430,0	512,0
V3	Abril/08	25/04/08	2,0	16,0	23,8	5,8	7,5	46,0	0,8	0,0	33120,0	5492,0
V3	Maiο/08	20/05/08	10,0	7,2	22,1	4,8	6,9	17,0	0,0	3,3	122760,0	6131,0
V3	Junho/08	19/06/08	24,0	20,9	12,2	7,9	6,5	14,0	0,5	2,4	245780,0	5298,0
V3	Julho/08	17/07/08	20,0	12,0	20,1	4,4	7,2	11,0	4,2	0,7	225730,0	17329,0

APÊNCIDE C - TESTES CRÔNICOS COM *Daphnia magna*

Legenda

- Organismo não se reproduziu durante a realização do teste
- Organismo morreu antes da finalização do teste
- Organismo morreu após o 18º dia de execução do teste
- Organismo morreu após o 18º dia de execução do teste e não se reproduziu
- Organismo apresentou alterações morfológicas



Bacia Hidrográfica do Rio Tavares – Rio Tavares

Longevidade

Rio Tavares (T3)				
Sobreviventes após 21 dias				
	Abril/08	Mai/08	Junho/08	Julho/08
Controle	10	10	10	10
100%	10	10	10	10
50%	10	10	6	7
25%	10	9	8	7
12,5%	10	9	8	9

Crescimento

Amostra: Rio Tavares T3 (Abril/08)		Lote: 147		Sensibilidade: 0.99 mg/L								
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	5	4	5	4	4	4	4	5	4	4,5	4,3	0,5
100%	4	4	4	4	4,2	4	4,2	5	4,5	4,5	4,1	0,4
50%	3	4	4,2	4,5	3,5	4,2	4	5	4	3,8	4	0,7
25%	4	4,5	4,2	3	5	5	4,2	5		5	4,5	0,8
12,5%	5	5		5	5	4	4,3		4,2	5	4,8	0,4

Amostra: Rio Tavares T3 (Maio/08)											Lote: 148		Sensibilidade: 0.99 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	4,5	5	5	5	5	4,5	4	5	5	4,8	0,3		
100%		5	4,5	5				5	5	5	4,9	0,2		
50%	4,5		5	4,5	4	5	4,5		5	5	4,7	0,4		
25%	5	3	5		4,5	5			4	5	4,5	0,8		
12,5%		4,5	5			5	4,5	5	4,5	3	4,5	0,7		

Amostra: Rio Tavares T3 (Junho/08)											Lote: 156		Sensibilidade: 0.83 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0		
100%	5	5	4	4	5	5				5	4,7	0,5		
50%						5	5	5	5		5,0	0,0		
25%				6	6		5	6	6		5,8	0,4		
12,5%			5	5							5,0	0,0		

Amostra: Rio Tavares T3 (Julho/08)											Lote: 162		Sensibilidade: 0.82 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6,0	0,0		
100%	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0		
50%	5	5		5	5	5		5	5		5,0	0,0		
25%	5		6		5	5	5		6		5,3	0,5		
12,5%	5	5,5		6		5		5	5		5,3	0,4		

Reprodução

Amostra: Rio Tavares T3 (Abril/08)											Lote: 147		Sensibilidade: 0,99 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	65	71	77	64	90	77	67	58	61	69	69,90	9,40		
Posturas	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4				
Média	16,25	17,75	19,25	16	22,5	19,25	16,75	14,5	15,25	17,25	17,47	2,34		
100%	39	44	42	37	32	38	34	42	37	44	38,90	4,09		
Posturas	4	5	5	5	4	4	5	4	4	4				
Média	9,75	8,8	8,4	7,4	8	9,5	6,8	10,5	9,25	11	8,94	1,33		
50%	10	55	60	67	15	50	55	49	62	60	48,30	19,66		
Posturas	1	6	5	4	2	4	5	4	4	4				
Média	10	9,1	12	16,75	7,5	12,5	11	12,25	15,5	15	12,17	2,92		
25%	50	60	50	52	61	54	51	50		65	54,78	5,72		
Posturas	4	4	4	5	4	4	4	4		4				
Média	12,5	15	12,5	10,4	15,25	13,5	12,75	12,5		16,25	13,40	1,80		
12,5%	81	48		61	52	50	56		48	62	57,25	11,04		
Posturas	5	4		5	4	4	4		4	4				
Média	16,2	12		12,2	13	12,5	14		12	15,5	13,42	1,64		

Amostra: Rio Tavares T3 (Maio08)											Lote: 148		Sensibilidade: 0,99 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	104	98	107	89	108	88	128	109	95	98	102,40	11,71		
Posturas	5	5	5	4	5	4	5	5	4	4				
Média	20,80	19,60	21,40	22,25	21,60	22,00	25,60	21,80	23,75	24,50	22,33	1,79		
100%		45	47	50				73	40	33	48,00	13,62		
Posturas		3	3	3				4	3	3				
Média		15,00	15,67	16,67				18,25	13,33	11,00	14,95	2,54		
50%	90		78	98	56	100	101		67	82	84,00	16,43		
Posturas	5		5	5	4	5	5		3	4				
Média	18,00		15,60	19,60	14,00	20,00	20,20		22,33	20,50	18,77	2,75		
25%	105	34	139		163	102			140	121	114,86	41,57		
Posturas	4	1	5		6	5			5	5				
Média	26,25	34,00	27,80		27,17	20,40			28,00	24,20	26,83	4,13		
12,5%		118	85			152	112	130	106	134	119,57	21,63		
Posturas		5	4			5	5	5	5	5				
Média		23,60	21,25			30,40	22,40	26,00	21,20	26,80	24,52	3,39		

Amostra: Rio Tavares T3 (Junho/08)		Lote: 156		Sensibilidade: 0.83 mg/L								
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	124	139	135	99	191	116	121	114	173	81	129,30	32,66
Posturas	4	5	5	5	6	5	5	5	6	4		
Média	31,0	27,8	27,0	19,8	31,8	23,2	24,2	22,8	28,8	20,3	25,66	4,24
100%	112	73	97	63	80	109				119	93,29	21,52
Posturas	5	4	5	3	5	5				5		
Média	22,4	18,3	19,4	21,0	16,0	21,8				23,8	20,37	2,67
50%						110	97	122	132		115,25	15,13
Posturas						5	5	5	5			
Média						22,0	19,4	24,4	26,4		23,05	3,02
25%				109	136		146	109	122		124,40	16,44
Posturas				5	5		5	5	5			
Média				21,8	27,2		29,2	21,8	24,4		24,88	3,28
12,5%			106	125	90						107,00	17,52
Posturas			5	5	5							
Média			21,2	25,0	18,0						21,40	3,50

Amostra: Rio Tavares T3 (Julho/08)		Lote: 162		Sensibilidade: 0.82 mg/L								
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	157	181	176	180	163	162	183	176	169	206	175,30	13,98
Posturas	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6		
Média	26,2	30,2	29,3	30,0	27,2	27,0	30,5	29,3	28,2	34,3	28,71	3,01
100%	80	84	41	41	95	73	84	91	75	64	72,80	18,95
Posturas	4	4	4	3	4	4	4	5	4	4		
Média	20,0	21,0	10,3	13,7	23,8	18,3	21,0	18,2	18,8	16,0	17,48	4,33
50%	70	86		69	83	78		75	96		79,57	9,57
Posturas	4	4		4	4	4		4	4		4,00	
Média	17,5	21,5		17,3	20,8	19,5		18,8	24,0		19,89	2,39
25%	84		131		93	75	82		88		92,17	19,95
Posturas	4		5		4	4	4		4		4,17	
Média	21,0		26,2		23,3	18,8	20,5		22,0		21,95	2,57
12,5%	121	170		205		183		164	141		164,00	29,85
Posturas	4	5		5		5		5	4		4,67	
Média	30,3	34,0		41,0		36,6		32,8	35,3		34,98	3,66

Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi

Rio Córrego Grande

Longevidade

Rio Córrego Grande (C3)				
Sobreviventes após 21 dias				
	Abril/08	Mai/08	Junho/08	Julho/08
Controle	10	10	10	10
100%	9	9	6	3
50%	9	10	9	9
25%	8	9	10	8
12,5%	9	10	10	10

Crescimento

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Abril/08)												Lote: 147		Sensibilidade: 0,99 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)															
Réplica															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão			
Controle	5	4	5	4	4	4	4	5	4	4,5	4,35	0,47			
100%	4		4	4	4	4	4	4			4,00	0,00			
50%	4	4,5	4	4				4	5	4	4,21	0,39			
25%	4,5	3,5	4,5			4	4	4	4		4,16	0,25			
12,50%	4	4	4		4,5		4	4	5	4	4,18	0,37			

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Maio/08)												Lote: 153		Sensibilidade: 0,93 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)															
Réplica															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão			
Controle	4	4,5	4	4	4	4	4	4	4	4	4,05	0,16			
100%		4	4,5	4				4	4		4,10	0,22			
50%	4	4,5	5	4,5	5			4	4,5		4,50	0,41			
25%	4,5			4,2	5	4,2			5	4,5	4,57	0,36			
12,50%		4	4	4,5		4	4	4,5	4,5	4,5	4,25	0,27			

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Junho/08)											Lote: 159		Sensibilidade: 0.83 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	5	5	5	5	5,5	5	5	5	5	5,05	0,16		
100%		5,5	5,5		5,5			5,5	5,5	5,5	5,50	0,00		
50%	5	5	5	5	5	5	5,5	5,5	5,5	5	5,15	0,24		
25%	5,5	5,5	5,5	5	5	5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,35	0,24		
12,50%	5,5	5,5	5,5	5,5	5	5,5	5	4	5	5	5,15	0,47		

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Julho/08)											Lote: 166		Sensibilidade: 0.95 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	5	5	5,5	5	6	5	4,5	5,5	5	5,15	0,41		
100%		5	5	5							5,00	0,00		
50%	5	5	4	5,5	5	4	4,5		5,5	5	4,83	0,56		
25%	5		5	5	5	5	5	5	5		5,00	0,00		
12,50%	5,5	5	4,5	5,5	5,5	6	4,5	5,5	5,5	5	5,25	0,49		

Reprodução

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Abril/08)		Lote: 147		Sensibilidade: 0,99 mg/L								
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	65	71	77	64	90	77	67	58	61	69	69,90	9,40
Posturas	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
Média	16,3	17,8	19,3	16,0	22,5	19,3	16,8	14,5	15,3	17,3	17,47	2,34
100%	71		70	51	59	59	52	52			59,14	8,43
Posturas	5		5	4	5	3	5	3				
Média	14,2		14,0	12,8	11,8	19,7	10,4	17,3			14,30	3,20
50%	58	64	73	64				59	71	63	64,57	5,62
Posturas	6	6	6	5				5	5	6		
Média	9,7	10,7	12,2	12,8				11,8	14,2	10,5	11,66	1,56
25%	74	73	64			66	59	81	67		69,14	7,34
Posturas	5	5	4			5	5	5	5			
Média	14,8	14,6	16			13,2	11,8	16,2	13,4		14,28	1,58
12,5%	67	61	62		62		66	57	73	60	63,50	4,99
Posturas	5	6	6		5		5	6	5	6		
Média	13,4	10,2	10,3		12,4		13,2	9,5	14,6	10,0	11,69	1,93

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Maio/08)		Lote: 153		Sensibilidade: 0,93 mg/L								
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	96	101	102	95	84	94	83	92	95	93	93,50	6,17
Posturas	5	5	5	4	4	4	4	5	5	5		
Média	19,2	20,2	20,4	23,75	21	23,5	20,75	18,4	19	18,6	20,48	1,88
100%		60	58	64				87	73		68,40	11,89
Posturas		5	5	5				6	5			
Média		12	11,6	12,8				14,5	14,6		13,10	1,39
50%	59	75	59	80	56			85	75		69,86	11,64
Posturas	4	3	5	5	4			5	5			
Média	14,8	25,0	11,8	16,0	14,0			17,0	15,0		16,22	4,20
25%	86			92	80	67			96	84	84,17	10,17
Posturas	6			5	5	5			5	5		
Média	14,3			18,4	16,0	13,4			19,2	16,8	17,20	1,69
12,5%		72	90	64		96	75	89	98	92	84,50	12,47
Posturas		5	5	4		5	5	5	5	5		
Média		14,4	18,0	16,0		19,2	15,0	17,8	19,6	18,4	17,30	1,93

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Junho/08) Lote: 159 Sensibilidade: 0.83 mg/L											Somatório do nº de filhotes após 21 dias	
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	165	163	152	183	149	187	142	145	150	146	158,20	15,95
Posturas	6	6	6	6	5	6	5	5	5	5		
Média	27,5	27,2	25,3	30,5	29,8	31,2	28,4	29,0	30,0	29,2	28,81	1,75
100%		170	182		183			179	197	152	177,17	15,09
Posturas		4	4		4			4	5	4		
Média		42,5	45,5		45,8			44,8	39,4	38,0	42,65	3,30
50%	206	205	163	185	115	178	244	199	208	208	191,10	34,38
Posturas	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	4,90	0,32
Média	41,2	41,0	32,6	37,0	23,0	44,5	48,8	39,8	41,6	41,6	39,11	7,07
25%	204	146	170	170	183	173	156	183	178	194	175,70	16,96
Posturas	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00
Média	40,8	29,2	34	34	36,6	34,6	31,2	36,6	35,6	38,8	35,14	3,39
12,5%	131	160	170	144	156	187	159	121	160	201	158,90	23,88
Posturas	6	5	6	7	6	5	5	6	5	5	5,60	0,70
Média	21,8	32,0	28,3	20,6	26,0	37,4	31,8	20,2	32,0	40,2	29,03	6,93

Amostra: Rio Córrego Grande C3 (Julho/08) Lote: 166 Sensibilidade: 0.95 mg/L											Somatório do nº de filhotes após 21 dias	
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	129	168	132	172	143	131	133	149	124	145	142,60	16,42
Posturas	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
Média	25,8	33,6	26,4	34,4	28,6	26,2	26,6	29,8	24,8	29,0	28,52	3,28
100%		112	97	106							105,00	7,55
Posturas		4	4	4								
Média		28,0	24,3	26,5							26,25	1,89
50%	117	116	123	70	109	114	117		112	117	110,56	15,69
Posturas	4	4	4	3	4	4	4		4	4		
Média	29,3	29,0	30,8	23,3	27,3	28,5	29,3		28,0	29,3	28,29	2,09
25%	129		149	132	147	149	125	158	120		138,63	13,78
Posturas	5		6	5	5	5	4	4	5			
Média	25,8		24,8	26,4	29,4	29,8	31,3	39,5	24,0		29,31	5,24
12,5%	135	114	120	136	137	171	110	142	207	137	140,90	28,83
Posturas	4	4	5	4	4	5	3	4	4	3		
Média	33,8	28,5	24,0	34,0	34,3	34,2	36,7	35,5	51,8	45,7	36,06	8,31

Rio do Sertão

Longevidade

Rio do Sertão				
Sobreviventes após 21 dias				
	Abril/08	Mai/08	Junho/08	Julho/08
Controle	10	10	10	10
100%	10	3	10	9
50%	10	1	10	9
25%	9	2	10	9
12,5%	10	10	9	8

Crescimento

Amostra: Rio Sertão S3 (Abril/08)											Lote: 147		Sensibilidade: 0.99 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	4	5	4	4	4	4	5	4	4,5	4,35	0,47		
100%		5	4,5	5	4	4,5	4,5	5	5	5	4,00	0,00		
50%	4,5	5		4,5	5	4,8	4	5		5	4,14	0,38		
25%	4,5		4,8	4		4,3		4,5	5	5	4,29	0,76		
12,50%	4,5	4,5	5	5	4	4,3	5	4	4,8		4,38	0,52		

Amostra: Rio Sertão S3 (Maio/08)											Lote: 153		Sensibilidade: 0.93 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	4	4,5	4	4	4	4	4	4	4	4	4,05	0,16		
100%				4		4,5		5			4,50	0,50		
50%			5								5,00	0,00		
25%			4,5		5						4,75	0,35		
12,50%	5	5	5		5	5		5	4,5		4,93	0,19		

Amostra: Rio Sertão S3 (Junho/08)			Lote: 160			Sensibilidade: 0.85 mg/L						
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00
100%	6	6	4	5	5	6	6	6	6	6	5,60	0,70
50%	5	5	5	5	5	5,5	5,5	6	6	5	5,30	0,42
25%	5	6	6	4	5	5	6	5	6	6	5,40	0,70
12,50%	6	5	5	5	5	5		6	6	5	5,33	0,50

Amostra: Rio Sertão S3 (Julho/08)			Lote: 168			Sensibilidade: 0.82 mg/L						
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	4	5	5	5	5	5	4	4	5	5	4,70	0,48
100%		5		5	5	4	5	5	6	6	5,13	0,64
50%	5,5	5,5	5,5	4	4,5	5	5	5	5	5	5,00	0,47
25%		5	5	5	5	6	5	5	5,5	5,5	5,22	0,36
12,50%		4	4,5		5		5	5	5		4,75	0,42

Reprodução

Amostra: Rio do Sertão S3 (Abril/08)			Lote: 147			Sensibilidade: 0.99 mg/L						
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	65	71	77	64	90	77	67	58	61	69	69,90	9,40
Posturas	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
Média	16,3	17,8	19,3	16,0	22,5	19,3	16,8	14,5	15,3	17,3	17,47	2,34
100%		74	75	86	75	76	73	74	83	73	76,56	4,67
Posturas		6	5	5	6	4	5	5	5	4		
Média		12,3	15,0	17,2	12,5	19,0	14,6	14,8	16,6	18,3	15,58	2,35
50%	82	68		68	74	58	53	63		66	66,50	9,01
Posturas	5	5		5	6	4	4	4		4		
Média	16,4	13,6		13,6	12,3	14,5	13,3	15,8		16,5	14,48	1,56
25%	64		89	76		59		76	65	81	72,86	10,64
Posturas	5		4	4		5		4	4	4		
Média	12,8		22,3	19,0		11,8		19,0	16,3	20,3	17,33	3,88
12,5%	66	75	76	78	79	97	66	65	72		74,89	9,88
Posturas	4	4	5	4	4	5	4	5	4			
Média	16,5	18,8	15,2	19,5	19,8	19,4	16,5	13,0	18,0		17,40	2,28

Amostra: Rio do Sertão S3 (Maio/08) Lote: 153 Sensibilidade: 0.93 mg/L												
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	96	101	102	95	84	94	83	92	95	93	93,50	6,17
Posturas	5	5	5	4	4	4	4	5	5	5		
Média	19,2	20,2	20,4	23,8	21,0	23,5	20,8	18,4	19,0	18,6	20,48	1,88
100%				86		79		23			62,67	34,53
Posturas				4		5		1				
Média				21,5		15,8		23,0			20,10	3,79
50%			87									
Posturas			5									
Média			17,4								17,40	0
25%			111		115						113,00	2,83
Posturas			5		5							
Média			22,2		23,0						22,60	0,56
12,5%	119	96	112		129	98		141	128		117,57	16,68
Posturas	5	4	5		5	5		6	5			
Média	23,8	24,0	22,4		25,8	19,6		23,5	25,6		23,52	2,09

Amostra: Rio do Sertão S3 (Junho/08) Lote: 160 Sensibilidade: 0.85 mg/L												
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	132	133	137	127	111	185	140	136	108	149	135,80	21,35
Posturas	4	4	4	4	4	5	4	4	4	4		
Média	33,0	33,3	34,3	31,8	27,8	37,0	35,0	34,0	27,0	37,3	33,02	3,42
100%	138	134	105	109	110	126	122	92	102	133	117,10	15,63
Posturas	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
Média	27,6	26,8	21,0	21,8	22,0	25,2	24,4	18,4	20,4	26,6	23,42	3,12
50%	114	126	119	109	114	115	131	137	102	95	116,20	12,78
Posturas	6	5	5	5	5	5	5	5	4	5		
Média	19,0	25,2	23,8	21,8	22,8	23,0	26,2	27,4	25,5	19,0	23,37	2,85
25%	92	102	118	113	110	77	111	120	93	105	104,10	13,40
Posturas	5	6	6	6	4	5	5	5	5	5		
Média	18,4	17,0	19,7	18,8	27,5	15,4	22,2	24,0	18,6	21,0	20,25	3,55
12,5%	125	78	125	113	130	120		145	124	119	119,89	18,04
Posturas	5	5	5	4	4	4		5	5	5		
Média	25,0	15,6	25,0	28,3	32,5	30,0		29,0	24,8	23,8	25,99	4,85

Amostra: Rio do Sertão S3 (Julho/08) Lote: 168 Sensibilidade: 0.82 mg/L												
Somatório do nº de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	117	111	141	102	129	138	84	116	137	139	121,40	18,86
Posturas	4	5	5	5	5	5	4	4	5	5		
Média	29,3	22,2	28,2	20,4	25,8	27,6	21,0	29,0	27,4	27,8	25,86	3,38
100%		94		56	43	55	59	55	90	79	66,38	18,70
Posturas		4		4	3	4	4	4	4	4		
Média		23,5		14,0	14,3	13,8	14,8	13,8	22,5	19,8	17,03	4,18
50%	90	75	65	78	82	82	80	68	95	79	79,40	9,00
Posturas	5	4	4	5	4	4	5	5	5	4		
Média	18,0	18,8	16,3	15,6	20,5	20,5	16,0	13,6	19,0	19,8	17,79	2,33
25%		92	116	92	93	107	99	68	82	69	90,89	15,99
Posturas		5	5	5	5	4	4	4	5	4		
Média		18,4	23,2	18,4	18,6	26,8	24,8	17,0	16,4	17,3	20,08	3,78
12,5%		113	138		74		83	143	107		109,67	27,98
Posturas		5	5		4		5	5	5			
Média		22,6	27,6		18,5		16,6	28,6	21,4		22,55	4,80

Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés

Rio Ratonés

Longevidade

Rio Ratonés				
Sobreviventes após 21 dias				
	Abril/08 (R4)	Mai/08 (R3)	Junho/08 (R3)	Julho/08 (R3)
Controle	10	10	10	10
100%	8	9	9	6
50%	10	9	9	9
25%	10	10	8	9
12,5%	10	9	7	9

Crescimento

Amostra: Rio Ratonos R4 (Abril/08)											Lote: 148		Sensibilidade: 0.99 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	4,5	5	4	5	5	3	5	5	4	4,55	0,69		
100%	4	4	4,5	4	4	4	5	5	4	5	4,36	0,48		
50%	5	5	5	5	5	4,5	5	5	5	5	4,93	0,19		
25%	5	5	5	5	5	4,5	5	5	4,5	5	4,86	0,24		
12,5%	5	5	5	5	5	4	4,5	4	4	4	4,64	0,48		

Amostra: Rio Ratonos R3 (Maio/08)											Lote: 156		Sensibilidade: 0.83 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00		
100%	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	4,17	0,41		
50%	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4,88	0,35		
25%	5	5	6	5	5	5	5,5	5	5	6	5,50	0,58		
12,5%	5	5	5	5	6	5	7	5	5	5	5,75	0,96		

Amostra: Rio Ratonos R3 (Junho/08)											Lote: 162		Sensibilidade: 0.92 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6,00	0,00		
100%	4,5	4	4	4	4,5	4,5	5	5	4,5	4	4,40	0,55		
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	5,5	5	4,86	0,38		
25%	5	5,5	5,5	5	6	5	5	5,5	5	5,5	5,25	0,50		
12,5%	5	5,5	5	5	5	5	5	5	5	4	4,86	0,38		

Amostra: Rio Ratonos R3 (Julho/08)											Lote: 166		Sensibilidade: 0.95 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	5	5	5	5,5	5	6	5	4,5	4,5	5	5,14	0,38		
100%	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00		
50%	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00		
25%	5	5	5	5	5	4	4	5	5	5	4,78	0,44		
12,5%	5	5	4	4	4	4	5	5	5	5	4,67	0,50		

Reprodução

Amostra: Rio Ratonos R4 (Abril/08)			Lote: 148			Sensibilidade: 0.99 mg/L						
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	83	98	80	95	87	72	63	88	76	80	82,20	10,50
Posturas	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
Média	20,8	24,5	20,0	23,8	21,8	18,0	15,8	22,0	19,0	20,0	20,55	2,62
100%		58	44	47		74		10	43	56	47,43	19,68
Posturas		3	4	5		3		2	4	4		
Média		19,3	11,0	9,4		24,7		5,0	10,8	14,0	13,44	6,60
50%	69			83	86	92	73	86	82		81,57	7,98
Posturas	4			4	4	4	4	4	4			
Média	17,3			20,8	21,5	23,0	18,3	21,5	20,5		20,39	1,99
25%				83	86	90	89	79	65	77	81,29	8,65
Posturas				4	4	4	4	4	4	4		
Média				20,8	21,5	22,5	22,3	19,8		19,3	21,00	1,32
12,5%		77	77	85	84		58	70		74	75,00	9,17
Posturas		4	4	4	4		4	4		4		
Média		19,3		21,3	21,0		14,5			18,5	18,90	2,71

Amostra: Rio Ratonos R3 (Maio/08)			Lote: 156			Sensibilidade: 0.83 mg/L						
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	124	139	135	99	191	116	121	114	173	81	129,30	32,66
Posturas	4	5	5	5	6	5	5	5	6	4		
Média	31,0	27,8	27,0	19,8	31,8	23,2	24,2	22,8	28,8	20,3	25,67	4,26
100%	119	109	71	102		106			115		103,67	17,13
Posturas	5	5	5	5		5			5			
Média	23,8	21,8	14,2	20,4					23,0		20,64	3,82
50%	140	129	26	161			117	153	141	121	123,50	42,16
Posturas	5	5	3	5			5	5	5	5		
Média	28,0	25,8	8,7	32,2			23,4	30,6	28,2	24,2	24,11	8,20
25%			125		146		142		156	171	148,00	17,04
Posturas			5		5		5		5	5		
Média			25,0		29,2		28,4		31,2	34,2	29,90	3,86
12,5%		134			150		132			137	138,25	8,10
Posturas		5			5		5			5		
Média		26,8			30,0		26,4			27,4	27,65	1,62

Amostra: Rio Ratonos R3 (Junho/08)											Lote: 162		Sensibilidade: 0.92 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	157	181	176	180	163	162	183	176	169	206	175,30	13,98		
Posturas	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6				
Média	26,2	30,2	29,3	30,0	27,2	27,0	30,5	29,3	28,2	34,3	29,00	2,26		
100%	120		108	83	95	104	124	120	100	77	103,44	16,55		
Posturas	5		5	4	5	5	5	5	5	5				
Média	24,0		21,6	20,8	19,0	20,8	24,8	24,0	20,0	15,4	20,78	2,94		
50%	104	115	151		116	90	106	95	111	96	109,33	18,07		
Posturas	4	4	5		4	5	4	5	4	4				
Média	26,0	28,8	30,2		29,0	18,0	26,5	19,0	27,8	24,0	25,22	4,20		
25%	131	117	91		198		85	122	125	99	121,00	35,34		
Posturas	6	4	5		6		5	6	6	4				
Média	21,8	29,3	18,2		33,0		17,0	20,3	20,8	24,8	22,75	5,59		
12,5%	140	145	76	160			138	117	157	80	126,63	32,76		
Posturas	5	6	4	5			5	6	5	4				
Média	28,0	24,2	19,0	32,0			27,6	19,5	31,4	20,0	25,00	5,29		

Amostra: Rio Ratonos R3 (Julho/08)											Lote: 166		Sensibilidade: 0.95 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	129	168	132	172	143	131	133	149	124	145	142,60	16,42		
Posturas	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5				
Média	25,8	33,6	26,4	34,4	28,6	26,2	26,6	29,8	24,8	29,0	28,00	3,33		
100%	103		121	92	120		83		102		103,50	15,06		
Posturas	5		4	5	4		5		4					
Média	20,6		30,3	18,4	30,0		16,6		25,5		23,16	6,08		
50%	125	59	102	102		86	111	103	124	126	104,22	21,60		
Posturas	4	4	5	4		4	4	5	5	5				
Média	31,3	14,8	20,4	25,5		21,5	27,8	20,6	24,8	25,2	23,00	4,89		
25%	120		97	92	111	81	31	98	112	95	93,00	26,10		
Posturas	5		5	5	5	4	3	4	4	4				
Média	24,0		19,4	18,4	22,2	20,3	10,3	24,5	28,0	23,8	20,88	5,08		
12,5%	93	89	79	63	109		59	66	94	70	80,22	17,01		
Posturas	3	4	3	3	4		3	4	4	3				
Média	31,0	22,3	26,3	21,0	27,3		19,7	16,5	23,5	23,3	23,11	4,45		

Rio Veríssimo

Longevidade

Rio Ratores					
Sobreviventes após 21 dias					
	Abril/08 (V3)	Mai/08 (V2)	Junho/08 (V1)		Julho/08 (V2)
Controle	10	10	C	10	10
100%	10	10	33,33%	7	8
50%	10	9	25%	7	10
25%	9	10	16,66%	9	10
12,5%	9	9	12,5%	8	9

Crescimento

Amostra: Rio Veríssimo V3 (Abril/08)												Lote: 148		Sensibilidade: 0.99 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)															
Réplica															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão			
Controle	5	4,5	5	4	5	5	3	5	5	4	4,55	0,69			
100%	4,5	4	4,5	4			4	4	4	4	4,13	0,23			
50%	5		5		5			5	5		5,00	0,00			
25%		4				5	4	4		5	4,40	0,55			
12,5%		5			5			4	5		4,75	0,50			

Amostra: Rio Veríssimo V2 (Maio/08)												Lote: 153		Sensibilidade: 0.93 mg/L	
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)															
Réplica															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão			
Controle	4,5	4,5	4,2	4	4,5	4,5	4	4,5	4,5	5	4,33	0,58			
100%	4	4	4	4			4	4	4	4	4,00	0,00			
50%			5	5	4,5	4,5	4	4	4,5	5	4,60	0,55			
25%	4		4	5	4,5	5		5		5	4,67	0,52			
12,5%	4,5	4,5		5	5	5		4		4	4,60	0,55			

Amostra: Rio Veríssimo V1 (Junho/08)			Lote: 159			Sensibilidade: 0.83 mg/L						
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	5	5	5	5	5	5,5	5,5	5	5	5	5,00	0,00
33,33%	4,5	5	5	5,5	5	5,5	5	4	5	5	4,83	0,41
25%	5	5	4	4	5	5,5	6	5	5	5	4,86	0,69
16,66%	5	5	5	5	5,5	5,5	5	4,5	5	5	5,00	0,00
12,5%	5	5	5,5	5,5	5	5	5,5	5,5	5,5	5	5,00	0,00

Amostra: Rio Veríssimo V2 (Julho/08)			Lote: 166			Sensibilidade: 0.95 mg/L						
Tamanho dos indivíduos após 21 dias de teste (mm)												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	6	5	5	5	5	5	6	5,5	5	5	5,22	0,44
100%	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5,00	0,00
50%	5	5	5	5	5,5	5	5,5	5,5	5	5	5,00	0,00
25%	5	5	5	4,5	4	5	5	5	5,5	5	4,88	0,35
12,5%	5,5	5	5	5	5,5	5	5	5	4	5	4,88	0,35

Reprodução

Amostra: Rio Veríssimo V3 (Abril/08)			Lote: 148			Sensibilidade: 0.99 mg/L						
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	83	98	80	95	87	72	63	88	76	80	82,20	10,50
Posturas	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4		
Média	20,8	24,5	16,0	23,8	21,8	18,0	15,8	22,0	19,0	20,0	20,15	2,99
100%	69	70	65	64			64	75	36	54	62,13	12,18
Posturas	4	4	4	4			4	4	3	4		
Média	17,3	17,5	16,3	16,0			16,0	18,8	12,0	13,5	15,90	2,19
50%	68		72		73			70	68		70,20	2,28
Posturas	4		4		4			4	4			
Média	17,0		18,0		18,3			17,5	17,0		17,55	0,57
25%		78				77	68	66		75	72,80	5,45
Posturas		4				4	4	4		4		
Média		19,5				19,3	17,0	16,5		18,8	18,20	1,36
12,5%		75			77			74	83		77,25	4,03
Posturas		4			4			4	4			
Média		18,8			19,3			18,5	20,8		19,31	1,00

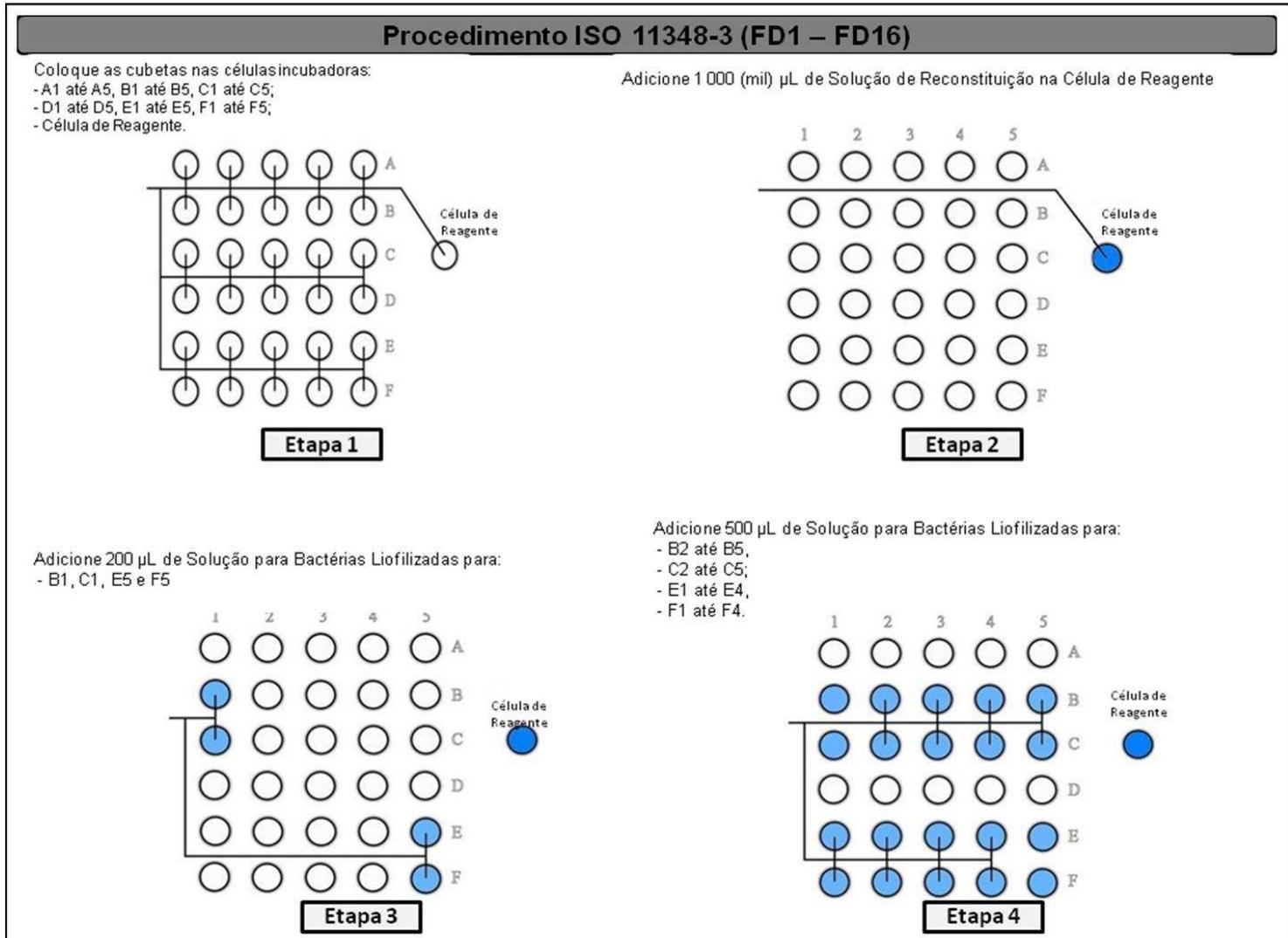
Amostra: Rio Veríssimo V2 (Maio/08)											Lote: 153		Sensibilidade: 0.93 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	85	77	83	79	79	72	61	58	61	58	71,30	10,76		
Posturas	4	4	5	5	5	5	5	5	3	5				
Média	21,3	19,3	16,6	15,8	15,8	14,4	12,2	11,6	20,3	11,6	15,88	3,53		
100%	49	66	55	48			46	55	63	54	54,50	7,07		
Posturas	5	5	5	4			4	5	5	5				
Média	9,8	13,2	11,0	12,0			11,5	11,0	12,6	10,8	11,48	1,08		
50%			65	61	66	80	58	74	55	80	67,38	9,65		
Posturas			5	5	5	6	5	5	5	5				
Média			13,0	12,2	13,2	13,3	11,6	14,8	11,0	16,0	13,13	1,63		
25%	59		56	59	74	82		90		76	70,86	13,09		
Posturas	5		5	5	5	6		5		5				
Média	11,8		11,2	11,8	14,8	13,7		18,0		15,2	13,77	2,42		
12,5%	75	74		90	99	54		98		62	78,86	17,50		
Posturas	5	4		6	5	4		6		5				
Média	15,0	18,5		15,0	19,8	13,5		16,3		12,4	15,78	2,63		

Amostra: Rio Veríssimo V1 (Junho/08)											Lote: 159		Sensibilidade: 0.83 mg/L	
Somatório do n° de filhotes após 21 dias														
Réplica														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão		
Controle	165	163	152	183	150	187	149	146	123	135	155,30	19,85		
Posturas	6	6	6	6	5	6	5	5	5	5	5,50	0,53		
Média	27,5	27,2	25,3	30,5	30,0	31,2	29,8	29,2	24,6	27,0	28,23	2,24		
33,33%	92	94		160	126		82	150	143	157	125,50	31,84		
Posturas	4	5		5	5		5	3	4	5	4,50	0,76		
Média	23,0	18,8		32,0	25,2		16,4	50,0	35,8	31,4	29,07	10,79		
25%	129	139	60	97	129		165		135		122,00	33,85		
Posturas	5	5	3	4	5		5		5		4,57	0,79		
Média	25,8	27,8	20,0	24,3	25,8		33,0		27,0		26,24	3,92		
16,66%	157		123	102	70	101	123	131	132	114	117,00	24,47		
Posturas	5		5	4	5	5	5	5	5	4	4,78	0,44		
Média	31,4		24,6	25,5	14,0	20,2	24,6	26,2	26,4	28,5	24,60	5,00		
12,5%	160		161	138	85	114		160	132	143	136,63	26,53		
Posturas	5		5	5	4	4		5	5	5	4,75	0,46		
Média	32,0		32,2	27,6	21,3	28,5		32,0	26,4	28,6	28,57	3,70		

Amostra: Rio Veríssimo V2 (Julho/08)			Lote: 166			Sensibilidade: 0.95 mg/L						
Somatório do n° de filhotes após 21 dias												
Réplica												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Média	Desvio Padrão
Controle	131	143	120	132	120	124	121	172	145	168	137,60	19,28
Posturas	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6,00	0,00
Média	21,8	23,8	20,0	22,0	20,0	20,7	20,2	28,7	24,2	28,0	22,93	3,21
100%	101	99	65		89	106	80	105	75		90,00	15,28
Posturas	4	4	4		5	5	5	5	5		4,63	0,52
Média	25,3	24,8	16,3		17,8	21,2	16,0	21,0	15,0		19,66	3,99
50%	100	157	149	148	160	106	142	160	117	144	138,30	22,39
Posturas	5	5	5	5	5	3	5	5	4	5	4,70	0,67
Média	20,0	31,4	29,8	29,6	32,0	35,3	28,4	32,0	29,3	28,8	29,66	3,97
25%	124	144	109	113		85	144	120	103	130	123,60	22,99
Posturas	5	5	5	5		5	4	5	4	4	4,70	0,48
Média	24,8	28,8	21,8	22,6		32,8	21,3	28,8	24,0	25,8	26,31	4,22
12,5%	138	155	122	124	82	125	132	136		84	123,10	23,11
Posturas	5	5	5	5	4	6	5	5		4	4,90	0,57
Média	27,6	31,0	24,4	24,8	20,5	20,8	26,4	27,2		21,0	25,03	3,43

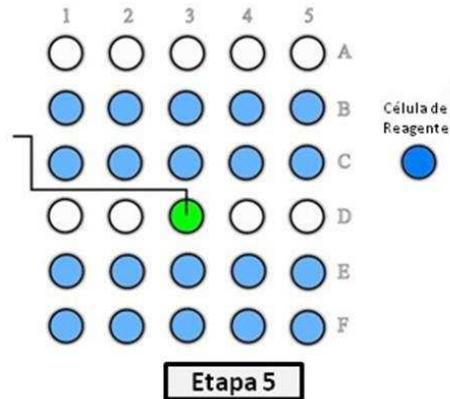
**APÊNDICE D - METODOLOGIA DE TESTE DE TOXICIDADE COM *Vibrio*
*fischeri***

Metodologia teste *Vibrio fischeri* – ISO 11348-3 Diluição inicial da amostra 80%

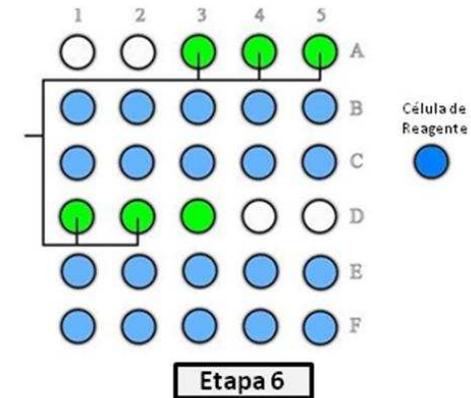


Procedimento ISO 11348-3 (FD1 – FD16)

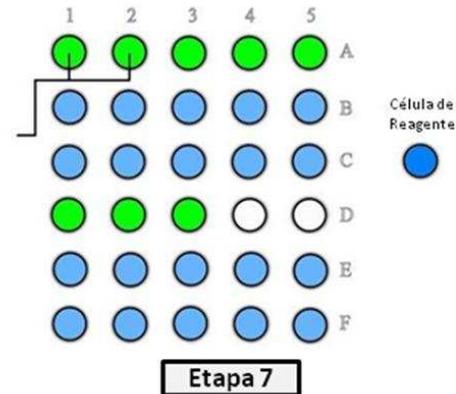
Adicione 1 000 (mil) μL de Diluente para:
D3



Adicione 1 500 μL de Diluente para:
- A3 até A5;
- D1 até D2.

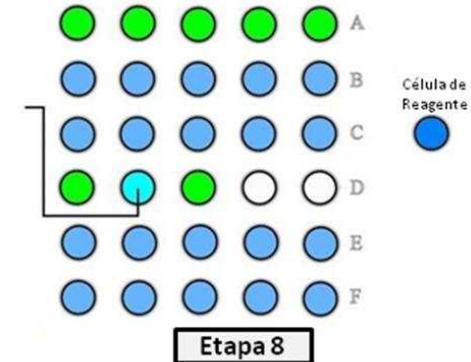


Adicione 2 000 (dois mil) μL de Diluente para:
- A1 até A2



A partir dos 10 mL de amostra pré-separados e osmoticamente ajustados através de adição de 0,20 g de NaCl para cada 10 mL de amostra (para amostras de água doce), amostras com salinidade consultar anexo XX do manual de testes com *Vibrio Fischeri*.

- Adicione 1 500 μL da amostra a ser testada para a cubeta D2;
- Misture o conteúdo da cubeta D2 utilizando o micropipetador.

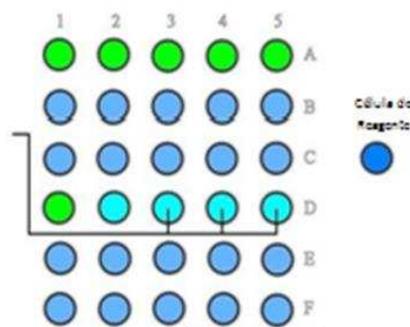


Procedimento ISO 11348-3 (FD1 – FD16)

Adicione 2 000 (dois mil) μL da amostra, a ser testada para:

- D3 até D5.

Misture o D3 utilizando o micropipetador.



Etapa 9

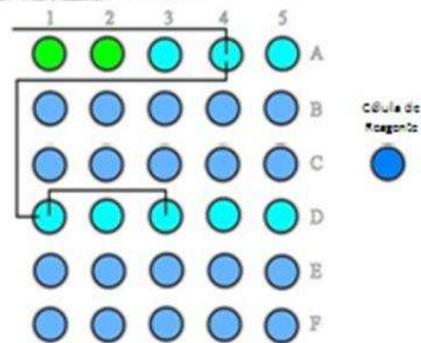
Misture D3 utilizando o micropipetador.

Faça diluições em série (razão 1:2) através da transferência de 1 500 μL ,

misturando após cada transferência:

- D3 para A1; D1 para A4.

Descarte 1 500 μL de A4. Aguarde 5 minutos.

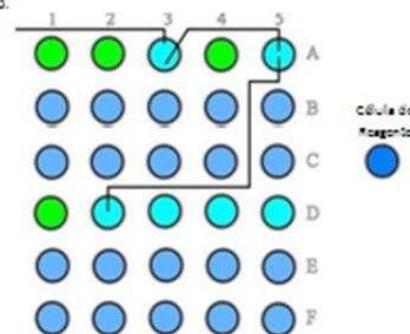


Etapa 11

Faça diluições em série (razão 1:2) através da transferência de 1 500 μL , misturando após cada transferência:

- D2 para A5; A5 para A3.

Descarte 1 500 μL de A3.



Etapa 10

Reconstituição do Reagente Bacteriano (Microtox[®] Acute)

Reconstitua um frasco do reagente para toxicidade aguda Microtox[®] da seguinte maneira:

- Remova um único frasco de reagente do freezer e abra delicadamente, evitando o mínimo contato das mãos com o frasco para evitar aquecimento do mesmo.
- Verifique se o pellet de bactéria se encontra no fundo do frasco.
- Pegue a cubeta pré-vestida de Solução de Reconstituição que está colocada na Célula de Reagente e então rapidamente coloque a solução no frasco contendo as bactérias liofilizadas.
- Gire o frasco cerca de 3 a 4 vezes e então rapidamente coloque a mistura de volta para a cubeta e retorne esta para a Célula de Reagente.
- Misture as bactérias utilizando o micropipetador através da aspiração e dispersão de 0,5 mL de solução por pelo menos 10 vezes. A bactéria reconstituída deve ser utilizada por um período de até 3 horas após a reconstituição. Testes realizados após este período requerem a preparação de nova solução de bactérias.

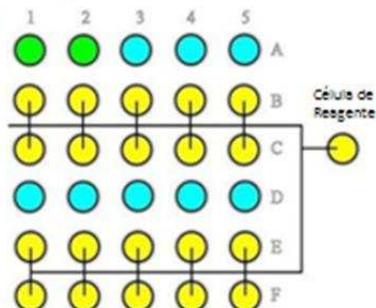
Bactéria previamente reconstituída

O reagente bacteriano preparado após 3 horas de reconstituição pode ser utilizado desde que as bactérias sejam misturadas com o micropipetador através de aspiração e dispersão de 0,5 mL de solução por pelo menos 10 vezes. Este procedimento é necessário para assegurar que até mesmo as bactérias que se encontram em suspensão serão utilizadas no teste. O não cumprimento desta regra pode aumentar a variabilidade do teste.

Etapa 12

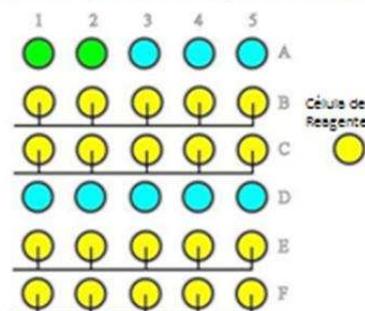
Procedimento ISO 11348-3 (FD1 – FD16)

- Transfira 10 μL de Reagente para:
B1 até B5, C1 até C5, E1 até E5, F1 até F5;
- Misture as cubetas através da agitação de cada uma delas:
B1 até B5, C1 até C5, E1 até E5, F1 até F5.
- Aguarde 15 minutos



Etapa 13

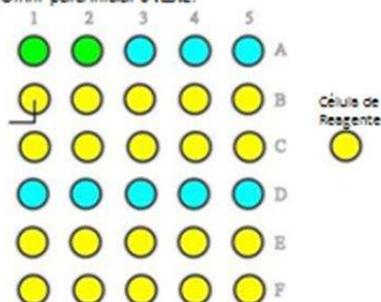
- Faça a leitura do tempo zero (I_0) de intensidade luminosa de acordo com o solicitado no monitor do computador:
B1, C1, B2, C2, B3, C3, B4, C4, B5, C5, E1, F1, E2, F2, E3, F3, E4, F4, E5, F5
- Ao terminar a leitura de todas as cubetas faça imediatamente...



Etapa 15

- Coloque a cubeta B1 na célula de leitura e pressione o botão "SET" no equipamento.

- Após o equipamento ter sido calibrado (indicado pela luz \blacksquare no painel do equipamento), pressione o botão **START** na tela que aparece no computador, no software Microtox Omni para iniciar o teste.

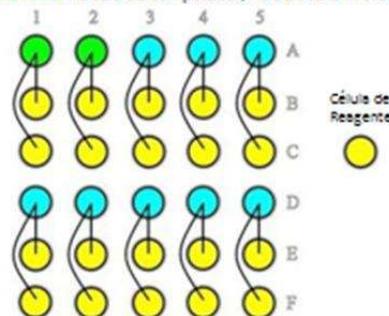


Etapa 14

- ...as seguintes transferências:

800 μL de A1 para B1 e C1; 500 μL de A2 para B2 e C2, 500 μL de A3 para B3 e C3, 500 μL de A4 para B4 e C4, 500 μL de A5 para B5 e C5, 500 μL de D1 para E1 e F1, 500 μL de D2 para E2 e F2, 500 μL de D3 para E3 e F3, 500 μL de D4 para E4 e F4 e 800 μL de D5 para E5 e F5.

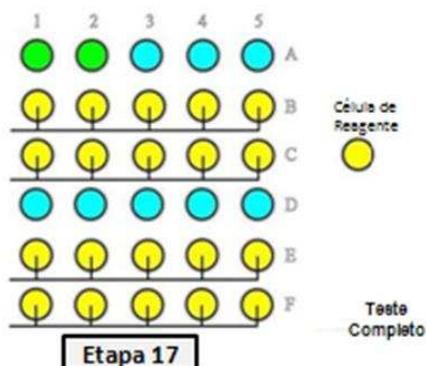
- Pressione o botão **START** na tela do computador, no software Microtox Omni.



Etapa 16

Procedimento ISO 11348-3 (FD1 – FD16)

- Ao pressionar o botão STAR aparece a contagem regressiva de 15 minutos no monitor do computador. Quando o tempo se esgotar realiza a leitura da intensidade luminosa de acordo com o solicitado no monitor do computador.
B1, C1, B2, C2, B3, C3, B4, C4, B5, C5, E1, F1, E2, F2, E3, F3, E4, F4, E5, F5.



Etapa 17

FD	Diluição da amostra	Diluição amostra no teste	% Concent. Amostra no teste	Cubeta
1	0	1:125	80.00	E5, F5
2	0	1:2	50.00	E4, F4
3	1:1.5	1:3	33.33	E3, F3
4	1:2	1:4	25.00	E2, F2
6	1:3	1:6	16.67	E1, F1
8	1:4	1:8	12.50	B5, C5
12	1:6	1:12	8.33	B4, C4
16	1:8	1:16	6.25	B3, C3
Controle				B2, C2
Controle 80%				B1, C1

Observações:



Fig 1. Tela do Software Microtox Omni (referente a Etapa 14)



Fig 2. Tela do Software Microtox Omni (referente a Etapa 15)

Material necessário para a realização deste teste:

30 cubetas de borossilicato
Becker de vidro para descarte
Micropipetadores e pipetas
1 ml de Solução de Reconstituição
8,8 mL de Solução para Bactérias Liofilizadas

1 frasco de bactérias liofilizadas (Microtox Acute Reagent)
15,5 mL de Diluente
200 µL de bactéria reconstituída.
10 mL de amostra a ser testada