

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
PPGEA- PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL**

**Fabiana Gonçalves Trindade Santestevan**

**BIOMONITORAMENTO, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS COMO  
INDICADORES INTEGRADO ÀS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE  
QUALIDADE DA ÁGUA - ESTUDO DE CASO NA SUB-BACÍA  
HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO MUNICÍPIO DE  
CONCÓRDIA/SC-BRASIL.**

**ORIENTADORA:** Dra. Clarice Maria Neves Panitz

**Co-ORIENTADOR:** Dr. Carlos José de Carvalho P.

FLORIANÓPOLIS - SC

2004

**Fabiana Gonçalves Trindade Santestevan**

**BIOMONITORAMENTO, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS COMO  
INDICADORES INTEGRADO ÀS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE  
QUALIDADE DA ÁGUA - ESTUDO DE CASO NA SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO MUNICÍPIO DE  
CONCÓRDIA/SC-BRASIL.**

Dissertação apresentada como requisito parcial à  
obtenção do grau de Mestre em Engenharia  
Ambiental, Curso de Pós- Graduação em  
Engenharia Ambiental, Universidade Federal de  
Santa Catarina

**Orientadora:** Dra. Clarice M. N. Panitz

**Co-Orientador:** Dr. Carlos José de Carvalho P.

FLORIANÓPOLIS

2004

**Dedico esta Dissertação às minhas Avôs  
Josefina e Ester  
Das quais herdei o Amor pela Natureza,  
O Sangue "Charrua" e a Alegria de Viver**

## AGRADECIMENTOS

À Clarice Panitz e ao PPGEA por terem me acolhido durante este tempo tão importante da minha vida acadêmica.

Ao apoio recebido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq/CT - Hidro - Brasil, sem o qual não seria possível a realização desta pesquisa científica.

Aos meus colegas, amigos e professores que foram importantíssimos e que contribuíram ricamente na minha vida durante estes anos.

Obrigada a Júlio Leão e Ioná Garcia Simon, Professores da UNISUL, que contribuíram com rico material bibliográfico trazido de São Paulo e do Japão.

Ao Sr. Cláudio Miranda por mostrar-me um caminho no Oeste Catarinense, desconhecido até então, que foi fundamental no desenvolvimento desta dissertação.

À EMBRAPA Suínos e Aves, da cidade de Concórdia, que me acolheu durante o trabalho de campo.

Ao Sr. Paulo Armando V. de Oliveira, que confiou na importância deste trabalho, permitindo-nos trabalhar dentro do Projeto Suinocultura Santa Catarina. MUITO OBRIGADA!!!

Agradeço ao Sr. Vicente Sangoi e família, à Mônica, Graciane e Grigollo, por serem os melhores colaboradores que alguém pode ter.

À Dra. Doralice Pedroso de Paiva, meu muito obrigada pelas contribuições ao trabalho, e pelas longas conversas ao telefone que me deram muita força em momentos difíceis.

Um agradecimento muito especial ao meu Co-Orientador Dr. Carlos Jose de Carvalho P. e a toda a galera do Laboratório (MIP), pela "super" ajuda, alegria e descontração, que fazem com que se trabalhe com prazer e eficiência junto a todos vocês. VALEU!!!

A mis amigos; Aninha, Samuel, Lourdes, Ester, Yasmin, Silvia y Rafael, Lilica, Anabelle, Lais y Lorena que con mucha paciencia me aguantaron durante este tiempo. Muchas Gracias!!!

A JP y Ursula quiero decirles que los extraño mucho!!!. Gracias por la amistad verdadera y por el cariño que recibo de ustedes siempre. JP muchas gracias por la ayuda con la lengua difícil que no aprendo nunca!!!.

À mamá y a papá quiero decirles que los amo mucho y que nada de esto sería posible sin el apoyo y confianza que siempre depositaron en mi para que mi sueño se hiciera realidad. Muchas gracias por las oraciones y el amor.

A Luna un beso bien apretado por todas las madrugadas que se levantó para regalarme sus besitos e invitarme a dormir y por los 5 años de alegría y compañerismo.

A mi "Rubio" todo mi amor. Gracias por bancarme en las buenas y principalmente en las malas, donde se pone mas difícil. Te Amo para siempre...

A Ti que sos la razón de mi existir, muchas gracias por realizar todos mis sueños y por que contigo nunca estoy sola.

A todos, os meus mais sinceros agradecimentos...

FABIANA  
Primavera de 2004

"TENHO A IMPRESSÃO DE TER SIDO UMA CRIANÇA BRINCANDO A BEIRA-MAR,  
DIVERTINDO-ME EM DESCOBRIR UMA PEDRINHA MAIS LISA OU UMA CONCHA MAIS  
BONITA QUE AS OUTRAS, ENQUANTO O IMENSO OCEANO DA VERDADE, CONTINUA  
MISTERIOSO DIANTE DE MEUS OLHOS"

ISAAC NEWTON (1642-1727)

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	iv
SUMÁRIO.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS .....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xii
LISTA DE QUADROS .....	xiii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT .....	xv
INTRODUÇÃO.....	16
CAPÍTULO I – ÁGUA, UM DESAFÍO PARA O SÉCULO XXI.....	19
CAPÍTULO II - PORQUE UTILIZAR MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE POLUIÇÃO AMBIENTAL? .....	35
CAPÍTULO III - METODOLOGIA.....	47
3.1 - ÁREA DE ESTUDO.....	47
3.2 - PROCEDIMENTO METODOLÓGICO .....	52
3.2.1 - TRABALHO DE CAMPO.....	52
3.2.2 - LABORATÓRIO .....	56
3.2.3 - TRATAMENTO DOS DADOS.....	57
CAPÍTULO IV - RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	60
4.1 - BACIA HIDROGRÁFICA E POLUIÇÃO.....	60
4.2 - PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - PNMA II.....	62
4.3 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO- QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS .....	63
4.3.1 - PRECIPITAÇÃO .....	63
4.3.2 - VAZÃO .....	67
4.3.3 - TEMPERATURA .....	70
4.3.4 - TURBIDEZ.....	72
4.3.5 - SÓLIDOS TOTAIS.....	74
4.3.6 - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	75
4.3.7 - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO .....	78

4.3.8 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO .....	80
4.3.9 - AMÔNIA .....	84
4.3.10 - NITRITO.....	85
4.3.11 - NITRATO .....	86
4.3.12 - FOSFATO .....	89
4.3.13 - CONDUTIVIDADE.....	92
4.3.14 - pH.....	94
4.3.15 - COLIFORME TOTAL.....	96
4.4 - MACROINVERTEBRADOS .....	100
4.5 - ÍNDICES BIOLÓGICOS.....	101
4.6 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP).....	120
4.7 - O RIO LAJEADO DOS FRAGOSOS COMO ECOSSISTEMA.....	142
4.8 - ORDENAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS, A PARTIR DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E MACROINVERTEBRADOS.....	146
V - CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	158
VI - CONCLUSÕES .....	169
VII - REFERÊNCIAS .....	173
VIII - ANEXOS.....	187

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

- ANA** - Associação Nacional das Águas  
**BIRD** - Banco Internacional para a Reconstrução e Desenvolvimento  
**CETESB** - Companhia de Tecnologia de Saneamento  
**CETREDIA** - Centro de Treinamento da EPAGRI de Concórdia  
**CONAMA** - Conselho Nacional do meio Ambiente  
**COPERDIA** - Cooperativa de Produção e Consumo Concórdia Ltda  
**EMBRAPA** - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
**EPAGRI** - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S/A  
**FATMA** - Fundação de Amparo à Tecnologia e ao Meio Ambiente  
**MIP** - Departamento de Microbiologia e Parasitologia  
**ONGs.** - Organizações não Governamentais  
**PLANAC** - Plano Agropecuário Catarinense  
**PNMAII** - Programa Nacional do Meio Ambiente  
**PNUMA** - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente  
**PROÁGUA** - Programa de Suporte Técnico à Gestão de Recursos Hídricos  
**PROCAS** - Programa de Conservação e Uso da Água e do Solo  
**PROIND** - Programa Catarinense da Indústria Rural da Pequeno Porte  
**PRONAF** - Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar  
**SDM** - Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente  
**UICN** - União Internacional para a Conservação da Natureza  
**UNISUL** - Universidade do Sul de Santa Catarina  
**UNC** - Universidade do Contestado  
**USP** - Universidade de São Paulo  
**WWF** - Fundo Mundial para a Natureza

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização geográfica da sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, na Região Oeste de Santa Catarina/ Brasil.....	49
Figura 2 - Pontos de coleta na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos/SC.....	54
Figura 3 - Metodologia de campo: Amostrador de sedimento (A), pote plástico com álcool 70% (B) e bacia com seixos do amostrador (C) sendo analisadas com à ajuda de pinça e pincel (D).....	56
Figura 4- Valores de precipitação (mm) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	65
Figura 5 - Gráfico dos valores médios de precipitação (mm) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de 1987 a 2003.....	66
Figura 6 - Valores de vazão (l/s) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	69
Figura 7 - Valores de temperatura da água (°C) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	71
Figura 8 - Valores de turbidez (UNT) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	73
Figura 9 - Valores de sólidos totais (ST mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	75
Figura 10 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> mg/l), amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 ...	77
Figura 11 - Valores de demanda química de oxigênio (DQO mg/l), amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro 2003 .....	79
Figura 12 - Valores de oxigênio dissolvido ( OD mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	81
Figura 13- Valores de amônia (NH <sub>3</sub> mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	85
Figura 14 - Valores de nitrito (NO <sub>2</sub> mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	87
Figura 15 - Valores de nitrato (NO <sub>3</sub> mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	88
Figura 16 - Valores de fosfato (PO <sub>4</sub> mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	91
Figura 17 - Valores de condutividade (µs/cm) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto 2002 a outubro de 2003 .....	93
Figura 18 - Valores de potencial hidrogeniônico (pH mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	95
Figura 19 - Valores de coliforme total (nmp/100ml) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	98
Figura 20 - Valores de coliforme fecal (nmp/100ml) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	99
Figura 21 - Composição faunística e número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	102
Figura 22 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores .....	109
Figura 23 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de outubro e novembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores .....	110

Figura 24 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de dezembro de 2002 e fevereiro de 2003, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores.....	111
Figura 25 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de março e abril de 2003, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores .....	112
Figura 26 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de maio e julho de 2003, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores .....	113
Figura 27 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de setembro e novembro de 2003, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores .....	114
Figura 28 - Valores do índice BMWP' para os macroinvertebrados amostrados na sub-bacia.	119
Figura 29 - Valores do índice IBF para os macroinvertebrados amostrados na sub-bacia .....	119
Figura 30 - Valores do índice Shannon-Wiener para os macroinvertebrados amostrados.....	119
Figura 31 - Dendrograma das características físico-químicas e microbiológicas amostradas na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	121
Figura 32 - Análise em Componentes Principais (ACP) dos dados físicos, químicos e microbiológicos amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	121
Figura 33 - Frequências relativas % e abundâncias reativas % dos macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	122
Figura 34 - Análise em Componentes Principais (ACP) da Temperatura da água (T Água °C) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	124
Figura 35 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Oxigênio Dissolvido (OD mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	125
Figura 36 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Saturação de Oxigênio (OD% mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	127
Figura 37 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Demanda Química de Oxigênio (DQO mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrada na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .	128
Figura 38 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Turbidez (Turb. UNT) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrada na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	130
Figura 39 - Análise em Componentes Principais (ACP) para Sólidos Totais (ST mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	131
Figura 40 - Análise em Componentes Principais (ACP) para Coliforme Total (CT NMP/ 100ml) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrado na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	132
Figura 41 - Análise em Componentes Principais (ACP) da Condutividade (Cond µS/cm) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	134
Figura 42 - Análise em Componentes Principais (ACP) de pH e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	135

Figura 43 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Amônia (NH <sub>3</sub> mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrado na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	136
Figura 44 - Análise em Componentes Principais (ACP) de fosfato (PO <sub>4</sub> mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	138
Figura 45 - Mapa temático da Sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos/SC .....	140
Figura 46 - Diferentes hábitos alimentares (%) dos macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .	141
Figura 47 - Valores médios das características físico-químicas, microbiológicas e macroinvertebrados amostrados em cada ponto da sub-bacia hidrográfica do Lageado dos Fragosos, no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	150
Figura 48 - Valores médios das características físico-químicas, microbiológicas e macroinvertebrados amostrados em cada ponto da sub-bacia hidrográfica do Lageado dos Fragosos, no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	151
Figura 49 - Dendrograma dos valores médios das características físico-químicas e microbiológicas amostradas na sub bacía hidrográfica do do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	154
Figura 50 - Dendrograma dos pontos de coleta baseado nos macroinvertebrados amostradas na sub bacía hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	154

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de precipitação (mm), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	65
Tabela 2 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de vazão (l/s) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	69
Tabela 3 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão da temperatura da água (°C) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	71
Tabela 4 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de turbidez (UNT) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	73
Tabela 5 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de sólidos totais (STmg/l) , no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	75
Tabela 6 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão para demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	77
Tabela 7 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de demanda química de oxigênio (DQO mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	79
Tabela 8 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de oxigênio dissolvido (OD mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	81
Tabela 9 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de amônia (NH <sub>3</sub> mg/l) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	85
Tabela 10 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de nitrito (NO <sub>2</sub> mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	87
Tabela 11 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de nitrato (NO <sub>3</sub> mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	88
Tabela 12 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de fosfato (PO <sub>4</sub> mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.....	91
Tabela 13 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão para condutividade (µs/cm)), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	93
Tabela 14 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de potencial hidrogeniônico .....	95
Tabela 15 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de coliforme total (nmp/100ml), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	98
Tabela 16 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de coliforme fecal (nmp/100ml), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	99

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Localização das estações amostrais do Lajeado dos Fragosos.....	52
Quadro 2 - Médias anuais da precipitação (mm), no período de 1987 a 2003 na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos .....	66
Quadro 3 - Resultados do método de Regressão Múltipla para as características físicas, químicas e biológicas amostradas na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período agosto de 2002 a outubro de 2003 .....	123

## RESUMO

O oeste catarinense vem desenvolvendo o setor agropecuário e industrial com base na produção de suínos e aves, servindo de modelo de desenvolvimento para outras regiões. Existe porém, a hipótese que este desenvolvimento econômico poderia comprometer a saúde do meio ambiente. Para estudar os conflitos ambientais foi implantado um projeto piloto de gestão dos dejetos suínos denominado “CONTROLE DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINOCULTURA EM SANTA CATARINA” dentro do Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II) na Sub-bacia hidrográfica Lajeado dos Fragosos no município de Concórdia/ SC. O PNMA II entre outras ações, prevê o monitoramento da qualidade da água desta sub-bacia. No Lajeado dos Fragosos, o monitoramento está sendo realizado com auxílio de indicadores físico-químicos e biológicos, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. O presente trabalho teve como objetivos: 1-realizar um levantamento dos macroinvertebrados, 2-relacionar a qualidade da água com os macroinvertebrados coletados através de índices bióticos, 3-determinar a existência de bioindicadores da qualidade da água na fauna de macroinvertebrados na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos. Coletou-se com uma periodicidade mensal em sete pontos do rio, de agosto de 2002 a outubro de 2003. Os macroinvertebrados foram coletados manualmente e em amostradores de substrato de tubo PVC contendo seixos rolados do rio, fixados em álcool 70%. Foram registrados 5946 táxons e 62 Famílias, das quais as que apresentaram maior Frequência e Abundância relativa foram: Baetidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae Leptoplebiidae, Libellulidae, Limneidae, Oligochaeta, Perlidae, Psephenidae, Simuliidae, Trychorytidae, Glossiphoniidae, e as ordens Isopoda, Tricladidae. As variáveis físico-químicas enquadradas dentro do recomendado pela Resolução do CONAMA nº 20, de junho de 1986 para rios classe 2 foram: Turbidez, Sólidos totais, DBO<sub>5</sub>, Oxigênio Dissolvido, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> e pH. As características físico-químicas e microbiológicas que não mostraram nenhuma correlação com os macroinvertebrados abundantes e freqüentes do rio no período 2002/2003 foram: precipitação, vazão, DBO<sub>5</sub>, Coliforme Fecal e NO<sub>2</sub>. A Classe Oligochaeta apresentou forte correlação com pH, PO<sub>4</sub> e Condutividade; e a Classe Hirudinae correlacionou-se com NH<sub>3</sub>, pH, PO<sub>4</sub> e turbidez. Em muitos estudos oligochaetas e hirudíneos são considerados indicadores de impacto antrópico e deterioração da qualidade sanitária e ambiental do corpo d'água. Nenhum dos índices utilizados para avaliar a qualidade da água na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos através dos macroinvertebrados, chegaram a valores de excelente qualidade da água, porém, a qualidade da água oscilou muito em cada ponto de coleta ao longo do tempo, alcançando valores correspondentes a classe 2, à qual pertence a sub-bacia. Os macroinvertebrados são excelentes ferramentas para caracterizar impactos sobre uma bacia hidrográfica ou um rio pela riqueza de informações que eles oferecem sobre as perturbações que o corpo d'água recebe bem como os impactos sofridos em toda a área. Estes organismos com suas adaptações ao meio aquático e seus ciclos de vida podem complementar ricamente as características físico-químicas e microbiológicas que são rotineiras em estudos do meio aquático.

Palavras –chave: Suinocultura, macroinvertebrados, bioindicadores.

## ABSTRACT

The western region of the state of Santa Catarina has been developing the agro-cattle-breeding and industrial sector based on the production of swine and fowl, serving as a model of development for other regions. However, there is also a hypothesis that this economic development may compromise the health of the environment. In order to study the environmental conflicts, a pilot system of management of swine dejections denominated "CONTROL OF THE ENVIRONMENTAL DEGRADATION DECURRENT FROM THE SWINE CULTURE IN SANTA CATARINA" was implanted, within the National Program of Natural Environment (Programa Nacional do Meio Ambiente - PNMA II) in the hydrographic sub-basin "Lajeado dos Fragosos" in the city limits of Concórdia/ SC. The PNMA II, among other actions, foresees the monitoring of the quality of the water of this sub-basin. In Lajeado dos Fragosos, the monitoring is being done with the help of physical-chemical and biological indicators, using benthonic macroinvertebrate animals as bio-indicators. This paper (thesis) had the following objectives: to perform a survey of the benthonic macroinvertebrate animals, to relate the quality of the water with the macroinvertebrate animals collected through biotic indexes, to determine the existence of bio-indicators of the quality of the water in the fauna of macroinvertebrate animals in the hydrographic sub-basin Lajeado dos Fragosos. A monthly periodicity, in seven points of the river was collected, during one year (2002-2003) The macroinvertebrate animals were collected manually and in samplers of substrate of PVC tube, containing pebbles rolled from the river, fixed in 70% alcohol. Five thousand nine hundred and forty-six taxons were registered, of which the most relatively Frequent and Abundant were: Baetidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae Leptoplebiidae, Libellulidae, Limnidae, Oligochaeta, Perlidae, Psephenidae, Simuliidae, Trychorytidae, Glossiphoniidae, and the Isopoda and Tricladidae orders. The physical-chemical variables that were within the recommended by the Resolution of the CONAMA n° 20, of June and of October of 1986 for class 2 rivers were: Turbidity, Total solids, DBO<sub>5</sub> (with point 7, during the months of April and October/2003, surpassing the established limit), Dissolved Oxygen, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, pH. The physical-chemical characteristics that did not show any correlation with the frequent and abundant macroinvertebrate animals during the period of 2002/2003 were: precipitation, discharge, DBO<sub>5</sub>, Fecal Choliforms I and NO<sub>2</sub>. The Oligochaeta Class presented a strong correlation with the pH, PO<sub>4</sub> and Conduction; and the Hirudinae Class correlated with NH<sub>3</sub>, pH, PO<sub>4</sub> e turbidity. In many studies, the oligochaetas and hirudíneos, are considered indicators of anthropic impact and of deterioration of the sanitary and environmental quality of the body of water. None of the indexes used to evaluate the quality of the water in the hydrographic sub-basin Lajeado dos Fragosos through the macroinvertebrate animals arrived at values of excellent quality of water. However, the quality of waterbody oscillated a lot in every point of collection during the time period, reaching values correspondent to class 2, of the sub-basin belongs to. Invertebrate animals are excellent tools to characterize impacts over a hydrographic basin or river because of the abundance of information that they offer about the disturbances of waterbody receives, as well as also the impacts suffered on the hydrographic basin. These organisms, with their adaptations to the aquatic habitat, can complement abundantly the physical-chemical and microbiological characteristics that are routinely in studies of the aquatic habitat.

Key-words: Swine production, macroinvertebrate animals, bioindicators.

## INTRODUÇÃO

O Brasil possui o quarto maior rebanho de suínos do mundo com mais de 30 milhões de animais (Goulart, 1997). Os avanços na qualidade técnica e produtividade estimulam cada vez mais esta atividade, destacando-se nas regiões sul e sudeste do país.

Em Santa Catarina, a suinocultura é praticada, principalmente, na região oeste do estado, tornando-se a principal fonte de renda da região (Pires, 1999). A crescente tendência para a adoção de “sistemas confinados de produção de suínos”, especificamente em Santa Catarina, tem produzido quantidades cada vez maiores de dejetos, onde a inadequação dos “sistemas de manejo e armazenamento”, induzem seu lançamento em rios e cursos d’água naturais. O Oeste Catarinense apresenta um quadro crítico quanto à poluição das águas superficiais devido ao manejo inadequado dos dejetos provenientes da criação de suínos, aves e bovinos, bem como quanto ao esgoto doméstico das cidades. As reservas de água superficial e subterrâneas estão comprometidas pelas contaminações bacteriológicas e químicas, derivadas das atividades de criação de suínos e lançamento dos dejetos no solo ou nos cursos d’água, sem prévio tratamento (Goulart, 1997).

Segundo Silva (2000), existem 120 suinocultores, apresentando um total aproximado de 40.000 cabeças de suínos, produzindo 145.301,99m<sup>3</sup> de dejetos nas 32 microbacias formadoras da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos.

Além do volume produzido, é preocupante também a composição físico-química e microbiológica dos dejetos de suínos. As altas concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo e a elevada concentração de sólidos voláteis (SV) em relação aos sólidos fixos (SF) conferem a esses dejetos um potencial poluidor 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico (Pires, 1999).

Devido à grande importância social, econômica e cultural que o setor representa, muitos trabalhos de pesquisa vêm sendo desenvolvidos para melhorar a qualidade de

vida dos produtores, a sustentabilidade da produção de suínos, bem como a conservação do meio ambiente.

Considerando as bacias hidrográficas como unidades físicas de intervenção, foi implantado um projeto piloto de gestão dos dejetos suínos denominado “CONTROLE DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINOCULTURA EM SANTA CATARINA” dentro do Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II) na Sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no município de Concórdia que possui cerca de 30.000 cabeças de suínos (Belli Filho, 2002). Este projeto é coordenado pela Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Governo de Santa Catarina, tendo como executor a Embrapa Suínos e Aves e como co-executores: Epagri, FATMA, Secretaria do Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura, UNISUL, UNC, UFSC bem como Associações e ONGs.

O Projeto Suinocultura -SC prevê o monitoramento da qualidade da água da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, na qual o monitoramento realizou-se através de metodologias que empregaram indicadores físico-químicos e biológicos, com a utilização de macroinvertebrados como bioindicadores.

Biomonitoramento é a observação contínua de uma área com a ajuda de bioindicadores, os quais devem ser chamados de biomonitores. A reação sensível de um organismo frente a qualidade do seu ambiente, que pode ser usada como indicação (monitoramento), pode ser em nível bioquímico, fisiológico, morfológico, comportamental, etc. (Lima, 2000). O objetivo é estabelecer parâmetros para a qualidade da água ou valores de referência para um determinado ecossistema aquático, por meio de indicadores biológicos, afim de possibilitar as decisões sobre o valor e a utilização adequada desses recursos.

Os macroinvertebrados representam um elemento importante na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, e sua distribuição é influenciada pelas características do sedimento, morfologia das margens, profundidade, natureza química do substrato, vegetação, competição entre as diferentes espécies e disponibilidade de fontes alimentares. As características químicas e físicas dos rios também podem determinar os padrões de macrodistribuição de espécies dessa comunidade, mesmo que de forma indireta (Queiroz *et al.*, 2001).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, no Município de Concórdia, Estado de Santa Catarina utilizando, além das características físicas e químicas do rio, os macroinvertebrados, como bioindicadores, relacionando-os através de índices bióticos.

## CAPÍTULO I – ÁGUA, UM DESAFÍO PARA O SÉCULO XXI

Água elemento vital, água purificadora, água recurso natural renovável, são alguns dos significados referidos em diferentes mitologias, religiões, povos e culturas, em todas as épocas. Além disso, a Terra é o único corpo do Universo, até agora conhecido, onde a água ocorre, simultaneamente, nos 3 estados físicos fundamentais: líquido, sólido (gelo) e gasoso (vapor). Torna-se evidente que, se a água é elemento essencial à vida, esta é, por sua vez, um dos principais fatores que engendram as condições ambientais favoráveis à existência da água em tão grande abundância na Terra. Considera-se atualmente que a quantidade total de água na Terra de 1.386 milhões de km<sup>3</sup> tem permanecido de modo aproximadamente constante durante os últimos 500 milhões de anos. A distribuição dos volumes estocados nos principais reservatórios de água da Terra mostram que 97,5% do volume total de água do planeta formam os oceanos e mares, e somente 2,5% são de água doce. Ressalta-se que a maior parcela desta água doce (68,9%) forma as calotas polares, as geleiras e neves eternas que cobrem os cumes das montanhas mais altas da Terra. Os 29,9% restantes constituem as áreas subterrâneas doces. A umidade dos solos (inclusive daqueles gelados), as águas dos pântanos representam de 0,9% do total e a água doce dos rios e lagos cerca de 93%. Os volumes de água estocados nas calhas dos rios e nos lagos de água doce somam, apenas, cerca de 200 mil km<sup>3</sup> (Rebouças, 1999).

O termo água refere-se, geralmente, ao elemento natural, desvinculado de qualquer uso ou utilização. Por sua vez, o termo recurso hídrico é a consideração da água como bem econômico, passível de utilização com tal fim. Entretanto, deve-se ressaltar que toda a água da Terra não é um recurso hídrico, na medida em que seu uso ou utilização nem sempre tem viabilidade econômica. A água doce é elemento essencial ao abastecimento do consumo humano, ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas, e de importância vital aos ecossistemas – tanto vegetal como animal – das terras emersas (Rebouças, 1999).

Seu papel no desenvolvimento da civilização é reconhecido desde a mais alta antigüidade; Hipócrates (460-354 A.C.) já afirmava: “a influência da água sobre a saúde é muito grande”. O homem tem necessidade de água de qualidade adequada e em quantidade suficiente para todas as suas necessidades, não só para proteção de sua saúde, como também para o seu desenvolvimento econômico. A influência da água do ponto de vista econômico, faz-se sentir mais diretamente no desenvolvimento industrial por constituir, ou a matéria prima em muitas indústrias, como as de bebida, ou meio de operação, como água para caldeiras (Oliveira, 1969).

No século XV, com o renascimento e os descobrimentos, vem a consciência da separação do homem e seu meio ambiente. A ciência começa a descobrir os segredos mais profundos da natureza. O ser humano moderno rompeu os laços com a natureza, com as regras sociais e até mesmo com a família. Em nossa ciência, onde tudo é analisado a tal grau de detalhe que todos os fenômenos devem ser pesados, medidos e contados, num raciocínio causa-efeito, exclui-se o homem. Esta ciência é, até hoje, a base dos paradigmas por detrás da tecnologia e da indústria. A ciência de hoje escolheu o mundo da matéria, da morte, da gravidade. E perdeu a confiança (interdependência) que é uma qualidade humana que nos eleva (Coelho, 1996).

Hoje, na opinião de muitos cientistas, o estudo da mudança global encontra-se às portas de uma segunda revolução. A primeira caracterizou-se pela descoberta da dinâmica dos processos que ocorrem nas diferentes esferas do sistema Terra; a atual assinala a descoberta de suas conexões. Como se interliga tudo isso – litosfera, atmosfera, hidrosfera, biosfera – é o grande desafio. Estabelecer conexões é uma difícil tarefa, porque requer esforços conjuntos de profissionais de várias disciplinas. Cada uma das 6 ou 7 esferas tem os seus especialistas, seus sub-especialistas. Cada uma tem suas revistas científicas e jargão, o que dificulta a troca de informações. Apenas em alguns programas mais complexos é que exigem maior cooperação. Os especialistas já começam a trocar informações na busca de conexões entre a vida e as demais esferas, e tentam juntá-las e observá-las ao mesmo tempo, do maior número possível de ângulos, para ver como funciona o sistema – como tudo isso se conjuga. Buscar essa conjugação é também conjecturar quanto aos rumos possíveis (Rebouças, 1999).

A questão ambiental, juntamente com a pobreza, a criminalidade, a poluição, a inflação e a escassez de energia são apenas conseqüências de políticas adotadas.

Questiona-se, no entanto, se bastaria a criação de políticas e legislação específicas para garantir a qualidade ambiental. Se tais medidas não seriam, apenas, um modo de se tentar diminuir os impactos ambientais sem, contudo, atacar o problema nas suas origens. Em outras palavras, políticas e legislação devem ser conseqüências de uma conscientização da sociedade e não o contrário. O consumo dos recursos do planeta vem aumentando constantemente, com o objetivo de atender ao nosso consumismo, à nossa ânsia de “ter” ao invés de “ser”. A questão socio-ambiental deste milênio será reduzir o consumo, distribuir mais equitativamente. Reutilizar e reciclar os recursos do planeta. Expandindo e aumentando o que o ser humano tem de melhor, sua criatividade, alegria, esperança, amor, afeto, sem desprezar a sua animalidade. O objetivo de qualquer política deve ser o de conscientizar o ser humano de seu poder e de sua responsabilidade quanto a utilização dos recursos naturais e das tecnologias disponíveis. Uma decisão individual em que o resultado final é coletivo. Cada pessoa é responsável pela realidade que tem hoje e que terá amanhã. A responsabilidade é de todos (Coelho, 1996).

Desta forma, a sociedade “descobre” que a construção da solidariedade com a natureza e da cidadania são uma necessidade, pois, as tecnologias desenvolvidas pela modernidade já produziram a base da destruição das condições de vida no planeta Terra. Os caminhos para construção da solidariedade *Sociedade x Natureza*, partem de alguns princípios dentre os quais enfatiza-se o resgate do “sentido de pertencer”, pois a sociedade não está do lado de fora, mas dentro da natureza, resgatando, assim, a identidade e a responsabilidade individual e coletiva de todos os cidadãos, e construindo novas bases conceituais que possibilitem compreender a realidade de forma mais globalizante (Panceri, 1997).

Neste século a utilização da água está criando uma crise em grande parte do mundo. Estima-se que as retiradas totais de água tenham aumentado mais de 35 vezes durante os últimos 3 séculos, e que devem aumentar 30-35% nas próximas décadas (UICN, PNUMA, WWF, 1991).

Ao se considerar a distribuição dos fluxos de água pelas zonas climáticas verifica-se que nas zonas intertropicais úmidas e temperadas, as descargas dos rios representam 98% do total mundial. O Brasil destaca-se no cenário mundial pela grande descarga de água doce dos seus rios, cuja produção hídrica,  $177.900\text{m}^3/\text{s}$  e mais  $73.100\text{m}^3/\text{s}$  da Amazônia internacional, representa 53% da produção de água doce do

continente Sul Americano ( $334.000\text{m}^3/\text{s}$ ) e 12% do total mundial ( $1.488.000\text{m}^3/\text{s}$ ). Para alguns, esses valores caracterizam a nossa abundância de água doce, o que tem servido de suporte à cultura do desperdício da água disponível, a não realização dos investimentos necessários ao seu uso e proteção mais eficientes, e à sua pequena valorização econômica, isto é, a água tem sido considerada como um bem livre de uso comum. Entretanto, as três grandes Bacias Hidrográficas –Amazonas, São Francisco e Paraná- contém 80% de nossa produção hídrica local, e cobrem 72% do território Brasileiro, sendo que somente a Bacia Amazônica tem uma área equivalente a 57% da superfície do Brasil. Para outros, o estigma da escassez de água fica caracterizado quando se verifica que a densidade de população dominante não se encontra nestas bacias, pois a maior concentração de habitantes por  $\text{km}^2$  localizam-se na região Sul e Sudeste. Entretanto, os problemas de abastecimento no Brasil decorrem, fundamentalmente, da combinação do crescimento exagerado das demandas localizadas e da degradação da qualidade das águas, em níveis nunca imaginados. Esse quadro é uma consequência da expansão desordenada dos processos de urbanização e industrialização, verificada a partir de 1950 (Rebouças, 1999).

Os limites da bacia hidrográfica são usados para explicar a distribuição biogeográfica de espécies animais, para a predição de enchentes, estimativa de perda de sedimento e predição da variação da qualidade da água. A correnteza do rio, o sedimento, os nutrientes e a matéria orgânica, influenciam as características deste habitat. Portanto é muito importante entender a geologia, hidrologia, morfologia e a vegetação do rio na sua bacia. Em grande escala, as características de uma bacia hidrográfica incluem tamanho, forma e o seu relevo. Em menor escala, estas características são medidas de comprimento e declividade do canal, capacidade de retenção e a densidade da rede de drenagem da bacia. Entender os atributos da bacia hidrográfica, ajuda a interpretar melhor os dados coletados (Gallagher, 1999). A descrição da topografia do corpo d'água e os habitats é uma importante parte do processo de identificação do local (Meixler, 1999). As características de qualidade das águas derivam dos ambientes naturais e antrópicos onde se originam, circulam, percolam ou ficam estocadas (Rebouças, 1999).

As bacias hidrográficas são sistemas complexos, nos quais os efeitos das atividades humanas sobre o ciclo hidrológico são enviados a jusante (rio abaixo) para as

comunidades e ecossistemas. Todos os usos da água e da terra afetam a qualidade e o fluxo da água, desde a cabeceira até a zona costeira (Zavoianu, 1985; UICN, PNUMA, WWF, 1991). Os ecossistemas de cada bacia estão interligados pela água. A boa administração das florestas de cabeceira e das terras alagáveis ajudam a manter o fluxo de água, pois as várzeas e muitos ecossistemas ribeirinhos dependem da manutenção qualitativa e quantitativa do fluxo fluvial. Portanto, para se obter os plenos benefícios dos recursos de água doce do Planeta, é essencial que se protejam as cabeceiras e que se mantenha o fluxo fluvial (UICN, PNUMA, WWF, 1991).

Outro grande desafio para este século é representado pelo fato de que muitos países se tornam cada vez mais dependentes das descargas hídricas que são geradas em setores hidrográficos situados fora de seus territórios. Os problemas políticos e sociais agravam-se de tal forma que a perspectiva é de guerra iminente, tal como tem ocorrido nas áreas mais secas da Terra, desde os primórdios das civilizações antigas – ocidental e oriental (Rebouças, 1999).

A política da água dentro de cada bacia hidrográfica deveria basear-se na avaliação da capacidade de suporte. Deveria-se adotar a abordagem de usos múltiplos e refletir as seguintes diretrizes: o uso das águas superficiais e subterrâneas da bacia deveria ser planejado com base em levantamento da quantidade e qualidade da água. O uso de água para consumo doméstico, industrial e agrícola, como também a água necessária para manutenção dos ecossistemas das terras alagadiças não poderia exceder os limites do suprimento sustentável, considerando as necessidades para o funcionamento do ecossistema. Os padrões de qualidade da água combinariam tanto as necessidades para proteção da saúde humana quanto para o ecossistema e, por último, a poluição por substâncias não-degradáveis não deveria exceder os níveis que poderiam colocar em risco a saúde humana e a função do ecossistema (UICN, PNUMA, WWF, 1991).

É aceito universalmente que o abastecimento adequado de água para beber, para a higiene pessoal e outros fins domésticos; bem como, um meio adequado de disposição de dejetos são essenciais à saúde pública e ao bem estar (Saunders e Warford, 1983).

Atualmente, as populações dos grandes centros urbanos, industriais e áreas de desenvolvimento agrícola, com uso intensivo de insumos químicos, já se defrontam com problemas de escassez qualitativa da água para consumo. Deve-se ressaltar, ainda, que

se a escassez quantitativa da água é fator limitante ao desenvolvimento, a escassez qualitativa engendra problemas muito mais sérios à saúde pública, à economia e ao meio ambiente em geral. Dessa forma, os aspectos qualitativos da água tornam-se cada vez mais importantes ou tão importantes, em muitas regiões desenvolvidas, ou muito povoadas do mundo, quanto aos problemas tradicionais de escassez quantitativa, natural ou engendrada pelo crescimento acelerado ou desordenado das demandas locais. Por sua vez, verifica-se que, historicamente, a população rural, nas diversas formas de ocupação do território, fundamentou a sua economia no aproveitamento do potencial hídrico do solo, explorando de forma extensiva, tanto a agricultura como a pecuária. Contudo, face ao baixo nível tecnológico/organizacional dominante, estas condições primitivas de uso e ocupação do meio rural têm engendrado o desmatamento das bacias hidrográficas, o grande desenvolvimento dos processos erosivos do solo, o empobrecimento das pastagens nativas, a redução das reservas de água do solo e, conseqüentemente, progressiva queda da sua produtividade natural, levando a população rural a migrar para os grandes centros urbanos. Vale ressaltar ainda que, estas formas desordenadas de uso e ocupação do território em geral, agravam os efeitos das secas ou enchentes que atingem as populações e suas atividades econômicas. No meio urbano, esse quadro é agravado pela ocupação das encostas de morros e várzeas de rios, falta de coleta ou lançamento de esgotos não tratados nos corpos de água utilizados para abastecimento, não coleta de lixo urbano produzido - doméstico e industrial - ou deposição inadequada do resíduo coletado (Rebouças, 1999).

A produtividade e a diversidade dos ecossistemas de água doce – em especial da pesca ribeirinha – estão ameaçadas pela poluição agrícola, urbana e industrial, e pelas mudanças no regime da água, pelo desmatamento das cabeceiras das bacias e das florestas de várzeas, pela construção de barragens, canalização de vias fluviais e drenagem de terras alagadiças e pela introdução de espécies não nativas. Várias centenas de espécies de peixes e de invertebrados encontram-se ameaçadas. Os recursos genéticos aquáticos, necessários à aquicultura, estão sujeitos a pressões seletivas que podem não resultar em extinção, porém podem ocasionar uma mudança genética adversa (UICN, PNUMA, WWF, 1991).

Numa análise mais pontual, a água é também um fator limitante para o desenvolvimento sustentável, uma vez que a vida animal e vegetal não se desenvolvem

na sua ausência. Para o homem, em particular, a sobrevivência é impossível, uma vez que necessita de um consumo contínuo e constante, para manutenção de seus processos vitais, com uma demanda mínima da ordem de 2 litros por pessoa, por dia. Por outro lado, nas estruturas urbanas, a demanda de água é bem maior, havendo uma necessidade de oferta da ordem de 100 a 200 litros de água por pessoa, por dia, para que sejam atingidos os níveis de higiene exigidos pela sociedade moderna (ANA, 2002).

O uso da água doce para consumo humano está sujeito aos condicionantes específicos de qualidade, que são definidos pelos padrões de potabilidade. No Brasil, esses padrões são estabelecidos pelo Ministério da Saúde, Portaria n.º 36/90 (Rebouças, 1999)

O Brasil, através da Lei 9433 de 08/01/1997, instituiu sua nova Política Nacional de Recursos Hídricos, adotando os seguintes princípios básicos:

- a) da bacia hidrográfica como unidade de planejamento;
- b) dos usos múltiplos da água;
- c) do reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável;
- d) do reconhecimento do valor econômico da água, que serve de base para a instituição da cobrança pelo uso dos recursos hídricos (princípio do usuário-pagador);
- e) da gestão descentralizada e participativa (envolvimento dos usuários no processo de tomada de decisão).

Além da outorga de direito de uso da água e da cobrança pelo seu uso, esta lei prevê a elaboração de um Plano Nacional de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, e a implantação do Sistema Nacional de Informações Sobre os Recursos Hídricos, para prover os gestores, usuários e a sociedade civil, com os dados necessários para melhor participarem do processo decisório (Lemos e Salati, 1969).

Segundo Sugai (2002), a gestão dos recursos hídricos, tendo a bacia hidrográfica como unidade de atuação e com vistas aos usos racional e múltiplo da água, considerando os diferentes atores envolvidos, constitui um desafio do País neste início de século. A Política Nacional de Recursos Hídricos que foi instituída pela Lei n.º 9.433, de 08/01/1997, com os objetivos de assegurar, à atual e às futuras gerações, a necessária disponibilidade de água, em padrões adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável; e

a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos. O regime de outorga de direito de uso de recursos hídricos, que é um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à mesma. A outorga confere ao usuário o direito de uso de uma determinada vazão ou volume de água, de uma determinada fonte para um certo uso, por um período definido, em condições inalienáveis. Dessa forma, a outorga, juntamente com a cobrança, é um importante elemento de controle dos usos de recursos hídricos. A outorga de direito de uso deve respeitar as prioridades de uso estabelecidas nos planos de bacia e respeitar a classe de enquadramento, bem como preservar o uso múltiplo dos recursos hídricos. A cobrança por poluição é feita por kg de poluente presente no efluente final, correspondente à outorga. A cobrança por emissão é feita, em geral, pela carga de poluentes lançados, escolhendo-se alguns indicadores mais representativos, comuns a uma grande gama de efluentes. Os indicadores mais usados, que podem ser taxados de forma isolada ou agrupados, são: Carga orgânica (DBO e DQO); Sedimentos (sólidos suspensos, sólidos totais, etc.); Metais; Nutrientes (nitrogênio, fósforo); Compostos orgânicos halogenados; Toxicidade, entre outros. Alguns países adotam uma “unidade de carga poluente” correspondente a um “habitante-equivalente” ou a uma “unidade tóxica”, que no primeiro caso é definida teoricamente como a poluição gerada por uma pessoa/dia. A adoção de tal tipo de unidade permite dizer que a fábrica “A” lança “n” quilos de DBO por dia; isto pode nada significar para um leigo, mas dizer que a fábrica “A” polui tanto quanto uma comunidade com “x” habitantes pode dar uma idéia mais acurada do impacto ambiental daquela atividade (ANA, 2002).

A população brasileira vive, hoje, maioritariamente, no meio urbano. Os percentuais de 75% de vida no campo contra 25% de vida “no asfalto”, conforme ocorria nos anos cinqüenta, foram invertidos e, atualmente, tem-se cerca de 80% de cidadãos urbanos e apenas 20% nas zonas rurais. Essa migração, associada ao crescimento vertiginoso da população, na segunda metade do século XX e, sobretudo, à falta de infra-estrutura de saneamento na mesma proporção desse fenômeno demográfico, fez com que o esgotamento sanitário, sem o devido tratamento dos efluentes urbanos, seja um dos mais importantes problemas da gestão de recursos hídricos no Brasil. A taxa de cobertura dos serviços de saneamento, no que se refere ao

tratamento de efluentes, não passa de 23% quando se afere apenas o meio urbano, e de 18% quando se toma o conjunto dos meios urbano e rural. Isto significa afirmar que 82% dos esgotos descartados sobre as massas líquidas, só servem para poluir essas correntes de água, dificultando ao extremo a seqüência do ciclo do saneamento, que prevê a captação de águas em mananciais, ora contaminados, para tratamento e distribuição no próprio meio urbano (Garrido, 2002).

Para garantir a existência de um sistema urbano, o homem vê-se obrigado a criar ou manter dois outros sistemas, determinados pela dominância exagerada de um nível trófico, em prejuízo dos demais. No caso do fornecimento de alimentos à cidade, ou outros aglomerados humanos, é necessário que seja mantido, artificialmente, um sistema de produção: as regiões agropecuárias, caracterizadas pelo favorecimento da produção primária. Outro sistema criado em conseqüência do sistema urbano, é o sistema de depósito, recebendo detritos dos outros dois sistemas (urbano e agropecuário), tendo como característica a decomposição e remoção da sobrecarga de matéria orgânica ou inorgânica gerada; em sua maior parte, trata-se de um sistema aquático. Mesmo a poluição do ar, que se transforma indiretamente em poluição do solo, tem seu destino em uma ação poluidora das águas continentais ou do mar, através da precipitação dos poluentes no solo, infiltração parcial na água subterrânea e conseqüente saída para as águas superficiais, que despejam no mar. Tal poluição, direta ou indireta, torna os sistemas aquáticos um dos mais atingidos sendo, ao mesmo tempo, um dos mais vulneráveis (Schäfer, 1985).

Entramos no terceiro milênio e ainda não conseguimos superar problemas básicos: na saúde, as doenças infecto-contagiosas e parasitárias; no ambiente, os rios recebem toda uma carga de poluentes industriais, agrícolas e domésticos, lixo e dejetos espalhados a céu aberto; no social, a miséria, a fome, a verticalidade das relações entre instituições e comunidade, governos e cidadãos, técnicos e leigos, entre homens e mulheres e entre as sociedades e os ecossistemas. Por outro lado, há uma contradição, pois ao mesmo tempo que convive-se com tecnologias e bens de consumo altamente elaborados, continua-se a reproduzir antigos costumes relacionados com os dejetos, lixo e água. Houve uma radical mudança na forma de produção das últimas três décadas (1960 a 1990), com a introdução de máquinas, insumos modernos, engenharia genética, globalização da economia. Esta última, fortaleceu o crescimento econômico de poucos e

intensificou a degradação ambiental. Todos os indicadores de qualidade de vida demonstram que a situação tem se agravado. O índice de contaminação das águas de consumo da população rural de Santa Catarina é um indicador da gravidade da situação, pois 80% das águas de consumo são consideradas impróprias pela presença de coli-fecal (Panceri, 1997).

Dados levantados pela EPAGRI, em parceria com a Secretaria do Estado de Saúde, revelam uma “vilã silenciosa”, a verminose. De 3414 exames parasitológicos, 64% apresentam de 1 a 5 tipos de vermes por indivíduo. Resultados como estes que, por si só já são graves, em muitos casos estão aliados a carências múltiplas, acarretando prejuízos de aprendizagem e até capacidade para o trabalho. São introduzidas, anualmente, toneladas de agrotóxicos, muitas vezes utilizados pelos agricultores como se fossem “remédios”. Toneladas de lixo tóxico são jogadas nos rios, córregos ou simplesmente deixadas nas lagoas e estradas. Pode-se dizer que este quadro é um grito de alerta para autoridades, técnicos e comunidades rurais, de que a agressão ao meio ultrapassou os limites de resistência dos ecossistemas. Na década de 50 a agricultura familiar era tradicional e sua produção de subsistência, com a venda do excedente. A tecnologia tradicional era passada de pai para filho. Havia baixa produtividade, com dificuldade de acesso aos mercados locais e regionais. Nos anos 60, as propriedades rurais iniciam a passagem da agricultura tradicional para a moderna, com a introdução das tecnologias da Revolução Verde (máquinas, químicos e genética). Na década de 70, há excessivo uso de fertilizantes e dos agrotóxicos na agricultura, aliado ao rápido processo do desmatamento. Na década de 80, houve o esgotamento dos recursos naturais, poluição e contaminação da água e do solo. Entra em crise o paradigma tecnicista centrado no lucro econômico com a urbanização desordenada e empobrecimento da população. Na década de 90, houve excesso de problemas de intoxicação e aumento do número de suicídios com agrotóxicos, empobrecimento dos agricultores, aumento do número de famílias sem terra (êxodo rural), esgotamento dos ecossistemas (terra, água, mata), contaminação e escassez de água (Panceri, 1997).

Santa Catarina é um estado relativamente pequeno, possui 1,13% do território nacional, mas está entre os primeiros na produção de alimentos do país, principalmente em aves, suínos, maçã, alho e cebola. Nas últimas 4 décadas, na mesma tendência nacional, perdeu população rural de 68% em 1960, para 29,35% em 1991. No entanto,

estes números escondem outra realidade, ou seja, que a maioria das cidades catarinenses são de pequeno porte, menos de 20 mil habitantes, onde a população rural é maior do que a urbana. A área rural é caracterizada pelas pequenas propriedades de exploração familiar, sendo que 90% das propriedades rurais do Estado estão numa faixa que varia de 20 a 50 hectares de terra. Após 1985, os agricultores que já tinham, em anos anteriores, construído as privadas com fossa seca, retirando os dejetos da superfície do solo ou dos corpos d'água, ao construir uma instalação sanitária, voltaram ao antigo comportamento de encanar o esgoto e despejá-lo nos corpos d'água. Os exames bacteriológicos de água, iniciados na região de Concórdia, colocaram em xeque a visão linear da problemática de saneamento, permitindo abrir para compreensão da organização da natureza. Estas duas questões permitiram uma mudança substancial de objetivos e diretrizes das atividades de saneamento rural. O objetivo principal do novo enfoque passou a ser : “Contribuir para melhoria da qualidade de água de consumo das famílias rurais”, o que abriu a visão do trabalho e mostrou a necessidade de uma melhor formação profissional nos aspectos pedagógicos, sociais, culturais, antropológicos, técnicos e ecológicos (Panceri, 1997).

Evidenciou-se também a necessidade de um trabalho interdisciplinar, buscando construir uma visão mais ampla dos problemas ambientais. Portanto, evidenciou-se a necessidade de compreender melhor a modernização da agricultura, seus impactos ambientais e sua relação com o saneamento rural, ou seja, a forma de produção agrícola e o modo de vida dos agricultores. A relação dos agricultores com a natureza mudou com a introdução na agricultura da revolução verde, na medida em que passam a usar os agrotóxicos como se fossem inofensivos. Ao entrar em contato com a tecnologia através do processo de ensaio-erro, visando a otimização dos resultados, o índice de intoxicação dos agricultores aumentou significativamente. De 12780 exames realizados até 1990, 60% dos agricultores examinados apresentaram sintomas de intoxicação (Panceri, 1997).

Outro dado a ser considerado é a produção de dejetos/dia em Santa Catarina, por volta de 30 mil metros cúbicos. Os levantamentos de extensão rural mostraram que somente entre 20 e 25% dos suinocultores armazenam e aproveitam os dejetos. Os demais (80-75%) lançam nos córregos ou no solo. Outra grave questão que passou a ser considerada após 1985, foi o impacto ambiental provocado pelo rápido desmatamento

ocorrido no Estado, pois entre outros fatores reflete-se diretamente na qualidade e disponibilidade das águas. É consenso, entre os agricultores, que há uma crescente diminuição da quantidade de água das fontes, nascentes, rios e córregos, enfrentando-se com mais frequência problemas de estiagem durante o verão (Panceri, 1997).

Pela Lei nº 9.433 de 1997, em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais em áreas rurais, as demandas para abastecimento doméstico geralmente são bastante dispersas e pouco significativas. No entanto, as necessidades para dessedentação de animais podem ser mais relevantes em algumas localidades, onde a atividade pecuária é expressiva. Além das vazões requeridas para a dessedentação animal, a pecuária, em particular a suinocultura, pode exercer grande impacto sobre os corpos hídricos devido à contaminação dos mesmos por fezes, urina e por líquidos e sólidos advindos da lavagem de estábulos, estrebarias, pocilgas (Suínos: 20 litros de consumo diário por cabeça /percapita) (Sugai, 2002).

No sistema de produção de suínos ocorrem grandes perdas de água, devido a deficiência dos bebedouros, tanto em relação a sua instalação como ao tipo de equipamento usado. O excesso de água oferecida aos animais também contribui para o aumento da parte líquida dos dejetos, aumentando seu poder de poluição e diminuindo seu potencial como fertilizante (Oliveira *et al.*, 1991).

A carne de Suínos é a mais produzida do mundo e o Brasil foi responsável, em 2001, por 2,5% da produção mundial, representando 2.216 milhões de toneladas. Com isso, o Brasil torna-se o quarto maior produtor mundial, logo abaixo da China, da União Européia e dos Estados Unidos. Dessa produção, 49,7% está concentrada na Região Sul. A produtividade da suinocultura Brasileira é bastante variável, dependendo da região e do tipo de produção, alcançando, como no caso de Santa Catarina, um desfrute de 170%, comparável ao obtido por alguns dos melhores países produtores. Na exportação, o crescimento tem sido constante, principalmente nos 3 anos de 1999 a 2001, quando as vendas para o mercado externo cresceram de 4,74% para 11,96% da produção total. Atualmente, com a abertura de novos mercados, aumentos ainda mais significativos podem ocorrer. No mercado interno, o consumo per capita deverá ultrapassar os atuais 12kg/habitante/ano, o que deverá aquecer a demanda pela produção de carne suína. Essa produção, no entanto, precisa atender às exigências do mercado consumidor e da própria

sociedade que desejam uma produção sustentável em contraposição à visão essencialmente produtivista que ainda prevalece. Dessa forma, torna-se essencial buscar a produção de carne com padrão constante de qualidade que possa ser rastreada. E que seja segura do ponto de vista alimentar atendendo às expectativas do consumidor. A gestão ambiental do empreendimento agrícola é fundamental para a manutenção da qualidade do solo e da água, para a conservação dos recursos biológicos e para a qualidade de vida da população local (Fávero *et al.*, 2003).

A crescente evolução dos índices de desempenho e melhoria do padrão sanitário, obtida nos últimos anos, colocam a produção brasileira de suínos no patamar da competitividade internacional. São 35 milhões de cabeças que produzem 1,7 milhões de toneladas de carne e respondem por 1% do PIB, gerando emprego e renda para mais de 2 milhões de propriedades rurais. Isso significa mais de 192 milhões de m<sup>3</sup>/ano de água demandada pelo setor de produção e mais de 100 milhões de m<sup>3</sup>/ano de efluentes gerados pela atividade, com um potencial poluente da ordem de 2,5 milhões de toneladas de DBO<sub>5</sub>, concentrados, basicamente, na região sul (38%). Infelizmente, a carência de informações e as dificuldades de acesso a tecnologia, aliada à baixa capacidade de investimento dos criadores, às limitações topográficas e à pequena disponibilidade de terra para uso agrícola, característicos das principais regiões produtoras, propiciam as condições para o lançamento de efluentes brutos na natureza sem tratamento. Essa conjuntura leva a três situações: a) o acúmulo de dejetos em pequenas áreas ao redor da sede da propriedade, b) lançamento do excesso na natureza, sem tratamento prévio e c) a utilização de áreas inapropriadas para a produção de insumos básicos (milho, soja), contribuindo para a contaminação dos solos, dos recursos hídricos, desmatamento e erosão, entre outros. A obtenção de um contexto harmonioso entre a produção de suínos e o ambiente é fundamental para a manutenção e expansão da atividade como fonte de renda e de manutenção do homem no campo (Perdomo, 2004).

O fato de que o desenvolvimento rural, em geral, o abastecimento de águas e a disposição de dejetos nas pequenas comunidades, em particular, são objetivos cada vez mais importantes nos países em desenvolvimento, reflete-se numa mudança significativa nas políticas dos órgãos de apoio bilaterais e internacionais (Saunders e Warford, 1983).

Em 1990 ocorreu na Embrapa Suínos e Aves, um seminário onde se mencionou o problema dos dejetos como causadores de problemas. Até esse momento, não existia a consciência; não quer dizer que não existia a poluição, porém, não era dada relevância a esse problema. Em outras palavras, os riscos ambientais são socialmente definidos. Ou seja, a poluição surge como um fenômeno social que não se identifica exclusivamente como uma perspectiva de um grupo de atores sociais, mas como a montagem da multiplicidade de definições que apresentam os diferentes atores envolvidos. Então existe um mosaico de definições sobre o problema ambiental. Por exemplo, os riscos que podem apresentar os dejetos suínos na alimentação de peixes e em relação a legislação ambiental e os interesses dos diferentes agentes (Guivant, 1999).

O aspecto básico fundamental ao defrontarmos um problema de poluição é o da escolha do ângulo sob o qual esse problema deve ser encarado. A poluição é uma espécie de monstro de muitas caras e o especialista, ao enfrenta-lo, vê somente uma dessas caras, de acordo com a posição em que se coloca, ou dos objetivos que tem em vista (Branco, 1969c).

Temos então a formação de arenas nas quais se distribuem os atores. A arena da agricultura onde se dão as interfaces de agricultores e representantes locais da agroindústria, extensão, vendedores de insumos, agentes de controle ambiental. A arena de formulação política, onde se dá a integração de grupos de pressão, políticos, representantes da agroindústria e funcionários do governo. A arena científico-tecnológica, onde participam os membros de institutos de pesquisa, cientistas trabalhando para a agroindústria e diversos peritos técnicos. Assim os atores de diferentes arenas podem definir o problema ambiental existindo sincronia ao determinar o que é o problema ambiental, ou podem atuar na mesma arena, porém com visões diferentes sobre o objetivo do programa gerando conflito entre os atores. É importante ressaltar que nem todos os atores sociais concordam na representação sobre a natureza, expansão e conseqüências do que é a poluição, nem sobre as estratégias para enfrentá-la. Isto porque os problemas ambientais estão sujeitos a julgamento de valor. Com isto não quer dizer que não existe a possibilidade objetiva de se medirem cientificamente os problemas, mas sim que os mesmos estão sujeitos a serem estimados a partir de pressupostos não científicos. A pergunta que se coloca é se, com as diferentes visões do problema, se consegue formar uma rede onde o problema é tratado sob uma mesma

definição, negociação e legitimação do problema ambiental, para todos os atores envolvidos, para que se trabalhe em uma mesma direção, visando resolver os problemas (Guivant, 1999).

A suinocultura catarinense com suas 4,5 milhões de cabeças representa cerca de 16% do rebanho nacional e pratica, aproximadamente, dois terços do total de abates inspecionados do país (7,8 milhões de cabeças). Constitui-se na segunda principal atividade na formação do valor bruto da produção agropecuária estadual, gerando 65 mil empregos diretos e o dobro desse valor de forma indireta. Por sua vez, a região Oeste com 26% da área total do estado (25.215 Km<sup>2</sup>) concentra 70% do rebanho e 90% do abate estadual de suínos, que se constitui numa atividade fundamental para a estabilidade econômica e social da região (Comissão Estadual de Planejamento Agrícola, 2000).

No entanto, apesar da importância econômica e social da atividade para o Estado de Santa Catarina, a mesma está, atualmente, sendo severamente questionada em sua sustentabilidade, devido ao seu grande potencial de deterioração dos recursos naturais, notadamente solo e água. Por outro lado, 90% das fontes de abastecimento de água do meio rural (humana e animal) estão contaminadas por coliformes fecais, com um agravante: os índices de nitrato começam a adquirir concentrações preocupantes (Embrapa Suínos e Aves, 2000).

As tentativas de solução para a problemática ambiental da atividade, a exemplo do programa que estimulou a construção de esterqueiras e bioesterqueiras para armazenamento dos dejetos suínos e valorização agrônômica do resíduo, não atingiram os resultados esperados (Guivant, 1999). Parte do insucesso desses programas pode ser atribuído ao desconhecimento mais detalhado das características ambientais da atividade, uma vez que, até o momento, a preocupação central dos técnicos tem se concentrado nos aspectos zootécnicos da mesma (Miranda e Coldebella, 2002).

O Brasil vem desenvolvendo atividades com o intuito de organizar, sistematizar e disponibilizar as informações sobre o monitoramento da qualidade das águas no país. Com a expectativa de colaborar na solução para a situação de total desintegração das redes existente no país, o Ministério do Meio Ambiente - MMA lançou, dentro do Programa Nacional do Meio Ambiente II - PNMA II, o sub-componente Monitoramento da Qualidade da Água, que tem como principal objetivo desenvolver e aprimorar, no

âmbito de meio ambiente e de recursos hídricos, o monitoramento da qualidade da água com o propósito de subsidiar a formulação de políticas de proteção ambiental e a tomada de decisão a respeito das ações de gestão ambiental. Em Santa Catarina, a Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente – SDM apresentou, em 1997, um diagnóstico geral das bacias hidrográficas do Estado. A avaliação da qualidade dos recursos hídricos foi desenvolvida com base nas informações disponíveis, principalmente de estudos elaborados pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA. Neste trabalho foram selecionados 50 pontos (sub-bacias) potencialmente críticos e concluiu-se que a qualidade da água, por diversas razões, se apresenta comprometida em praticamente todas as regiões do Estado. A região do planalto é a que apresenta ainda a melhor situação relativa. As áreas compreendidas pelo sul do estado, oeste catarinense e pela baixada norte apresentam níveis elevados de degradação dos recursos hídricos (Sabbag *et al.*, 2002).

## **CAPÍTULO II - PORQUE UTILIZAR MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE POLUIÇÃO AMBIENTAL?**

A água é um recurso natural de uso múltiplo e a poluição é um fenômeno cuja principal vertente passa, irremediavelmente, pela questão biológica (Tundisi *et al.*, 1969b).

Os diversos ambientes aquáticos podem ter um número significativo de valores ambientais (usos), incluindo o suprimento de água potável, a irrigação, a recreação e a própria proteção desse ecossistema, os quais precisam ser medidos e/ou avaliados para determinar como devem ser protegidos. Os critérios de qualidade de água ou valores de referência fornecerão os meios para o estabelecimento de tais avaliações e medidas. A estratégia de proteger especificamente valores ambientais reconhecidos é usada internacionalmente. Esses valores ambientais são também comumente rotulados como *usos benéficos*. A idéia é evitar que ocorram conflitos entre os vários valores ambientais, como por exemplo, o uso da água para a irrigação, o que pode significar que essa água não estará disponível para consumo humano e/ou propósitos industriais, urbanos, turísticos, recreacionais, ou vice versa. As propostas tradicionais para o manejo da qualidade da água, geralmente, têm a sua origem na preocupação com a saúde humana. Práticas de monitoramento e manejo foram inicialmente estabelecidas por engenheiros sanitaristas, microbiólogos e profissionais da área de saúde, para avaliar, gerenciar e controlar a contaminação da água pelos esgotos e materiais tóxicos nocivos a saúde dos seres humanos. Essa proposta foi posteriormente superada pelo reconhecimento da necessidade de se proteger os ecossistemas aquáticos, utilizando dados de testes de toxicidade para estabelecer os critérios de qualidade de água. A proteção dos ambientes aquáticos é menos mensurável do que a proteção da saúde humana, porque um número muito maior de espécies está envolvido na avaliação dos ecossistemas aquáticos e todas elas possuem sensibilidades distintas e requerimentos ecológicos específicos. O indicador máximo e mais eficiente da sustentabilidade dos

ecossistemas aquáticos deve ser a “sanidade” da comunidade biológica, determinada através de indicadores biológicos (ANZECC/AWRC, 1992).

Os insetos constituem o maior grupo de organismos terrestres, e somente 10% ou menos destas espécies são aquáticas. O ambiente aquático apresenta muitos obstáculos para a vida do inseto, quando comparado ao ambiente terrestre. Mas, muitas adaptações aquáticas têm evoluído nos insetos, refletindo seu sucesso na invasão da água; um fenômeno que provavelmente tem ocorrido independentemente, muitas vezes, na sua história. Sistemas respiratórios especiais, comportamentos e mecanismos para manter as concentrações internas apropriadas de sais, têm evoluído, assim como surgiram adaptações de locomoção na água, aos microhabitats e ao uso de recursos alimentícios específicos. A turbulência das águas correntes fornece um recurso natural para incorporar oxigênio à água, o que faz o rio apto para a vida animal. A zona de erosão de um rio é onde a velocidade da água é rápida o bastante para levar as pequenas partículas em suspensão. O fundo do rio geralmente consiste de rochas, cascalho e areia, e dependendo da rapidez da água, até o cascalho e areia poderão ser levados. Com todos os outros fatores sendo ideais, espera-se que esta área tenha relativa diversidade de fauna. A zona de deposição é a área do rio onde a correnteza é relativamente mais lenta e as pequenas partículas em suspensão são depositadas no fundo do rio. A zona de deposição é predominante em rios mais largos. Com todos os outros fatores em um nível ideal, espera-se encontrar, neste ambiente, poucas espécies de insetos bentônicos comparado com as zonas de erosão, com um amplo número de indivíduos de poucas espécies. As condições climáticas predominantes governam a duração dos estágios particulares dos insetos aquáticos, a duração do ciclo de vida e os tempos nos quais ocorrem a eclosão de ovos, crescimento larval, pupação, o surgimento de adultos e a oviposição. Estes eventos são coordenados para tomar partido das condições favoráveis da estação para o seu crescimento e reprodução (McCafferty, 1981).

Insetos bentônicos incluem os insetos que vivem no fundo. Esta definição é estendida em entomologia, incluindo todo inseto que mora no, ou dentro de qualquer substrato do ambiente aquático. Os insetos bentônicos que grudam nos substratos dos rios de forte correnteza estão equipados com garras tarsais bem desenvolvidas, com garras anais ou ganchos na parte posterior do abdome. Alguns são altamente especializados possuindo discos ventrais que permitem que se fixem ao substrato de

pedras em rios com correnteza forte. Outros constroem a sua casa e a fixam ao substrato através de materiais cimentantes ou pelo próprio peso. Outros insetos bentônicos possuem o corpo achatado dorsoventralmente ou extremamente afilado, minimizando o atrito da água. Alguns insetos aquáticos preferem se arrastar nos diferentes substratos, como areia, ou abaixo de pedras e muitas vezes enterram-se no próprio sedimento. Outros moram próximos a plantas marginais, pois estão adaptados a escalá-las, entre eles podemos citar larvas de odonatas e de lepidópteras. Outros insetos são escavadores, com adaptações para cavar o substrato, de preferência silte, barro ou substrato silte-arenoso. Muitas larvas de insetos aquáticos, que não são escavadoras, habitam nos interstícios do leito do rio e são responsáveis pelas condições de drenagem do rio. Geralmente os insetos bentônicos são capazes de regular bem a diminuição nas concentrações de sal na água, mas muitos são incapazes de dar conta de até um mínimo acréscimo na concentração de sal e são, na maioria, intolerantes à água salgada. As larvas de plecópteros, efemerópteros e coleópteros, têm células conhecidas como “chloride cells”, que permitem a captação dos ions da água. Estas células se distribuem em várias partes do corpo. O número ou concentração de “chloride cells” aumentará com a diminuição na concentração de sal na água. Modificações na membrana das “chloride cells” podem ocorrer como resposta a decréscimos externos na concentração de sal. Aumentos nesta, podem resultar num alisamento da membrana e na degeneração das “chloride cells”. As larvas de plecópteros, odonatas e tricópteros possuem manchas ricas em “chloride cells” que são captadoras de ions. Estes insetos compensam a pequena mudança na concentração de sal da água, mudando a taxa de ventilação ou pelo aumento ou diminuição do tamanho das “chloride ephitelia” (McCafferty, 1981).

Há muitos exemplos históricos e culturais do conhecimento humano de insetos aquáticos. Aelanius, em *De Animalum Natura*, no século II A.C., escreve sobre o vôo dos tricópteros sobre as águas do Astraeus na Macedônia e do uso de iscas artificiais na pesca de trutas e “graylings”. Enxames de mosquitos são descritos nas cerâmicas de índios americanos do Novo México, datadas de 1300 D.C.. Referências à curta vida dos efemerópteros estão contidas em músicas folclóricas húngaras, que provavelmente passaram de geração em geração. Os poetas ao redor do mundo têm sempre utilizado uma relação simbólica entre a existência humana e a natureza efêmera de certos insetos aquáticos. Os povos da China e de outros países da Ásia comem insetos aquáticos

gigantes depois de mergulhá-los na água salgada dos lagos. Os ovos de certos insetos aquáticos gigantes são preparados para venda e consumo no México. Em 1675, o anatomista alemão Jan Swammerdam, estudava efemerópteros, descrevendo a sua anatomia, seus ovos, brânquias, e a sua transformação da forma aquática para a terrestre. O seu trabalho foi considerado como um marco científico no estudo de insetos aquáticos. Na mesma época, o pescador inglês Charles Cotton, publicou suas observações sobre a correlação entre insetos aquáticos e a pesca. A partir de 1758, houve um importante avanço no pensamento biológico, abrindo as portas para o estudo dos insetos ao redor do mundo. Foi então que Carolus Linnaeus, marcou o começo da classificação moderna, catalogando muitas espécies, incluindo espécies aquáticas. Porém, foi seu estudante dinamarquês, Fabricius, que foi considerado o primeiro taxonomista de insetos. Thomas Say publicou, entre 1817 e 1828, a descrição de insetos aquáticos e bivalves. No final do século XIX, houve uma revolução para controlar as mais ferozes epidemias ao redor do mundo. Em 1897, Patrick Manson, trabalhando na China, descobriu os mosquitos transmissores da filariose. Descobriu-se mais tarde, que certos mosquitos eram vetores de malária e de febre amarela. O americano James G. Neddham formalizou a entomologia aquática como uma disciplina na metade do século 19, publicando o maior número de ordens de insetos aquáticos, despertando o interesse de outros pesquisadores. O estudo da taxonomia, ecologia e biologia dos insetos aquáticos proliferou no século XX. O estudo de ecossistemas aquáticos tem-se tornado um campo muito amplo, devido à compreensão de que os recursos hídricos são vitais e devem ser protegidos e preservados. É extremamente difícil estimar a importância dos insetos aquáticos dentro das teias tróficas, pois servem de alimento à anfíbios, aves e peixes, tanto na sua forma aquática como na terrestre (McCafferty, 1981).

O monitoramento biológico ou biomonitoramento é a operação que visa avaliar o estado ou as tendências da qualidade da água, pelo conhecimento dos efeitos adversos das concentrações de poluentes que entram no meio aquático, os quais, muitas vezes, não são detectados pelos métodos químicos analíticos. Enquanto a análise físico-química fornece uma informação sobre o tipo de poluente e em que concentração ele está no meio aquático, ou seja, uma informação instantânea sobre as causas da poluição, a análise biológica informa os efeitos desse poluente a longo prazo (Araújo, 1995). Se a região pelágica de um corpo d'água está caracterizada pela sua instabilidade; na região

bentônica, tem-se uma composição de diferentes tipos de comunidades, em dependência da força de água ou da velocidade da correnteza ou, em última análise, da declividade do rio. As comunidades se tornam, por este motivo, bioindicadoras que caracterizam as condições ambientais em distintas zonas do rio (Schäfer, 1985).

O trabalho de biomonitoramento começou no século passado com Kolwitz e Marsson e vem sendo realizado em todo o mundo, com a finalidade de identificar organismos ou grupo de organismos, índices bióticos e de poluição que sirvam para determinar a qualidade dos ambientes aquáticos e o impacto das atividades humanas na região urbana e rural. Sua eficiência vem sendo demonstrada e utilizada na atualidade por autoridades ambientais em países como: Chile, Brasil, Argentina, Canadá, Austrália, EUA, Japão e os países da Europa, entre outros (Chará, 2003).

A qualidade da água em uma determinada área pode ser avaliada por meio de organismos aquáticos que vivem nessa região. Este método pode facilmente tornar-se familiar para um público, com equipamentos e técnicas simples, tornando possível a participação de qualquer pessoa na observação. Esta metodologia de trabalho dá a chance de cada participante entrar em contato com a natureza através da observação e interessar-se pelos problemas ambientais compreendendo o estágio atual da qualidade da água. O Ministério do Meio Ambiente, no Japão, preparou o manual “Observação da qualidade da água através do organismos aquáticos – examinemos a qualidade da água através de organismos aquáticos nos rios”, que permite a qualquer pessoa julgar a qualidade da água através de organismos aquáticos, e requer a participação de residentes através das prefeituras do país. A “observação de organismos aquáticos” tem sido implementada nos rios, em todo o país, desde 1984. Com a participação voluntária de escolas básicas, colégios e clubes, o número de participantes tem aumentado ano a ano e aproximadamente 59.000 pessoas participaram da observação, no ano de 1999 (Ministry of the Environment- Japão, 2001).

O primeiro estudo a respeito da avaliação da qualidade da água do ponto de vista biológico, publicado por Kolkwitz e Marsson, em 1908, é o chamado Sistema Sapróbio, definido como um sistema de organismos aquáticos (micróbios, plantas e animais) que indicam, pela sua presença e atividade, os diferentes níveis de qualidade da água, da pureza ou da poluição. Este sistema tem por base a presença de espécies indicadoras. Embora tenha sido utilizado em muitas cidades da Europa, tem recebido severas críticas

por ser considerado empírico e sem base ecológica. O que se deve ter em mente é que os organismos indicadores mostram as propriedades da água. Eles têm elevada habilidade de modificar as condições do ambiente. É importante dar atenção não somente às espécies indicadoras, mas a toda a comunidade do rio. É neste contexto que entra o conhecimento dos macroinvertebrados bentônicos e, em particular, dos insetos aquáticos, que quase sempre constituem o grupo predominante do bentos de rios (Strixino e Nascimento, 2001). Deve-se ressaltar que a biota de águas interiores é muito mais diversa e rica do que a dos oceanos (12% das espécies animais vivem nas águas interiores contra 7% que vivem nos oceanos) (Tundisi *et al.*, 1969a).

Historicamente, a coleção mais importante do Brasil contendo estes organismos foi formada por Fritz Müller (1821-1897), naturalista alemão que viveu em Blumenau (SC) na segunda metade do século XIX. A maior parte de suas descrições foram baseadas em estágios larvais das famílias Leptoceridae, Odontoceridae e Calamoceratidae, que estão entre as famílias mais bem conhecidas da fauna neotropical. Outro imigrante alemão, Fritz Plaumann (1902-1994), também fez coletas em Santa Catarina, entre 1930 e 1980, mas parte de suas coleções foram vendidas ao Museu de História Natural de Londres (Inglaterra) nos anos 30 e ao Instituto Smithsonian nos anos 60. A maior parte do material coletado por Müller também encontra-se hoje no Smithsonian, onde vem sendo identificado pelo entomólogo Oliver S. Flint. No Brasil, existe uma importante coleção no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (USP), outra coleção, um pouco menor, pertence ao Museu Nacional do Rio de Janeiro, e inclui material coletado por Müller. A falta de pesquisadores taxonomistas fica evidente quando se constata que Oliver S. Flint descreveu 45% da fauna de tricópteros conhecida do Brasil. Portanto, considerando o tamanho do país e a diversidade de ambientes, essa fauna e muitas outras têm recebido atenção limitada (Paprocki, 2003).

As inúmeras alterações causadas nos ecossistemas aquáticos no decorrer dos últimos anos no Brasil, têm causado uma preocupação crescente da população e das autoridades ambientais. Essa situação fez com que o governo federal adotasse a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cujo objetivo é manter os ecossistemas aquáticos sustentáveis e preservar a diversidade genética (Queiros *et al.*, 2001).

Os rios Brasileiros têm sofrido os mais variados impactos e distúrbios, como desflorestamento das margens, assoreamento, contaminação da água por pesticidas e

herbicidas, enriquecimento orgânico por esgotos domésticos e potencialmente chuva ácida. "Programas de Biomonitoramento" baseados na presença de insetos aquáticos, podem identificar, quantificar e regular esses impactos, mas sua implantação no país esbarra no pequeno conhecimento sobre a classificação (taxonomia) desses insetos. Para que tais programas sejam adotados, essa fauna deve ser bem mais estudada. Os tricópteros de áreas de clima temperado (Europa e EUA) são bem conhecidos, mas os das regiões tropicais são pobremente estudados. Em estudos na Costa Rica, Ralph Holzenthal, da Universidade de Minnessota (EUA), identificou 463 espécies, o que equivale a quase um terço do total de espécies de toda a América do Norte (cerca de 1.600 espécies). O resultado é muito superior ao obtido em qualquer área temperada similar. Devemos ressaltar ainda que a Costa Rica é pouco maior que o estado do Espírito Santo. Em todo o Brasil, no entanto, são conhecidas apenas 336 espécies, o que confirma a grande lacuna no conhecimento da diversidade nacional de insetos aquáticos. A vasta rede de rios do Brasil forma, junto com os organismos que ali vivem, um importante elemento ecológico e um legado de história natural sem paralelo. Os ecossistemas do Sudeste brasileiro, incluindo a Floresta Atlântica, estão entre os mais ameaçados da América do Sul, o que torna necessário gerar uma base de dados, tanto para monitorar futuros impactos quanto para planejar a restauração de ambientes degradados. Questões básicas sobre fauna aquática dessas áreas (diversidade, grau de endemismo e susceptibilidade às diferentes perturbações) ainda não foram suficientemente investigadas (Paprocki, 2003).

A poluição se caracteriza, ecologicamente, por uma ação eminentemente seletiva. Alterando a composição química e física do meio, ela o torna impróprio à vida de um grande número de espécies, ao mesmo tempo que favorece o desenvolvimento de outros. Mais do que simples destruição de organismos, ela provoca a destruição de um equilíbrio ou ciclo biológico preexistente, para criar um outro equilíbrio ou ciclo biológico. Esse é o aspecto mais característico da poluição como fenômeno ecológico. Estudar ou tentar explicar as conseqüências da poluição, através, simplesmente, da análise dos componentes físicos e químicos do esgoto ou do despejo introduzido é arriscar-se ao fracasso. O fenômeno ecológico da poluição – e todas as suas conseqüências biológicas – constituem um complexo processo de assimilação, no qual intervêm todo um sistema de reações bioquímicas, enzimas, do qual resulta a

transformação de um ambiente em outro, de um equilíbrio biológico em outro, de uma população em outra. Não é também o estudo estático, taxonômico das populações preexistentes e resultantes que resolve o problema, mas sim, o estudo da dinâmica dessas populações, das inter-relações entre as várias espécies que a constituem e as relações entre essas espécies e o meio em que vivem. É através da análise destas inter-relações que podemos chegar a uma conclusão sobre a existência ou não de uma interferência, qual o tipo de interferência e quais as conseqüências dessa interferência. Não é a ausência de oxigênio, nem a presença de gás sulfídrico ou de qualquer outro composto que define o fenômeno da poluição. Há vários tipos de observações e de relações ecológicas que podem ser úteis, na avaliação real do fenômeno. Um ambiente não poluído se caracteriza, quase sempre, pela existência de um grande número de espécies representadas por pequeno número de indivíduos, enquanto no meio poluído se dá ao contrario, em decorrência do próprio processo de seleção, provocado pelas novas condições químicas e físicas introduzidas. Qual seria a vantagem prática da utilização de tais sistemas para caracterização da poluição? (Branco, 1969c).

As vantagens são várias. Inicialmente, é necessário salientar que a finalidade desse tipo de trabalho não será nunca o de substituir os processos químicos ou bacteriológicos de investigação, mas sim o de complementá-los. A primeira vantagem dessa complementaridade é decorrência da própria natureza complexa do fenômeno da poluição: se consideramos que a poluição é um processo ecológico, que consiste numa complexa alteração das características do ambiente, é claro que através da análise de seus resultados (modificação da população biológica) chegaremos muito mais facilmente à compreensão dessa alteração do que através da análise, em separado, de cada um dos fatores físicos e químicos. Trata-se de um processo empírico, indutivo e não um processo dedutivo, que exigirá o conhecimento inicial de um número quase infinito de elementos e de relações possíveis. Um exemplo claro, bem conhecido, desses processos – embora freqüentemente não tenhamos consciência de estarmos utilizando um resultado biológico da poluição – é o método de avaliação do grau de estabilidade no sistema, baseado na medida da demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ). A  $DBO_5$  é um processo de avaliação da poluição baseado exclusivamente numa de suas decorrências biológicas: ela é uma conseqüência da poluição e não a sua causa, portanto, trata-se de um método empírico. Seria quase impossível avaliar a depressão

que uma determinada quantidade de esgoto iria causar na concentração de oxigênio de um rio, através de análises químicas visando determinar a composição química dos compostos orgânicos que constituem esse esgoto e procurar deduzir todos os tipos de reações químicas possíveis, para avaliar a quantidade de oxigênio consumido em cada uma delas. É curioso que o método da DBO tenha tamanha aceitação como método universal na avaliação do consumo bioquímico de oxigênio, quando, no entanto, o método oposto de avaliação da produção bioquímica de oxigênio, através da fotossíntese, seja praticamente desconhecido (Branco, 1969c).

Outro aspecto vantajoso, da utilização dos métodos biológicos é o que se relaciona com o fenômeno da poluição intermitente. Através dos processos químicos e bacteriológicos, só podemos evidenciar a existência de poluição no momento em que o material poluidor está presente. Depois que os compostos que o caracterizam já sofreram estabilização ou se afastaram, em virtude da correnteza existente, a água, naquele ponto, volta a apresentar suas características anteriores, de água limpa. Indústrias interessadas em burlar a fiscalização, conhecedores desse fato, armazenam seus resíduos para lançá-los em ocasiões mais propícias (à noite, aos domingos, por exemplo). Os métodos biológicos permitem, entretanto, verificar as alterações ecológicas que persistem, após a passagem do material poluidor. Mesmo que a composição física e química do ambiente já tenha voltado a ser a mesma, anterior à poluição, as modificações produzidas na população biológica – principalmente nos organismos de vida sedentária - permanecem, pois a sua volta ao normal depende da vinda de novos indivíduos e sua reprodução, o que, via de regra, leva alguns meses para realizar-se. Finalmente, os métodos biológicos são os que mais facilmente permitem avaliar qual a carga poluidora que um determinado rio poderá receber, sem provocar comprometimento de sua população natural. Aqui, mais uma vez, os métodos químicos fracassariam completamente. Quando muito, pode-se ter uma idéia, muito por alto, de qual o efeito biológico que um determinado componente tóxico irá provocar. Mas isso mesmo está sujeito a erros muito grandes pois a própria toxicidade de um composto ou elemento pode variar, de uma para outra espécie de peixe, ou de acordo com outras condições existentes na água do rio, tais como, temperatura, pH, concentração de oxigênio, etc. (Branco, 1969c).

Os fatores ecológicos são todos os condicionantes do ambiente passíveis de agir diretamente sobre um organismo em, pelo menos, uma fase de seu ciclo de vida. Assim, a pressão, a temperatura e a luminosidade, são fatores ecológicos que atuam das seguintes formas:

1. Eliminando espécies dos territórios onde as condições climáticas e físico-químicas não sejam favoráveis, intervindo na distribuição e repartição geográfica dos organismos, e na configuração dos biomas;

2. Modificando as taxas de fecundidade e mortalidade dos organismos, agindo na densidade das populações;

3. Favorecendo ou não a manutenção de modificações adaptativas, influenciando o próprio curso da evolução biológica (Rodrigues, 2003).

Os esgotos, de um modo geral, são compostos principalmente por substâncias orgânicas biodegradáveis e inorgânicas persistentes, ou seja, uma composição favorável ao desenvolvimento da biomassa, nos vários níveis tróficos. Rios representam o principal meio de descarga de esgotos, resultando que todos os processos de modificações nas condições bióticas e abióticas foram estudados em rios poluídos por esgotos domésticos (Schäfer, 1985).

A comunidade de macroinvertebrados apresenta uma série de vantagens para os trabalhos de biomonitoramento em rios. Primeiro, porque vive em íntima associação com o substrato; segundo, por ter um longo ciclo de vida (geralmente de um ano ou mais); e terceiro, por ter pouca mobilidade e pequena dispersão, o que a torna um testemunho das alterações do meio aquático. Como a integridade dessa comunidade está em função das condições da qualidade da água durante o passado recente, os macroinvertebrados representam, pode-se dizer, a memória biológica dos rios. Essa comunidade é formada principalmente por várias ordens de insetos (que passam por várias fases de metamorfose, antes de saírem do meio aquático como adultos) e também por anelídeos, moluscos e crustáceos. A biota das águas interiores está submetida a uma série de vários impactos decorrentes das atividades humanas nas diferentes bacias hidrográficas e estes são: poluição; contaminação e introdução de substâncias tóxicas; introdução de espécies predadoras; remoção da vegetação ciliar em rios; construções de represas e lagos; atividades excessivas de pesca; aumento do material em suspensão na água devido a atividades agrícolas; uso excessivo de equipamentos de recreação;

deterioração da margem de rios; remoção e destruição de áreas alagadas; eutrofização excessiva; alteração na flutuação no nível da água e interferência no sistema hidrológico; remoção de espécies de grande importância na rede alimentar; aumento de navegação e transporte; desmatamento em geral e perda da vegetação inundável; intensificação das atividades de mineração; alterações nas condições químicas e físicas da água (qualidade da água) – temperatura, oxigênio dissolvido, pH (por acidificação) e nutrientes (por eutrofização) (Tundisi *et al.*, 1969a).

É importante que a sociedade compreenda as conseqüências do uso e das modificações nos ambientes naturais. Estas modificações, a curto ou longo prazo, poderão afetar irreversivelmente, não somente a qualidade da água, como também os ecossistemas aquáticos. Os insetos aquáticos são a base da dieta de vários peixes, sendo responsáveis pela conversão de matéria orgânica em tecido animal, nos ecossistemas aquáticos, sendo de extrema importância na cadeia alimentar. O grau com que um ambiente aquático está apto para suportar uma comunidade de peixes, depende diretamente da abundância dos insetos aquáticos (McCafferty, 1981).

Redes de monitoramento servem à prevenção e controle da poluição e ao gerenciamento de ecossistemas aquáticos. No Estado de São Paulo, desde 1974, a CETESB mantém uma rede de monitoramento da qualidade de águas interiores, atualmente englobando 153 locais de amostragem (CETESB, 2004). Além das variáveis físicas, químicas e microbiológicas, essa rede tem incorporado análises biológicas e ecotoxicológicas para melhor avaliar os efeitos da poluição e o grau de preservação da biota aquática. Dentro desta abordagem, em 2002, foram realizados estudos das comunidades bentônicas em 6 pontos desta rede. A comunidade bentônica gerou, para a rede de monitoramento, informações adicionais, não detectáveis por outras análises, sendo, portanto, importante ferramenta nesses programas (Watanabe, *et al.*, 2003).

Em estudos da diversidade da comunidade, identificar além da riqueza de espécies, o tipo e a quantidade de espécies que dominam o ambiente, e, através do uso de índices de diversidade desenvolvidos por vários autores, pode-se obter uma indicação das condições ambientais aquáticas. A validade destes índices depende da precisão com que é efetuada a análise de identificação dos organismos, e daí, a necessidade de formar especialistas em taxonomia/fisiologia comportamental destes organismos, que obviamente exigirá um tempo relativamente longo de dedicação (Tundisi, 1997).

Embora sejam promissoras as expectativas sobre a utilização de índices biológicos da qualidade da água, o conhecimento taxonômico da maioria dos grupos de macroinvertebrados ainda é deficiente. Além disso, a importação desses índices, criados para países do hemisfério norte, com clima totalmente diverso e com rios estruturalmente diferentes, para nossa região, deve ser feita com o devido cuidado, pois muitos invertebrados que constam nas tabelas de classificação de tolerâncias não fazem parte de nossa fauna; há ainda outros que são característicos apenas da nossa fauna. No Estado de São Paulo, onde muitos dos rios percorrem região de cerrado com solos arenosos, a aplicação desses índices é quase impossível, devido à pobreza faunística característica desses rios. Possivelmente novos índices deverão ser desenvolvidos para adequá-los às características faunísticas e climáticas da região (Strixino e Nascimento, 2001).

## **CAPÍTULO III - METODOLOGIA**

### **3.1 - ÁREA DE ESTUDO**

A estrada de ferro Rio Grande/São Paulo foi responsável pelo surgimento de vários povoados ao longo do seu percurso. Com o objetivo de colonizar as terras ao longo da ferrovia, em 1912 aqui chegaram os primeiros imigrantes, que através da Brasil Development Colonization Company, fundaram uma pequena vila, no local onde já residia o caudilho José Fabrício das Neves, considerado o pioneiro da colonização. Em 1925, a colônia conhecida até então pelo nome de Queimados, passa a ser chamada de Colônia Concórdia, por iniciativa da Sociedade Territorial Mosele, Eberle & Ahrons Ltda. A vila foi elevada a distrito no dia 11 de agosto de 1927. A 12 de julho de 1934, pelo Decreto nº 635 assinado pelo Coronel Aristiliano Ramos, Interventor Federal do Estado, era criado o Município com território desmembrado do Município de Cruzeiro, atual Joaçaba e, emancipado no dia 29 de julho de 1934. Situada na região do Alto Uruguai Catarinense, a 500 km de Florianópolis, o acesso terrestre ao Município pode ser feito pelas rodovias BR-153 e SC-283. O aéreo, através do aeroporto municipal "Professor Olavo Cecco Rigon", ou pelo aeroporto de Chapecó, distante 98 km do centro da Cidade de Concórdia (Prefeitura Municipal de Concórdia, 2004).

A cidade de Concórdia, 7ª economia do Estado, é reconhecida nacionalmente como a "Capital da Suinocultura", aqui se encontra estabelecida a matriz da empresa Sadia - conhecida internacionalmente e também a unidade dedicada às pesquisas de Suínos e Aves, a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Pela sua topografia acidentada, característica peculiar da região, possui muitos atrativos naturais como rios, cascatas, colinas, belas propriedades rurais e áreas verdes, além de um potencial sociocultural representado por grupos folclóricos alemães e italianos. Concórdia tem nas atividades industriais, comerciais e agrícolas a base principal de sua economia. No setor primário, destacam-se a pecuária na produção de suínos, aves, gado de leite, ovinos, caprinos e alevinos. Também salienta-se que o Município é um dos principais produtores de milho do Estado, além de produzir soja, feijão, trigo, entre

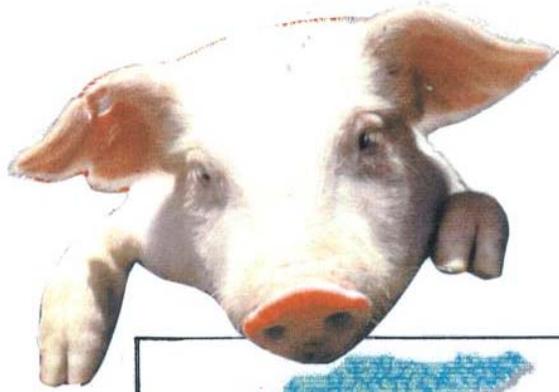
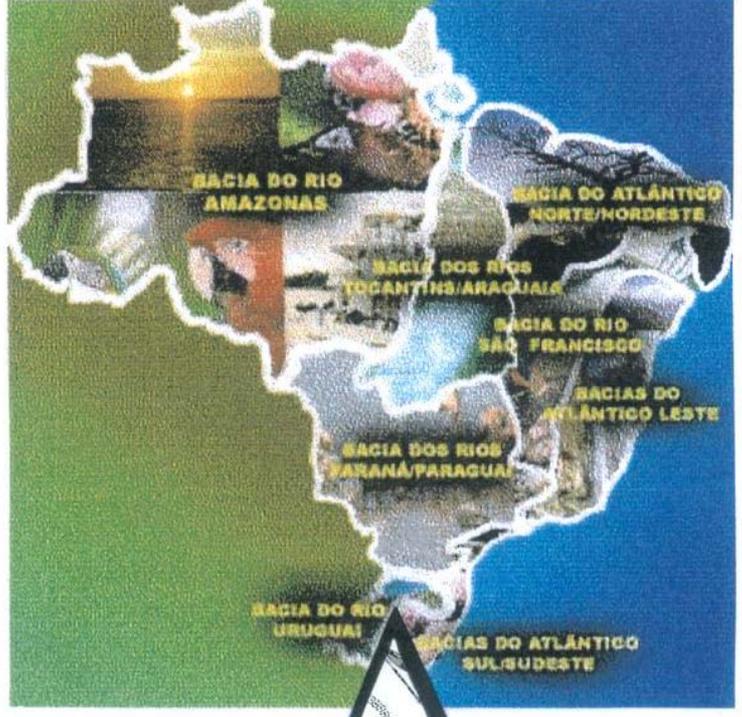
outros produtos agrícolas. No setor secundário, a indústria e o comércio de Concórdia crescem a cada ano em qualidade e diversidade dos produtos oferecidos (Prefeitura Municipal de Concórdia, 2004).

As bacias dos rios do Peixe e Jacutinga são responsáveis pelo abastecimento, drenagem e atividade agropecuária na região da microbacia do Vale do Rio do Peixe que por sua vez faz parte da Bacia do Rio Uruguai. Apesar de ter sofrido um decréscimo de 15% no período de 1980 a 1991, a população rural ocupa uma parcela de cerca de 40% da população total desta região. O relevo se apresenta bastante acidentado, com reflexos sobre o sistema de uso dos solos e os processos de degradação, como por exemplo o assoreamento dos cursos d'água. O solo tem sua aptidão para cultivo de culturas anuais. Quanto à cobertura vegetal, apesar do alto grau de devastação, é ainda uma região que apresenta 22% de mata primária e secundária, e 4% a 6% de reflorestamento. O desenvolvimento regional se iniciou a partir do setor agrícola, mais particularmente com a criação de animais (suínos e aves) e com a instalação de complexos agro-industriais. Apesar da prosperidade sócio-econômica inicialmente alcançada, ao longo do tempo, o uso inadequado do solo, a retirada da cobertura vegetal e a exploração intensiva da atividade agropecuária colaboraram para a degradação ambiental, que a região demonstra atualmente. Os pequenos mananciais apresentam diferentes graus de poluição, seja por despejo dos dejetos de animais ou por uso abusivo de agrotóxicos nas lavouras (Castro, 1999).

A Sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos pertence a bacia do rio Jacutinga (Palhares *et al.*, 2002) e localiza-se no Município de Concórdia no estado de Santa Catarina ( $27^{\circ}12'01''$  de latitude sul e  $52^{\circ}01'58''$  de longitude oeste), abrangendo uma área de  $61,54\text{Km}^2$  e corresponde a 7,62% do município. Composta por trinta e duas microbacias, ela apresenta comprimento do rio principal de 25,65Km, distância mais curta entre nascente e foz de 17,92Km, altitude máxima de 596m e altitude mínima de 320m (Fig. 1) (Coutinho, 2001).



FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA SUB-BACIA  
HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS,  
NA REGIÃO OESTE DE SANTA CATARINA/BRASIL



A área é constituída por um complexo hidrológico, ou seja, um conjunto de redes de drenagem, sendo a principal formada pelo Lajeado dos Fragosos que é alimentada por diversos pequenos afluentes formando muitas microbacias de área reduzida. A vertente principal recebe os afluentes identificados até 3ª ordem, sendo portanto, o rio principal de 4ª ordem. A ordem (4ª) e a densidade de drenagem ( $1,54\text{km}/\text{km}^2$ ) indicam que a área apresenta sistema de drenagem medianamente desenvolvida. O índice de sinuosidade do curso d'água principal (30,0%) classifica-o na transição entre reto e divagante, característica do embasamento rochoso da região (basalto). Os valores de fator de forma baixo (0,10) e o índice de compacidade distante da unidade (1,61) indicam que a área não é sujeita a enchentes persistentes, porém os valores de declividade média (23,53%) e o tempo de concentração (5h e 25') sugerem a ocorrência de uma média a alta velocidade do escoamento superficial. Dependendo da intensidade e persistência da pluviosidade poderão ocorrer cheias nas "áreas abaciadas" das áreas planas junto ao Lajeado dos Fragosos (PNMA II, 2004).

O Lajeado dos Fragosos encontra-se localizado em solos medianamente profundos ou profundos, bem drenados, muito argilosos e freqüentemente pedregosos, como conseqüência, apresenta um perfil com elevada declividade, de natureza basáltica. Seu leito é caracterizado por uma conformação acidentada ao longo do perfil, principalmente nas seções intermediárias e médio superior. Originalmente, as margens do Lajeado dos Fragosos eram cobertas por floresta, em sua totalidade. No entanto, essa cobertura vegetal, principalmente das seções superior e intermediária, foi sendo modificada para a entrada das atividades agropecuárias, e hoje transformou-se em áreas de vegetação secundária, que se caracterizam pela acentuada acidentalidade dos terrenos e alto grau de degradação do solo. A estrutura e a composição vegetal à montante destas seções são caracterizadas pela Floresta Estacional Decidual (Castro, 1999).

Bacia hidrográfica é a área formada ou delimitada pelos divisores, de onde convergem as águas de todas as áreas em direção a um pequeno rio, arroio, regato ou outro manancial. Esta área que garante a vazão deste acidente geográfico representa uma unidade técnica de trabalho visando, através da melhoria dos recursos naturais, um aumento na produção agrícola. Na sub-bacia existem áreas residenciais urbanas, agroindústrias, escolas, atividades comerciais, embora a atividade predominante continue sendo a atividade agropecuária. É cortada transversalmente pela SC-283. Ao

longo da rodovia, principalmente próximo ao trecho da sede do distrito de Santo Antônio, estão localizados diversos estabelecimentos industriais, comerciais e residenciais que prestam serviço aos moradores e demais usuários que transitam pela região, bem como a Escola Agrotécnica Federal de Concórdia, o Laticínio Batávia, filial da Cooperativa de Produção e Consumo Concórdia Ltda. (COPERDIA) e as instalações do Centro de Treinamento da EPAGRI de Concórdia (CETREDIA). O distrito de Engenho Velho localiza-se no terço inferior da Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos junto à foz do Rio Jacutinga. Parte de sua área foi tomada pelas águas da Barragem de Itá, o que provocou o deslocamento de algumas famílias para outras regiões e a indenização parcial de algumas dezenas de agricultores que tiveram parte de suas terras inundadas quando do fechamento das comportas da referida usina. Além disso, o distrito possui algumas dezenas de residências, escola básica de 1º grau, posto de compra e venda de produtos da COPERDIA, igreja, posto de gasolina e um pequeno restaurante. Com a formação da represa, os proprietários dos terrenos banhados pelas águas do Lajeado dos Fragosos, nesta região do Engenho Velho, ficaram com uma área propícia para o lazer, tais como a pesca e esportes náuticos. O excesso de dejetos de suínos, além de causar poluição das águas, do solo e do ar, provoca conflitos com o potencial turístico da represa (Coutinho, 2001).

Segundo Silva (2000), existem 120 suinocultores na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, apresentando um total aproximado de 40.000 cabeças de suínos. Para classificação apresentada no “Mapa de microbacias potencial de poluição” (CIRAM-EPAGRI, 2000) (Anexo I-A), foram adotados os seguintes critérios:

- altamente poluidora: o volume de dejetos produzidos na microbacia ultrapassa 100% do potencial de aplicação da área;
- poluidora: o volume de dejetos encontra-se entre 70 e 100% do potencial de aplicação da área;
- moderadamente poluidora: o volume de dejetos encontra-se entre 50 e 70% do potencial de aplicação da área;
- pouco poluidora: o volume de dejetos produzidos na microbacia não ultrapassa 50% do potencial de aplicação da área;
- não poluidora: não há produção de suínos na microbacia (Coutinho, 2001).

## 3.2 - PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

### 3.2.1 - TRABALHO DE CAMPO

Foram selecionados sete pontos amostrais, cinco no curso principal e dois em afluentes importantes, tendo como critérios de escolha: a abrangência da drenagem de áreas com intensa atividade suinícola; na tentativa, em pelo menos um ponto (ponto 2), de avaliar a drenagem da área urbana; uma distribuição equidistante dos pontos; locação dos pontos conforme cotas de altitude; trechos de rio com pelo menos dez metros (10m) de retidão para possibilitar a instalação da sessão de medida de velocidade para o cálculo da vazão.

Todos os dados físico-químicos foram coletados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri/Chapecó), bem como, o reconhecimento de campo e as locações dos pontos amostrais registrando as coordenadas geográficas dos mesmos de acordo com o Quadro 1.

Quadro 1 - Localização das estações amostrais do Lajeado dos Fragosos

<b>Código</b>	<b>Rio</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Coordenadas UTM</b>	
FG1	Fragosos	613	395 729	6 990 597
FG2	Fragosos	596	393 966	6 990 478
FG3	Fragosos	472	389 147	6 989 327
FG4	Afluente do Fragosos	464	387 743	6 990 043
FG5	Fragosos	396	383 505	6 987 860
FG6	Afluente do Fragosos	383	383 396	6 987 867
FG7	Fragosos	426	385 320	6 988 592

Fonte: Ciram/Epagri

O ponto FG1, está localizado próximo à nascente do Lajeado Fragosos ocorrendo a presença de mata ciliar na margem direita e área de pastagem na margem esquerda. Nesta margem, um pouco a jusante, existe uma pequena leiteria.

O ponto FG2, localizado numa ponte de acesso interno à SC 283, já não possui mata ciliar em nenhuma das margens, tendo ainda, a contribuição da área urbana de Concórdia, representada pelo Bairro Natureza e edificações como um clube (CTG), bem próximos ao rio.

O ponto FG3, também localizado numa ponte, porém desativada, apresenta mata ciliar na margem esquerda e uma granja de suínos na margem direita, com lagoas de armazenagem de dejetos a menos de 10 metros do rio.

O primeiro afluente da margem direita, está sendo monitorado no ponto FG4. Este pequeno afluente, drena uma área com três granjas de suínos, todas na sua margem esquerda e áreas de pastagem à direita.

O ponto FG5, localizado no rio principal, possui mata ciliar de 5 metros em ambas as margens e recebe contribuições adicionais de áreas de lavouras de milho e de pastagens, além dos efluentes de uma fábrica de farinha de ossos.

O ponto FG6 retorna a um pequeno afluente, agora da margem esquerda, o qual recebe contribuições de algumas granjas de suínos e de uma grande área de lavouras a montante.

O ponto FG7 é o último ponto monitorado, estando localizado nas proximidades de uma pinguela de acesso vicinal às propriedades, estando próximo ao início de um dos braços da represa de Itá, porém ainda em ambiente lótico. Apresenta mata ciliar à esquerda e pastagem com a presença de bovinos de corte à direita. Nesta margem, um pouco a montante, existe mais uma granja de criação de suínos.

A amostragem do material biológico foi realizada mensalmente durante o período de agosto de 2002 a outubro de 2003, completando um ano de coletas.

Foram escolhidos 7 pontos para a coleta de macroinvertebrados (Fig. 2), tendo como critério de seleção os mesmos pontos onde eram coletados os dados físico-químicos e microbiológicos no Lajeado dos Fragosos.



PONTO 5 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2002



PONTO 4 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2002



PONTO 3 ÁREA NÃO POLUIDORA-2002



PONTO 2 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA 2002



PONTO 6 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA 2002

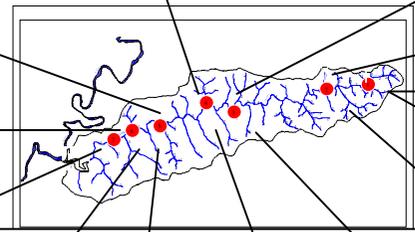


Figura 2 - Pontos de coleta na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos/SC  
Fonte: Epagri/CIRAM, 2000/ Modificado



PONTO 1 ÁREA POUCO POLUIDORA-2002



PONTO 7 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2003



PONTO 5 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2003



PONTO 1 ÁREA POUCO POLUIDORA-2003



PONTO 6 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2003



PONTO 4 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2003



PONTO 3 ÁREA NÃO POLUIDORA-2003



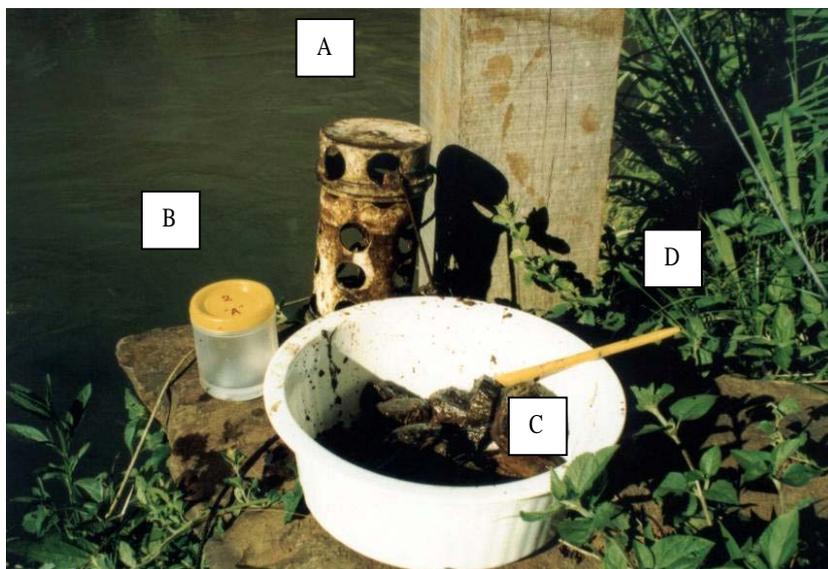
PONTO 2 ÁREA ALTAMENTE POLUIDORA-2003

Em cada ponto foram coletados todos os indivíduos encontrados debaixo de pedras, em uma área de 1m de largura que se estende desde a vegetação mais próxima até a margem do rio.

Confeccionaram-se amostradores de substrato artificial (Guereschi e Fonseca-Gessner, 1999) de tubos de PVC perfurados, com 20cm de comprimento e 10cm de diâmetro, contendo seixos rolados do próprio rio (Fig. 3). Os seixos rolados são considerados como o melhor material para compor os amostradores. Estes amostradores foram colocados, deitados, ao longo do rio; mensalmente todos os macroinvertebrados encontrados nas pedras dos amostradores e nas margens do rio eram coletados e fixados em álcool 70%, dentro de potes plásticos previamente etiquetados. O tempo de coleta despendido em cada ponto foi de 30 a 45 minutos aproximadamente. Na coleta manual nas margens do rio utilizou-se uma rede tipo Surber com malha de 1mm.

Os pontos favoráveis desta metodologia são: 1- tecnologia de avaliação de ambientes aquáticos de baixíssimo custo, pois utilizam-se tubos de PVC e seixos; 2- simplicidade na instalação e manipulação das amostras; 3- eficiência para colonização por macroinvertebrados. Como principal desvantagem, podemos dizer que, a técnica é vulnerável a atos de vandalismo. A adoção da técnica de substratos artificiais baseou-se na padronização de superfícies para colonização de organismos aquáticos, e deve representar um habitat suficientemente complexo para garantir a instalação de uma comunidade biológica. Uma amostragem padronizada é especialmente desejável para os trabalhos de biomonitoramento (Araújo, 1995).

Figura 3 - Metodologia de campo: Amostrador de sedimento (A), pote plástico com álcool 70% (B) e bacia com seixos do amostrador (C) sendo analisadas com à ajuda de pinça e pincel (D)



Os pontos de coleta 1, 3, 5 e 6 apresentaram vegetação arbustiva e arbórea, já os pontos 2, 4 e 7 eram em locais abertos, com pouca vegetação arbórea, sendo característica a presença de gramíneas e ciperáceas. Em todos os pontos o sedimento apresentava: rochas, pedras, pedregulhos, cascalho e areia, segundo a classificação do Anexo I-B. O sedimento coletado foi analisado pela Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL), pelo laboratório de Engenharia Ambiental, sendo caracterizando como arenoso, em todos os pontos. Segundo Castro (1999), o leito com coloração variada, apresenta ora pedras de coloração negra, ora um misto de solo vermelho a amarelado e pedras de diversas colorações, inclusive esbranquiçadas.

### 3.2.2 - LABORATÓRIO

A identificação dos animais, pré-fixados em álcool 70%, realizou-se no Departamento de Microbiologia e Parasitologia (MIP) da UFSC, sob orientação do professor Dr. Carlos Pinto, com o auxílio de bibliografia especializada (Hurlbert, 1977; Needham e Needham, 1978; McCafferty, 1981; Borror, 1992; Costa *et al.*, 2004;) e instrumentos como: lupa Meiji Emt Swf 40x, vidraria, pinças, etc. O professor Dr. Carlos B. Marcondes (MIP) auxiliou na identificação de algumas famílias de Odonatas e de Quironomídeos.

### 3.2.3 - TRATAMENTO DOS DADOS

Todos os dados físico-químicos foram coletados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri/Chapecó), porém o tratamento dos dados foi realizado neste trabalho, razão pela qual foram incluídos no capítulo de resultados e discussão.

A metodologia de coleta permitiu uma amostragem qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados, identificando-se os organismos em famílias e gêneros quando possível. Sabe-se que identificação de gênero ou família, são suficientes para o biomonitoramento de rios usando características dos invertebrados já que a resolução taxonômica afeta muito pouco a discriminação dos níveis de impacto (Gayraud *et al.*, 2003).

A riqueza dos táxons permitiu identificar o hábito alimentar dos macroinvertebrados em cada ponto de coleta da sub-bacia. Segundo Gayraud *et al.* (2003), a inclusão ou exclusão das espécies raras geralmente produzem a maioria dos efeitos na descrição funcional das comunidades, portanto, para trabalhar o hábito alimentar, considerou-se todos os táxons coletados.

Calcularam-se Frequência e Abundância relativa pois as comunidades mostraram maiores mudanças na estrutura (abundância relativa) do que na composição (presença-ausência) (Scarsbrook, 2002). Usando abundâncias trabalhadas no lugar dos dados de presença-ausência pode não ser aconselhável, devido aos altos custos e ao grande esforço requerido, mas produzem descrições funcionais mais exatas (Gayraud *et al.*, 2003).

Os índices bióticos calculados foram:

A) Biological Monitoring Working Party System (BMWP'). Este índice ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em 10 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família corresponde uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações maiores, chegando, em ordem decrescente até 1, onde estão aquelas mais tolerantes (Magurran, 1988; Tomm, 2001). Este índice não considera famílias representadas por menos de 3 indivíduos, e o valor do índice para cada local é o somatório das pontuações de cada família.

B) Índice IBF (Índice Biótico de Famílias) (SWCSMH, 2004), calculado como:

$$\sum x_i \cdot t_i / n ,$$

onde  $x_i$  = número de indivíduos do táxon  $i$ ,  $t_i$  = valor de tolerância do táxon  $i$ , e  $n$  = número total de organismos da amostra.

O valor do índice varia de 0 a 10, e aumenta à medida que a qualidade da água diminui. Esta medida, desenvolvida para detectar poluição orgânica, é baseada no índice original de Hilsenhoff descrito em 1982 e foi modificada para incluir outros organismos além de artrópodes e unidades taxonômicas maiores (Marques, 1996).

C) Índice de Diversidade de Shannon & Wiener-  $H'$  (Schäfer, 1985; Magurran, 1988; Brewer, 1994).

Fórmula de Shannon- Wiener:

$$H' = \left| \sum p_i \log_2 p_i \right|$$

Onde  $p_i$  é a relação entre o número de indivíduos de uma espécie  $i$  e o número total de indivíduos da amostra

Wilhm & Dorris (1966) *apud* (Magurran, 1988) sugerem a seguinte interpretação para  $H'$ :

$H' > 3$  – águas limpas;

$H' = 2 - 3$  – águas ligeiramente poluídas;

$H' = 1 - 2$  – águas medianamente poluídas;

$H' = < 1$  – águas altamente poluídas .

Uma aplicação prática deste índice é na avaliação do nível de poluição dos rios. Altos índices usualmente indicam pouca ou nenhuma poluição. O índice decresce com a poluição porque muitas espécies diminuem ou desaparecem enquanto poucas espécies aumentam (Brewer, 1994).

Para as variáveis físico-químicas realizou-se dendrogramas pelo método de ligações completas recomendado em ecologia (Valentin, 2000).

Para correlacionar as variáveis físico-químicas com as biológicas foi aplicada a metodologia multivariada de Análise de Componentes Principais (ACP) (Roque, 2002) utilizando o coeficiente  $r$  de Pearson, como índice de semelhança, para que não haja necessidade de padronização dos dados, já que ela está incluída no cálculo de  $r$  de

Pearson (Valentin, 2000). Na ACP é adotada a premissa segundo a qual a relação entre espécies e fatores ambientais é linear; para não cometer erros de interpretação, calcularam-se os coeficientes de determinação múltipla  $R^2$  que, multiplicado por 100 informa a percentagem de informação das variáveis analisadas, e o coeficiente de correlação parcial  $r$  entre duas variáveis, excluindo o efeito das demais. O cálculo do coeficiente  $r$  é muito importante em ecologia, onde as variáveis são freqüentemente interligadas, a correlação simples pode induzir a erros de interpretação (Valentin, 2000). Foram incluídas na análise os 21 táxons selecionados com base nas suas Abundâncias e Freqüências relativas, e as variáveis ambientais selecionadas do dendrograma pelo método de ligações completas.

Finalmente realizaram-se dendrogramas de ligações simples para identificar semelhanças entre os pontos de coleta, tendo os dados físico-químicos, bem como os macroinvertebrados, com o intuito de agrupar os pontos semelhantes.

## **CAPÍTULO IV - RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 - BACIA HIDROGRÁFICA E POLUIÇÃO**

A qualidade da água de uma bacia hidrográfica reflete os usos do solo desenvolvidos na paisagem, respondendo em qualidade conforme os tipos de uso e manejo executados tenham aspectos conservativos (boa qualidade) ou inadequados (má qualidade) ( Santos *et al.*,1999).

Embora não exista uma metodologia específica para o enquadramento dos corpos d'água, pois cada caso deve considerar situações locais, o Lajeado dos Fragosos foi enquadrado na Legislação, tanto federal regida pela Resolução n.º 020/86 do CONAMA (1986), quanto estadual sob supervisão da Fundação de Amparo à Tecnologia e ao Meio Ambiente (FATMA), como um rio de classe 2 (Castro, 1999). Com base nesta legislação serão discutidas todas as características físico-químicas e biológicas registradas na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003.

A quantidade e a qualidade dos recursos hídricos, que escoam pelo canal principal de uma bacia hidrográfica em condições naturais, dependem do clima e das características físicas e biológicas dos ecossistemas que a compõem. Qualquer modificação nos componentes do clima ou da paisagem alterará a quantidade, a qualidade e o tempo de residência da água nos ecossistemas e, por sua vez, o fluxo da água e suas características no canal principal do rio (Salati *et. al.*, 1969).

Estudos realizados pela FATMA e Epagri indicam que a grande maioria das bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina possuem, em graus diferentes, certo nível de poluição, devido à alta concentração de atividades agro-industriais, mineradoras, lavouras e criações intensivas, próximas aos centros urbano-industriais. Por isso, a qualidade da água se apresenta seriamente comprometida, o que vem prejudicando o abastecimento urbano e as atividades que requerem uma boa qualidade deste recurso (Castro, 1999).

Água poluída não é sinônimo de água suja. A poluição é um fenômeno que abrange água de boas características estéticas. Ao que parece, o conceito de poluição se prende, na verdade, no aspecto ecológico. É ecológico pelos efeitos que provoca no rio ou lago que o recebe, alterando o meio. A elevação de temperatura, que provoca dizimação de cardumes, não o fez cozinhando os peixes, mas sim causando-lhes asfixia, pela falta de oxigênio no meio, aliada à elevação do metabolismo respiratório. O mesmo pode-se dizer da introdução de excessiva matéria orgânica na água que por si só não mata, mas permite um exagerado desenvolvimento bacteriano, o que leva a um desequilíbrio ecológico, depressão das concentrações de oxigênio e asfixia dos seres aeróbios. É considerada poluição a alteração ecológica, ou desequilíbrio biológico que leve à destruição de seres aquáticos de valor nutritivo ou comercial; ou que comprometa a utilização da água para fins recreacionais ou sanitários. Pequenas alterações ecológicas podem levar ao desaparecimento de peixes. Há peixes que são muito específicos na sua nutrição, podendo desaparecer totalmente por causa do desaparecimento de qualquer pequeno animal que lhe servia de alimento; ou porque a alteração da composição do leito do rio – devida a simples modificação de velocidade das águas – não mais lhe permite a construção de seus ninhos típicos para reprodução (Branco, 1969b).

Pode-se definir, então, a "poluição" como "a modificação antropogênica induzindo uma alteração na composição quantitativa e qualitativa nas comunidades do ambiente, com reações dos sistemas vivos em diferentes níveis, provocando efeitos reversíveis ou irreversíveis nos sistemas atingidos". O que se denomina "poluição", não é necessariamente conseqüência de tudo que o homem promove mas, principalmente, da maturação dos sistemas antropogênicos que resultam na separação espacial e artificial dos níveis tróficos, provocando a interrupção da ciclagem de substâncias e energia entre esses níveis. Como resultado, tem-se a produção exagerada de detritos como emissões gasosas, líquidas e sólidas, a introdução de agentes artificiais como adubos, que recompõem a matéria perdida dentro dos níveis tróficos da produção primária, e outros que bloqueiam, "in situ", a conseqüente teia alimentar (Schäfer, 1985).

Crítérios restritivos à poluição não podem constituir, ao mesmo tempo, critérios restritivos à potabilização, pela simples razão de que a poluição nem sempre restringe o uso da água. A limitação da poluição tem, como objetivo, a proteção do curso d'água e

da fauna que habita e não diretamente a proteção da população terrestre que utiliza a água. O sulfato de cobre – apenas para citar um exemplo entre muitos – que em concentrações pouco superiores a 0,5 mg/l causa sérios danos à fauna ictiológica dos rios, é utilizado, entretanto, em doses até maiores, no tratamento de águas potáveis, sem causar nenhum dano à saúde das populações humanas que dela se abastecem. Muito pelo contrário, o cobre é, mesmo, um micronutriente de vital importância para nosso organismo (Branco, 1969b).

Atualmente, na Associação Nacional das Águas (ANA), a outorga de direito de uso para diluição de esgotos domésticos e outros tipos de lançamento está baseada na vazão de diluição necessária para enquadramento do parâmetro DBO<sub>5</sub> entre outros, visando a meta estabelecida na Resolução 020/86 do CONAMA, de acordo com a classe de enquadramento do corpo hídrico (ANA, 2002).

#### **4.2 - PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - PNMA II**

O Programa Nacional do Meio Ambiente que em Santa Catarina se desenvolve através do projeto sob o título "CONTROLE DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINOCULTURA EM SANTA CARINA", tem por objetivo, na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, melhorar a qualidade ambiental na bacia, com o enfoque "água", através da adequação das atividades da suinocultura, pela adoção da tecnologia e prática de manejo de dejetos ambientalmente adequados, consorciados ou comunitários, aplicáveis em microbacias. Um dos objetivos específicos deste projeto é a avaliação da eficiência de tratamentos de dejetos de suínos e o impacto do Projeto na qualidade do ar, das águas superficiais e subterrâneas e dos solos afetados pela atividade da suinocultura na sub-bacia. O presente trabalho desenvolveu-se dentro deste objetivo específico, contribuindo com informações que os índices de macroinvertebrados podem acrescentar ao monitoramento da sub-bacia em estudo.

Segundo Castro (1999), a pouca importância dada aos estudos básicos sobre o Estado de Santa Catarina, abordando diversas visões sobre múltiplos temas e, especialmente, com relação aos recursos hídricos, faz com que este venha funcionando como um fator limitante ao verdadeiro conhecimento da realidade e deixando de contribuir com perspectivas futuras, quanto à melhoria da qualidade de água disponível à população como um todo.

Neste trabalho considerou-se o sistema todo (no sentido físico), incluindo não somente o complexo de organismos, mas também, o complexo inteiro de fatores físicos, formando o que denominamos o 'ambiente do bioma', os fatores do "habitat", no seu sentido mais amplo. Fundamentalmente, embora os organismos possam chamar, em primeiro plano, nossa atenção, não podemos separá-los de seu ambiente espacial com o qual formam um sistema físico. Este é o sistema do ponto-de-vista do ecologista, constituindo unidades básicas da natureza na superfície da terra. O preconceito humano, natural, entretanto, nos força a considerar os organismos, no sentido dos biólogos, como as partes mais importantes desse sistema; porém, certamente os fatores inorgânicos são partes sem as quais nenhum sistema poderia existir e estão em intercâmbio permanente, das formas mais variadas dentro do sistema, não somente entre orgânico e inorgânico. Tais ecossistemas, como podemos chamá-los, são de tipos e tamanhos mais variados possíveis (Schäfer, 1985).

### **4.3 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS**

#### **4.3.1 - PRECIPITAÇÃO**

A região de Concórdia apresenta um clima que se caracteriza como super úmido e mesotérmico do tipo temperado com uma precipitação anual de 2200mm (Prefeitura Municipal de Concórdia on -line, 2004).

Os rios de Santa Catarina de forma geral, são comandados pelo regime pluviométrico, que se caracteriza pelas chuvas distribuídas o ano inteiro, garantindo o abastecimento normal dos mananciais durante o ano. O comportamento da grande maioria dos rios revela características do regime subtropical, em conformidade com a distribuição das chuvas, sendo representado por dois máximos (ocorrendo, respectivamente, na primavera e no final do verão) e dois mínimos (registrados no início do verão e no outono, com prolongamento no inverno) (Castro, 1999).

O Lajeado dos Fragosos, apresentou uma diferenciação bem marcada da precipitação no período estudado do ano de 2002 (Fig. 4) com valores médios elevados nos meses de: agosto/2002 (170,00mm) a dezembro/2002 (208,60mm). Por outro lado, o ano de 2003 caracterizou-se por apresentar os valores médios mais baixos registrados

no período em estudo; somente os meses de fevereiro/2003 e outubro/2003 apresentaram um aumento na precipitação com uma média de  $195,43\text{mm} \pm 79,98$  e  $209,26\text{mm} \pm 16,72$ , respectivamente (Tab. 1). Com relação à precipitação dos anos anteriores 1987/2003 (Fig. 5) podemos dizer que o ano de 2002 foi chuvoso com uma média anual de  $179,42\text{mm}$  superando a média de precipitação no período 1987/2003 ( $152,01\text{mm}$ ) e o ano de 2003 menos chuvoso com média anual  $144,92\text{mm}$ , inferior à média dos últimos 16 anos ( $152,01\text{mm}$ ) (Quadro 2). Segundo Silva (2000), a distribuição das chuvas ocorrem 27% no verão (dez-jan-fev), 23% no outono (mar-abr-maio), 22% no inverno (jun-jul-ago) e 28% na primavera (set-out-nov); essa tendência confirmou-se no período 2002/2003.

Nas regiões que mostram máxima de precipitação no inverno e alta taxa de evaporação no verão, os rios mostram uma curva de vazão com enchentes no final do inverno e baixa vazão no final do verão (Schäfer, 1985). Os grandes rios apresentam tipicamente, apenas um pico pronunciado de inundação, enquanto que, em rios de pequena ordem ocorrem pulsos irregulares de inundação, fortemente condicionados pela precipitação local (Pagliosa *et al*, 2001).

O balanço hídrico é o fator-chave para a existência das águas superficiais e, especialmente, para a persistência de um sistema de fluxo, dependendo de um abastecimento regular. Além dos elementos do balanço hídrico, responsáveis pelo tipo de vazão, a geologia, uso do solo, vegetação, altitude e clima influem no regime hidrológico. O elemento mais importante é a precipitação, porém, essa se modifica em função dos demais fatores, pois, estes determinam que fração das precipitações tem efeito na vazão. A alta energia de relevo influi na força de vazão, de tal modo que uma mesma quantidade de chuva aumenta a vazão devido à maior energia potencial por unidade de área; em regiões de planície a energia potencial é bem menor, permitindo assim, um efeito de tamponamento maior, através de processos de infiltração e aumento conseqüente da água subterrânea (Schäfer, 1985).

Figura 4- Valores de precipitação (mm) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

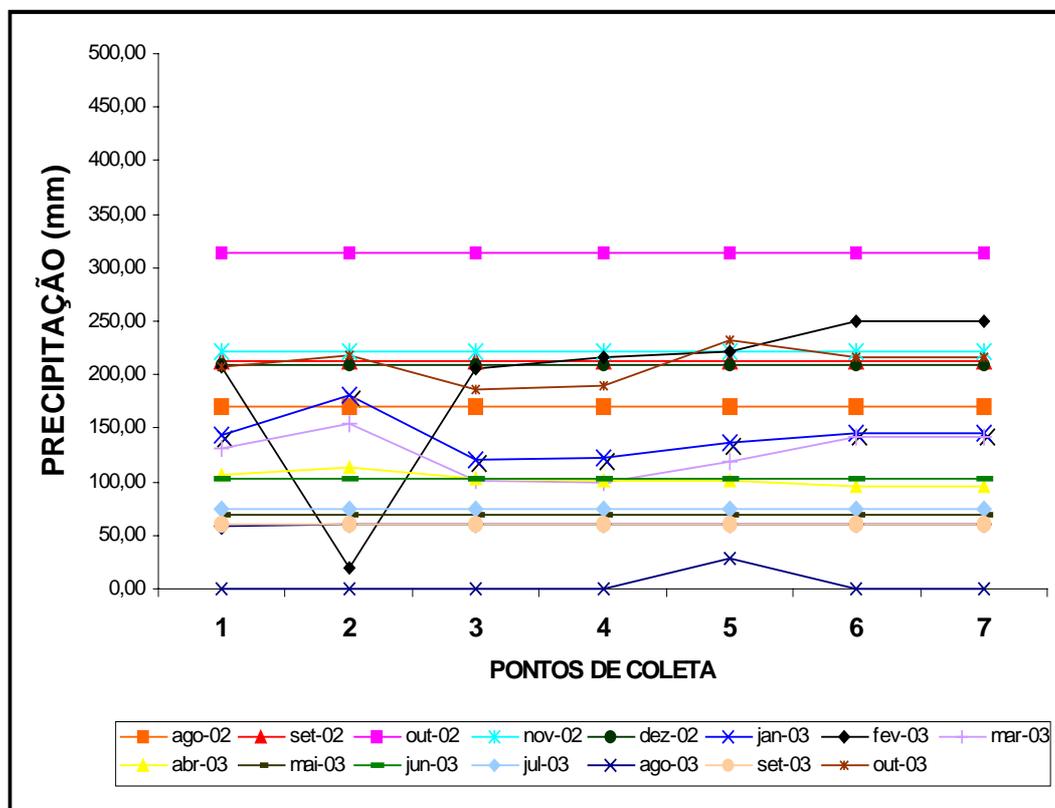
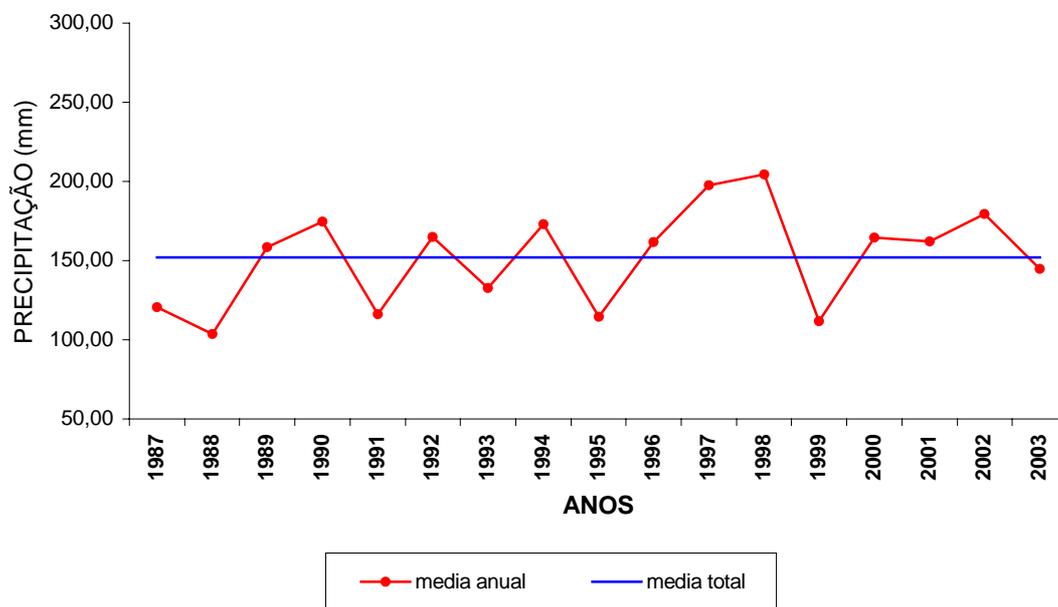


Tabela 1 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de precipitação (mm), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

		PRECIPITAÇÃO (mm)														
		Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Mai. 2003	Jun. 2003	Jul. 2003	Ago. 2003	Set. 2003	Out. 2003
Máximo		170,10	213,40	313,80	221,40	208,60	180,20	249,50	153,90	113,60	70,00	102,00	74,00	28,10	61,00	232,40
Médio		170,10	213,40	313,80	221,40	208,60	142,29	195,43	126,99	102,33	70,00	102,00	74,00	4,01	61,00	209,26
Mínimo		170,10	213,40	313,80	221,40	208,60	120,00	18,80	99,50	95,80	70,00	102,00	74,00	0,00	61,00	185,80
Desvio Padrão		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,94	79,98	21,51	6,11	0,00	0,00	0,00	10,62	0,00	16,72

Figura 5 - Gráfico dos valores médios de precipitação (mm) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de 1987 a 2003



Quadro 2 - Médias anuais da precipitação (mm), no período de 1987 a 2003 na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos

VALORES MÉDIOS ANUAIS DE PRECIPITAÇÃO (mm)																	
ANOS	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Média Anual	120,50	103,50	158,33	174,42	116,25	164,92	132,83	172,92	114,33	161,83	197,58	204,50	111,58	164,33	162,00	179,42	144,92
Média do período	152,01																

### 4.3.2 - VAZÃO

A vazão (Fig. 6) no período do estudo acompanhou a precipitação pluviométrica, apresentando médias máximas nos meses de agosto, setembro, outubro, novembro de 2002, e fevereiro e outubro de 2003. As médias mínimas foram registradas nos meses de março e abril de 2003. No mês de agosto de 2003 ocorreu o menor valor médio registrado no período de estudo, mês este que também apresentou a menor média de precipitação, durante o período estudado (Tab. 2).

As diferenças entre um ano de alta vazão e outro de pouca vazão, diminuem em função do tamanho do rio. A vazão depende, entre outros fatores, do balanço hídrico e da cobertura arbórea da bacia. Uma cobertura vegetal muito densa, retém grande quantidade de água precipitada, evaporando grande parte, diminuindo desta forma a porcentagem de água que escoar superficial ou subterraneamente (Schäfer, 1985). A zona ripária é a área adjacente ao curso d'água. Diferentes tipos de vegetação contribuem com o sistema aquático de diversas maneiras: árvores robustas contribuem com madeira, sombra e com a entrada de material alóctone; arbustos estabilizam as margens retendo o sedimento fazendo possível a penetração da radiação solar na água (Mills e Stevenson, 1999).

As diferentes maneiras de penetração da vegetação no solo modificam a capacidade de retenção da água. Quanto maior for a penetração das raízes e o processo de enraizamento da vegetação, acarretando uma modificação na estrutura do solo e evitando compactação, tanto maior será a capacidade de retenção do mesmo. Seja a cobertura vegetal, a estrutura do solo e os tipos de precipitação, promovem vários graus de erosão no solo. O desmatamento tem, geralmente, importância maior no início das danificações do solo pela erosão, porque remove sua proteção contra a força mecânica da chuva. Em regiões com declives, além desse aspecto, ocorre a força mecânica do escoamento, levando a um forte aumento na degradação do solo. Fator essencial para que se apresentem outros aspectos de erosão, ao lado dos já mencionados, é a intensidade das chuvas. O efeito cinético da chuva aumenta drasticamente com o tamanho das gotas. O efeito principal da vegetação, para evitar a erosão, é a transformação das gotas maiores em menores, diminuindo assim, a energia cinética necessária para erodir o solo, em grande escala (Schäfer, 1985). O monitoramento de 8

microbacias durante 1 ano no município de Luís Antônio - SP, mostrou que as microbacias com maior cobertura vegetal e menos alteradas por atividades antrópicas, apresentam em geral melhor qualidade de suas águas (classes 1 e 2), quando comparadas àquelas com maior comprometimento do uso do solo (classes 2 a 4 dependendo do período de amostragens) (Santos *et al.*, 1999).

As Tabelas 1 e 2 mostram os valores de precipitação e vazão amostrados nos diferentes pontos de coleta distribuídos ao longo da Sub-bacia Lajeado dos Fragosos. Observa-se que os pontos 1, 5, 6 e 7 receberam em média precipitações de: 148,59mm  $\pm$  81,72; 151,59mm  $\pm$  81,22; 152,33mm  $\pm$  85,33 e 152,33mm  $\pm$  85,33, respectivamente. A vazão por outro lado, foi maior nos pontos: 2, 3, 5 e 7 com valores médios de 363,14L/s  $\pm$  630,80; 948,00L/s  $\pm$  899,95; 1289,98L/s  $\pm$  1285,33 e 2082,96L/s  $\pm$  2808,98, respectivamente. Os pontos de coleta 4 e 6 são afluentes do rio Lajeado dos Fragosos, por este motivo a vazão é menor; por outro lado, o ponto 6 recebeu chuvas em abundância, não sendo notado um aumento de vazão tão pronunciado como nos outros pontos. Atribui-se baixos valores de vazão do ponto 6, à presença de pequena área de vegetação que se mantém nas margens do mesmo. Os pontos 5 e 7 encontram-se na região potamal do rio e, portanto, a vazão aumenta desde a nascente até este trecho do rio. O ponto de coleta 2 possui pouca vegetação nas margens, composta principalmente de gramíneas e poucas árvores. Localiza-se muito próximo à estrada e a ação antrópica é acentuada no local. Por estes motivos os valores de vazão são altos mesmo quando a precipitação se manteve dentro dos valores médios baixos registrados no período de estudo. Esta região possui maior importância ecológica pelo fato de que, quase todas as influências antrópicas modificam direta ou indiretamente as condições do curso inferior; indiretamente porque todas as substâncias lançadas no curso superior atingem, mais cedo ou mais tarde, o curso inferior, servindo de "lata de lixo". Em todo o rio, a foz é a região mais afetada, pois, a maior infra-estrutura industrial e maiores aglomerados humanos encontram-se na planície, tornando o curso inferior alvo de "depósito líquido" direto (Schäfer, 1985).

Figura 6 - Valores de vazão (l/s) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

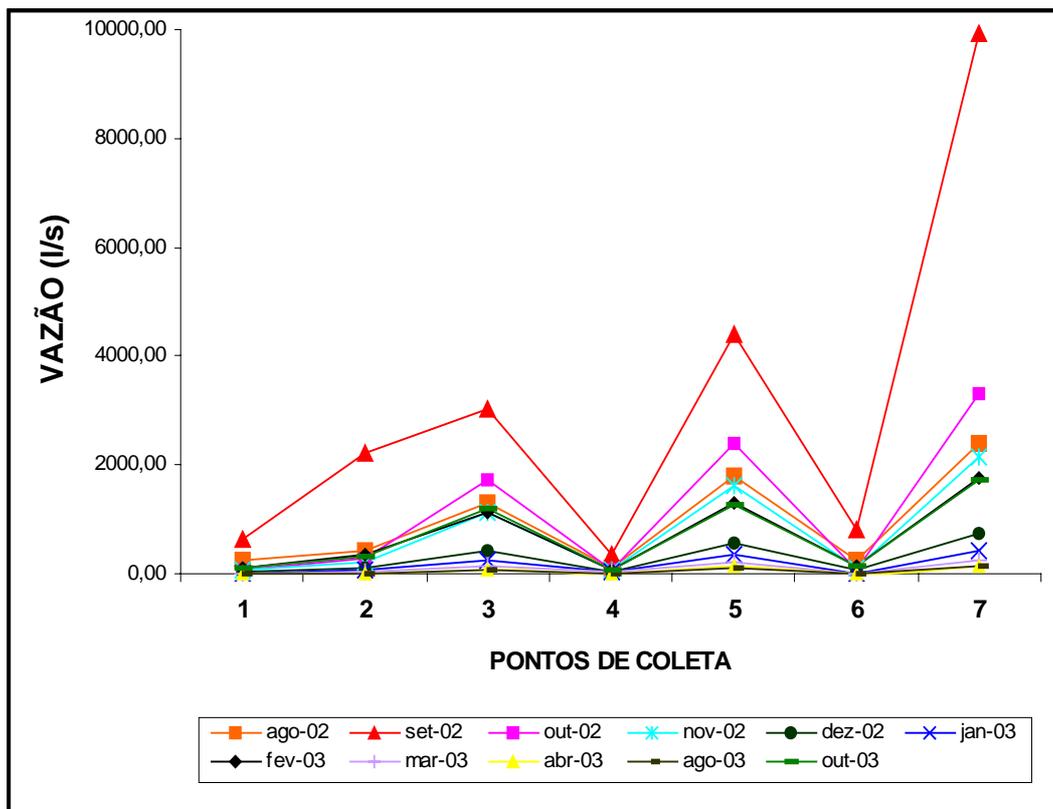


Tabela 2 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de vazão (l/s) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	VAZÃO (l/s)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	2392,51	9926,02	3305,77	2148,76	752,74	410,55	1745,00	242,98	140,66	127,40	1720,12
Médio	927,31	3047,63	1134,45	761,31	279,57	160,32	688,68	95,28	55,42	47,13	689,40
Mínimo	94,65	365,89	63,45	69,23	26,08	11,64	61,33	5,42	3,10	2,80	77,14
Desvio Padrão	909,20	3365,89	1339,21	860,97	299,97	176,04	687,97	102,21	61,60	53,47	688,99

### 4.3.3 - TEMPERATURA

Variações de temperatura são parte do regime climático normal de corpos d'água naturais e apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação horizontal. A temperatura superficial da água é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A temperatura desempenha um papel principal do controle do meio aquático, condicionando uma série de características físico-químicas (CETESB, 2004). A variação da temperatura da água no período 2002/2003 (Fig. 7) teve os valores médios mínimos durante o inverno ( $17,7^{\circ}\text{C} \pm 0,8$ ) em agosto/2002 e os valores médios máximos no verão: dezembro/2002 ( $21,9^{\circ}\text{C} \pm 0,8$ ), janeiro/2003 ( $22,9^{\circ}\text{C} \pm 1,2$ ), fevereiro/2003 ( $22,1^{\circ}\text{C} \pm 0,7$ ) e outubro/2003 ( $22,7^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ ) (Tab. 3). Segundo Silva (2000), a temperatura média do ar na região é de  $18,7^{\circ}\text{C}$ , sendo janeiro e fevereiro os meses mais quentes, e junho e julho os mais frios. Essa variação da temperatura do ar reflete-se diretamente na temperatura da água, que acompanha as variações sazonais. Segundo Guerreschi e Fonseca-Gessner (1999), a temperatura da água dos córregos mostram um padrão definido, aumentando nos meses mais quentes e diminuindo no inverno.

Figura 7 - Valores de temperatura da água (°C) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

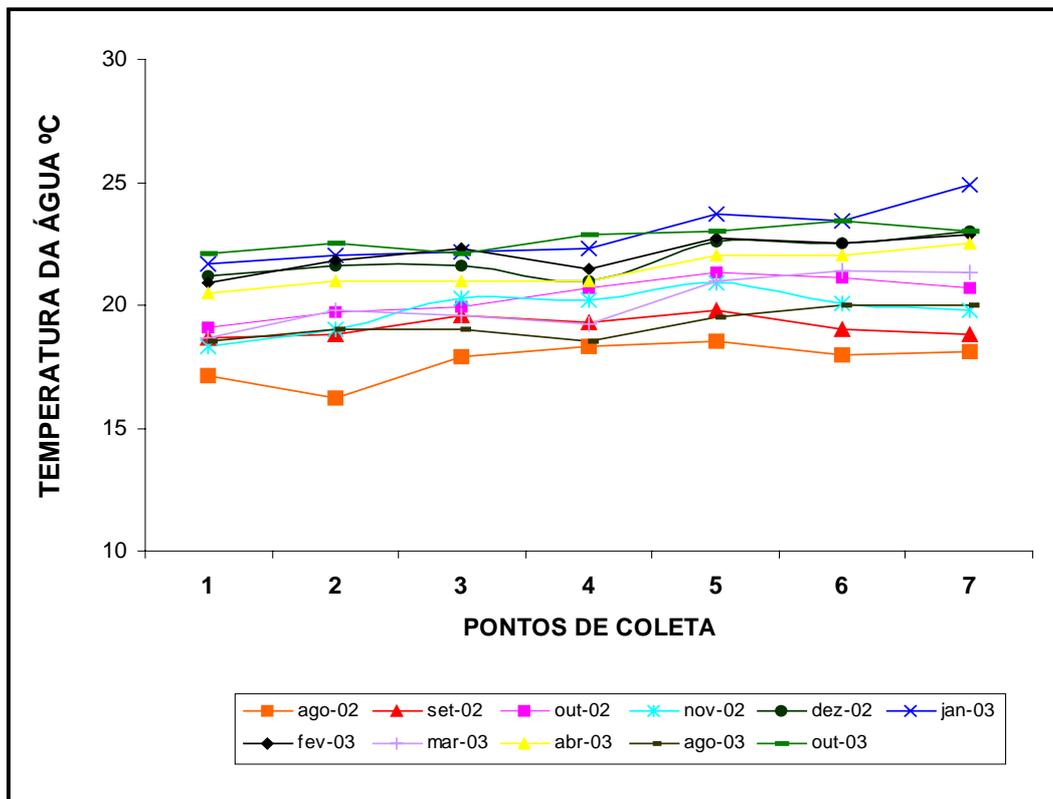


Tabela 3 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão da temperatura da água (°C) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

TEMPERATURA DA ÁGUA (°C)											
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	18,5	19,8	21,3	20,9	23,0	24,9	22,9	21,4	22,5	20,0	23,4
Médio	17,7	19,1	20,4	19,8	21,9	22,9	22,1	20,1	21,4	19,2	22,7
Mínimo	16,2	18,7	19,1	18,3	21,0	21,7	20,9	18,7	20,5	18,5	22,1
Desvio Padrão	0,8	0,4	0,8	0,9	0,8	1,2	0,7	1,1	0,7	0,6	0,5

#### 4.3.4 - TURBIDEZ

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-lo (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam a turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão divididos ou em estado coloidal, tais como partículas inorgânicas (areia, silte e argila) e de detritos orgânicos, algas, bactérias, plâncton em geral (CETESB, 2004). Características físicas, como cor, sabor e turbidez, são de ordem estética, pois, dentro de determinados limites não tem relação com inconvenientes de ordem sanitários. A turbidez é mais própria das águas correntes (Pera, 1969). Os efeitos da cor e da turbidez na qualidade da água dizem respeito à penetrabilidade da luz, isto é, as águas túrbidas perdem transparência, podendo provocar grandes distúrbios ecológicos no meio, por limitar a entrada de luz indispensável para a vida do fitoplâncton e das plantas vasculares submersas (Branco, 1969a).

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. O mau uso do solo, em que se impede a fixação da vegetação, pode provocar a erosão. Este exemplo mostra o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relação ou transferência de problemas de um ambiente (solo, ar ou água) para outro (CETESB, 2004). Em Fragosos, as médias máximas de turbidez (Fig. 8) ocorreram em setembro de 2002 e abril de 2003. Neste último mês, foi registrado o valor máximo de turbidez (66,00Unt) do período em estudo (Tab.4). Os valores médios mínimos ocorreram em março, agosto de 2003 e outubro de 2003. Em setembro, a turbidez pode ter sido reflexo das fortes chuvas registradas nesse período, porém, em abril foi registrada uma das menores médias de vazão ( $55,42\text{l/s} \pm 61,60$ ) e de precipitação ( $102,33\text{mm} \pm 6,11$ ) de 2002/2003. Outubro de 2003 foi um mês de altos valores pluviométricos ( $209\text{mm} \pm 16,72$ ) e também apresentou um aumento da vazão; no entanto, os valores de turbidez foram baixos. O regime pluvial, ou seja, épocas de chuva e seca, bem como outros fatores climáticos, influem no transporte de material sólido (Schäfer, 1985). Castro (1999) registrou durante o período de seu estudo na sub-bacia de Fragosos, a turbidez máxima de 33,6Unt, com valores médios mínimos de  $5,08\text{Unt} \pm 2,19$ , e a máxima das médias esteve em  $14,54\text{Unt} \pm 6,34$ , valores inferiores ao

registrado no período 2002/2003. A Resolução CONAMA n.º 20, de 18 de junho de 1986 recomenda para rios de Classe 2, como o Fragosos, um máximo de 100Unt; portanto, esta característica física da água de Fragosos se encontrava dentro do estabelecido pela legislação.

Figura 8 - Valores de turbidez (UNT) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

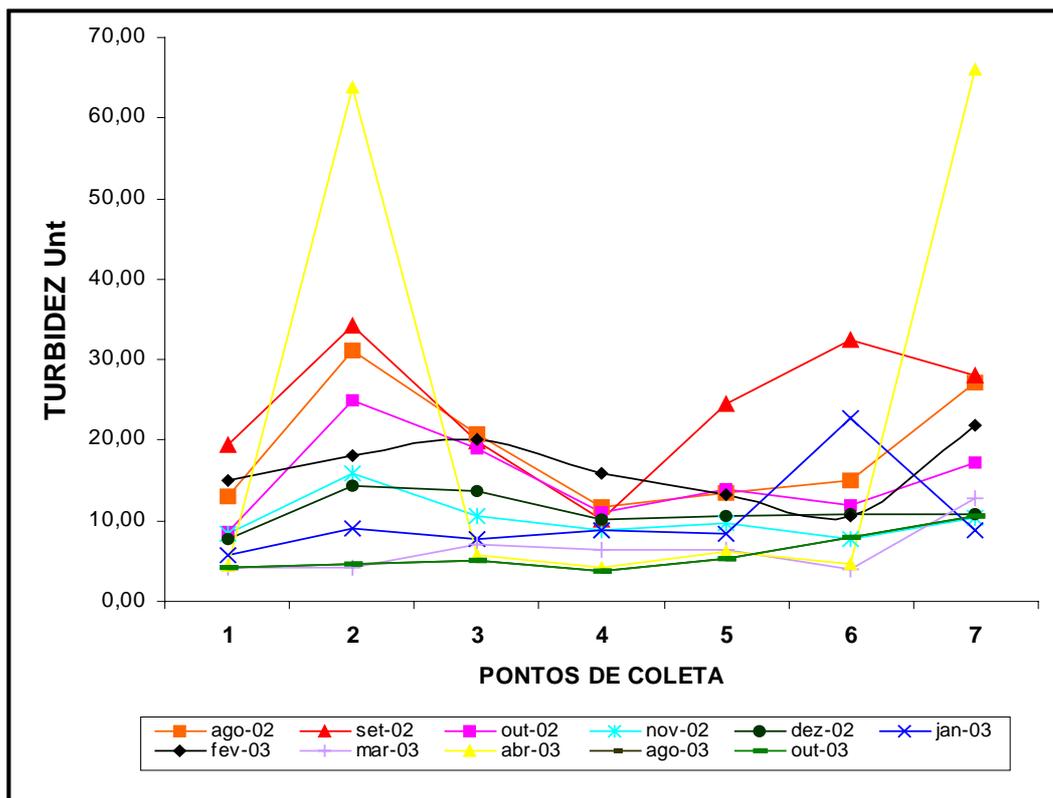


Tabela 4 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de turbidez (UNT) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

		<b>TURBIDEZ (UNT)</b>										
		Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo		31,20	34,20	25,00	15,80	14,30	22,70	21,90	12,80	66,00	10,70	10,70
Médio		18,91	24,11	15,24	10,24	11,15	10,22	16,40	6,45	22,13	5,93	5,93
Mínimo		11,80	10,07	8,65	7,83	7,65	5,76	10,70	4,08	4,11	3,70	3,70
Desvio Padrão		7,64	8,39	5,59	2,66	2,27	5,63	3,87	3,07	29,27	2,50	2,50

#### 4.3.5 - SÓLIDOS TOTAIS

Dentro das variáveis físicas da água tem-se o resíduo total; sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra, a uma temperatura preestabelecida durante um tempo fixado e sua filtragem. Após estes processos, têm-se as diversas frações de sólidos presentes na água (CETESB, 2004). Uma dessas frações são os sólidos totais (ST), que no Lajeado dos Fragosos (Fig. 9) tiveram como média mínima  $85,571\text{mg/l} \pm 8,018$  em setembro/2002, alcançando valores médios máximos em outubro/2002 ( $160,000\text{mg/l} \pm 34,990$ ), novembro/2002 ( $151,000\text{mg/l} \pm 23,360$ ), março/2003 ( $171,857\text{mg/l} \pm 27,985$ ), abril/2003 ( $158,857\text{mg/l} \pm 29,963$ ) e agosto/2003 ( $157,429\text{mg/l} \pm 28,722$ ) (Tab.5). No Lajeado dos Fragosos, os valores máximos de sólidos totais não ultrapassaram o valor estipulado pelo CONAMA/1986 para rios classe 2, que é de  $500\text{mg/l}$ . No período de 1989 a 1999, Silva obteve dados de ST, em Fragosos, considerados dentro do limite permitido pela legislação. Por outro lado, para os recursos hídricos, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática, pois podem se sedimentar no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos ou até mesmo, danificando o leito de desova dos peixes (CETESB, 2004). O lodo é constituído, principalmente, pela matéria sedimentável introduzida com os despejos e enxurradas, ou formado por atividades biológicas do próprio corpo d'água. O aumento da quantidade de matéria sedimentável pode, além de contribuir para formação do lodo, produzir outros efeitos, tais como, o soterramento de pequenos animais, plantas ou ovos de peixes, destruindo-os por asfixia, além de obstruir órgãos respiratórios dos próprios peixes e animais aquáticos ou exercem efeitos abrasivos sobre ovos. Um fator ecológico de grande importância é a natureza do leito do rio. Peixes que costumam construir ninhos de lodo, para deposição de seus ovos, não podem desenvolver-se em águas torrentosas, onde o leito é constituído somente de pedregulhos. Muitos outros organismos, como vermes e larvas de insetos dependem igualmente do lodo para construção de suas "moradias", vivendo parcial ou totalmente soterrados (Branco, 1969a).

Figura 9 - Valores de sólidos totais (ST mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

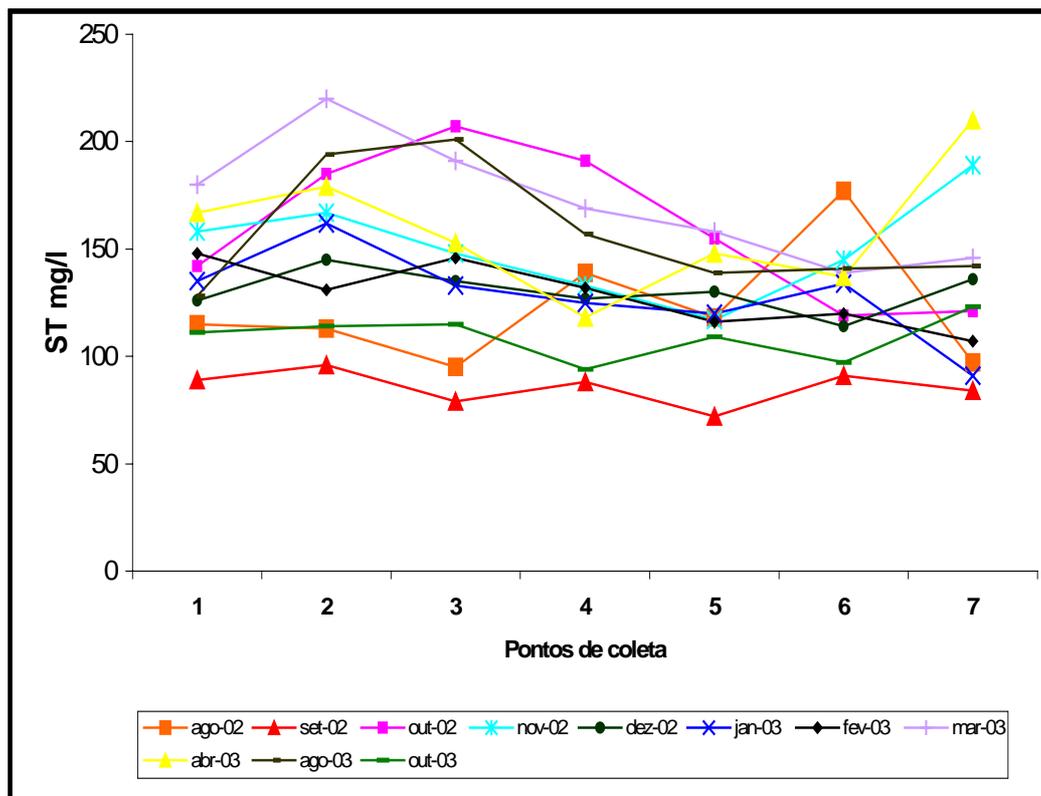


Tabela 5 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de sólidos totais (STmg/l) , no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

<b>SÓLIDOS TOTAIS (mg/l)</b>											
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	177	96	207	189	145	162	148	220	210	201	123
Médio	122	86	160	151	130	129	129	172	159	157	109
Mínimo	95	72	119	117	114	91	107	139	118	128	94
Desvio Padrão	28	8	35	23	10	21	15	28	30	29	10

#### 4.3.6 - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

A poluição química dentro de um corpo d'água, pode ser definida como a modificação das propriedades químicas do mesmo, de tal maneira a causar problemas na sua utilização posterior. As principais características químicas produtoras de efeitos de poluição são, sob o ponto de vista sanitário, o pH (acidez, alcalinidade) e a demanda química de oxigênio (DQO). A poluição química pode ser originada pela presença de compostos químicos, mesmo que estes não provoquem alteração do pH ou de DQO; tais

substâncias podem ser de natureza orgânica ou inorgânica. Entre as substâncias mais comuns poluindo águas naturais, estão os fenóis, cianetos, detergentes sintéticos, sabões, hidrocarbonetos, corantes sintéticos e antiparasitários. Entre as substâncias inorgânicas mais freqüentes estão os fosfatos e nitratos (nutrientes), sulfatos e cloretos, além de outros sais inorgânicos causadores de dureza (modificação da tensão osmótica).

Por motivos de ordem prática é costume considerar 2 tipos de poluição química: inorgânica e orgânica. Esta divisão tem relação com os processos de tratamento de águas residuárias, em virtude da quase totalidade das substâncias orgânicas serem, em maior ou menor grau, biodegradáveis (susceptíveis de tratamento biológico), enquanto que os compostos inorgânicos não o são (Hess, 1969). As características químicas dos corpos d'água são provenientes da presença de substâncias dissolvidas, geralmente avaliáveis somente por meios analíticos, mas de grande importância sobre o organismo dos consumidores, ou sob o aspecto higiênico (Pera, 1969).

Uma característica química da água é a Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ) (Fig. 10), que representa a quantidade necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbica para uma forma orgânica estável. É a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica (tempo=5 dias e temperatura de 20 °C). Pelo fato da  $DBO_5$  somente medir a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado, não indica a presença de material não biodegradável, nem leva em consideração efeitos tóxicos ou inibidores sobre as atividades microbianas. O aumento da  $DBO_5$  pode ser provocado por despejos de origem predominantemente orgânica, e um alto teor de matéria orgânica pode induzir à extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2004). Na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, a  $DBO_5$  apresentou médias máximas nos meses de fevereiro, abril e outubro de 2003 (Tab.6). Segundo o CONAMA/1986, rios classe 2 devem apresentar até 5mg/l de  $DBO_5$  a 20 °C. Somente o ponto 7, nos meses de abril/2003 (5,5mg/l) e de outubro/2003 (9,3mg/l), ultrapassou o limite estabelecido. A determinação do  $DBO_5$ , de modo geral, quantifica os efeitos que os esgotos domésticos promovem ao balanço de oxigênio, considerando a decomposição de carboidratos, proteínas e lipídios, porém não as substâncias orgânicas de difícil degradação, representando assim, ao máximo, 90% do consumo real necessário na decomposição. Além da decomposição orgânica, a

transformação dos produtos metabólicos, como amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), requer da mesma forma, oxigênio; o valor do  $\text{DBO}_5$  representa aproximadamente a metade do oxigênio realmente necessário para a oxidação final do nitrogênio (Schäfer, 1985).

Figura 10 - Valores de demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$  mg/l), amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

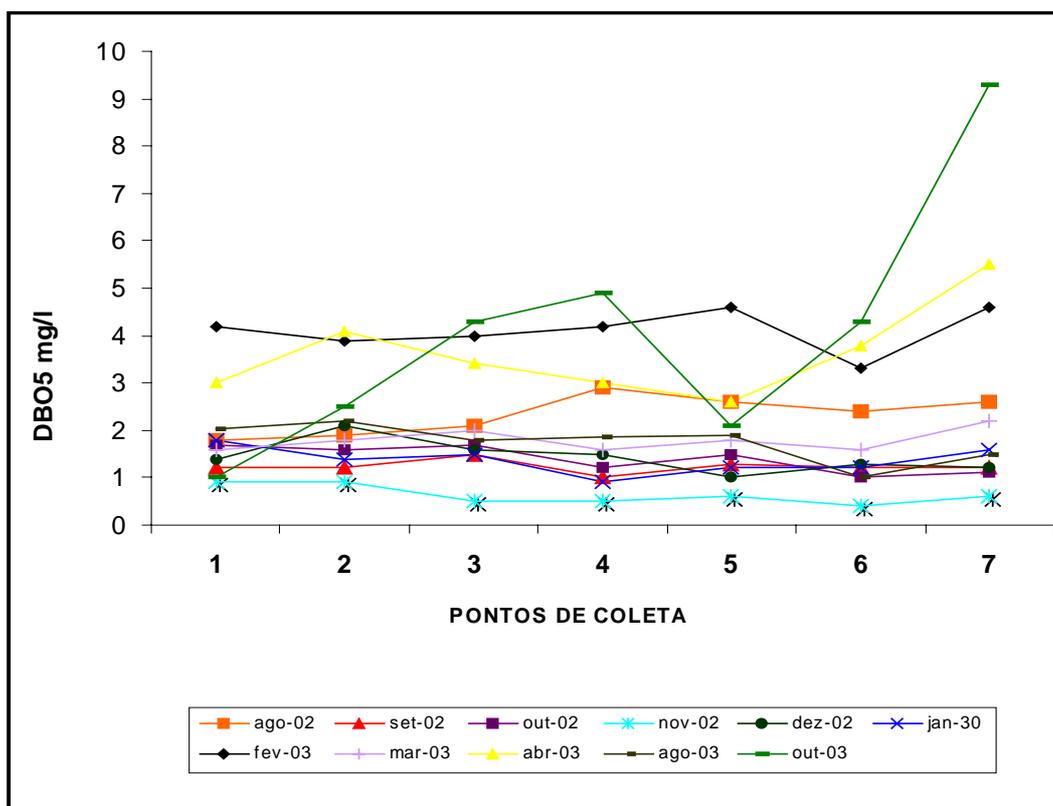


Tabela 6 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão para demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$  mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	$\text{DBO}_5$ (mg/l)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	2,9	1,5	1,7	0,9	2,1	1,8	4,6	2,2	5,5	2,2	9,3
Médio	2,3	1,2	1,4	0,6	1,4	1,4	4,1	1,8	3,6	1,8	4,1
Mínimo	1,8	1,0	1,0	0,4	1,0	0,9	3,3	1,6	2,6	1,0	1,0
Desvio Padrão	0,4	0,1	0,3	0,2	0,4	0,3	0,4	0,2	1,0	0,4	2,7

#### 4.3.7 - DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A DQO (Demanda Química de Oxigênio) (Fig. 11), que também é uma variável química importante para corpos d'água, representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores geralmente são maiores que os de DBO<sub>5</sub> porem são realizados num prazo menor. Um aumento de DQO geralmente deve-se a despejos de origem industrial (CETESB, 2004). Não só os despejos industriais, como também os esgotos domésticos, têm papel importante na poluição química das águas, e também detergentes, DBO<sub>5</sub>, DQO, demanda de cloro, nutrientes (principalmente nitrato e fosfato), salinização, matéria putrescível, são originadoras de muitas substâncias químicas (Hess, 1969). Como na DBO<sub>5</sub>, mede-se somente a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO, mais facilmente biodegradável será o efluente (CETESB, 2004). No Lajeado dos Fragosos, durante o período 2002/2003, a DQO apresentou médias máximas (Tab. 7) nos meses de: agosto/2002 (54,3mg/l ± 27,6), setembro/2002 (60,00mg/l ± 11,5), outubro/2002 (54,3mg/l ± 19,0) e dezembro/2002 (65,7mg/l ± 9,8). A menor média foi registrada em novembro/2002 (14,3mg/l ± 4,5), não existindo uma aproximação entre os valores de DBO<sub>5</sub> e DQO (Tab. 6 e 7).

Figura 11 - Valores de demanda química de oxigênio (DQO mg/l), amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro 2003

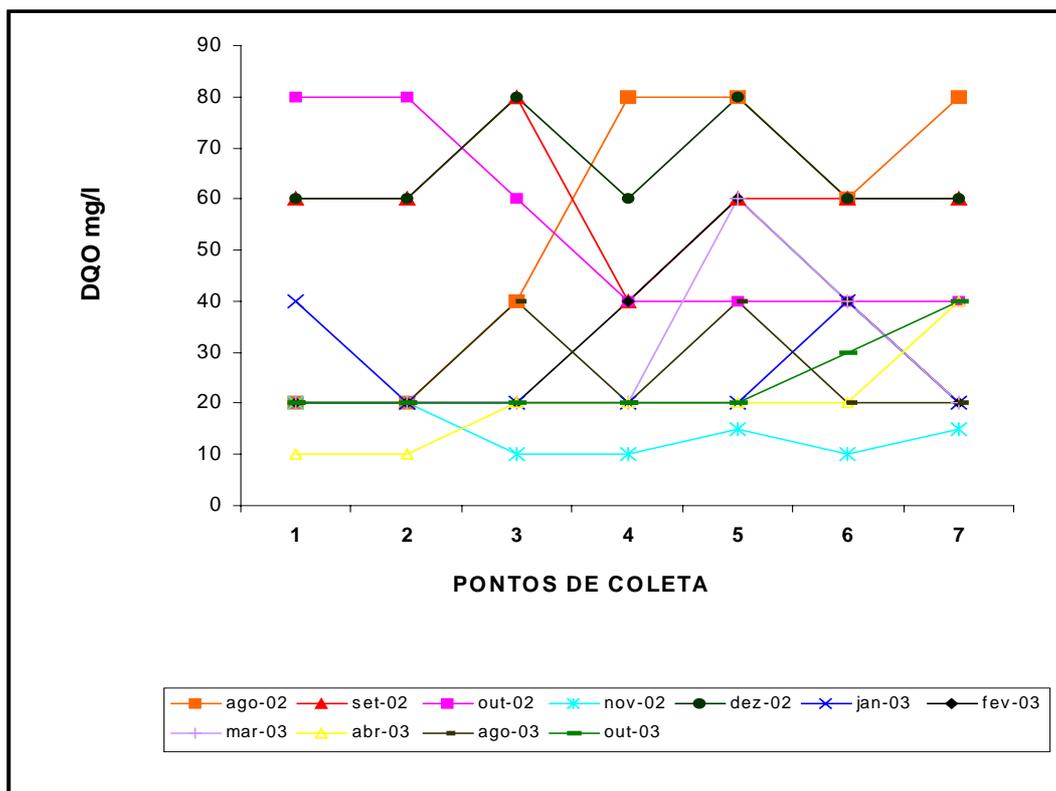


Tabela 7 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de demanda química de oxigênio (DQO mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	DQO (mg/l)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	No. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	80,0	80,0	80,0	20,0	80,0	40,0	60,0	60,0	40,0	40,0	40,0
Médio	54,3	60,0	54,3	14,3	65,7	25,7	31,4	28,6	20,0	25,7	24,3
Mínimo	20,0	40,0	40,0	10,0	60,0	20,0	20,0	20,0	10,0	20,0	20,0
Desvio Padrão	27,6	11,5	19,0	4,5	9,8	9,8	15,7	15,7	10,0	9,8	7,9

#### 4.3.8 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O oxigênio dissolvido (OD) é o oxigênio proveniente da atmosfera que se dissolve nas águas naturais devido à diferença de pressão parcial em função da temperatura, da pressão e da salinidade da água (URS, 2002; CETESB, 2004). O balanço de oxigênio, também nos rios, possui valor indicador muito grande, variando em função das condições climáticas regionais e da localização do rio na altitude ou planície. Alta velocidade da água e declividade nos cursos superiores estabelecem o balanço de oxigênio através de processos de difusão entre atmosfera e corpo de água (Schäfer, 1985). Na Figura 12 a maior média de OD (mg/l), ocorreu no mês de agosto/2002 com  $8,31\text{mg/l} \pm 0,51$ , e o valor máximo registrado no período de estudo também ocorreu durante este mês com  $9,36\text{mg/l}$ . A menor média registrada no Lajeado dos Fragosos para OD foi no mês de fevereiro/2003 com  $7,22\text{mg/l} \pm 0,32$ , e neste mês também registrou-se o valor mínimo de  $6,71\text{mg/l}$  no período 2002/2003 (Tab. 8). É recomendado pelo CONAMA/1986 um valor não inferior a  $5\text{mg/l}$  de OD para rios classe 2; portanto, Fragosos está dentro do que a resolução recomenda. Silva (2000), durante o período 1998/1999, estudou algumas características físicas e químicas do Lajeado dos Fragosos, entre elas OD, que apresentou valores médios variando entre  $6,6$  e  $7,7\text{mg/l}$ , com uma forte tendência de aumento de OD da nascente em direção à foz, que é atribuída a autodepuração que ocorre no rio.

Figura 12 - Valores de oxigênio dissolvido ( OD mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

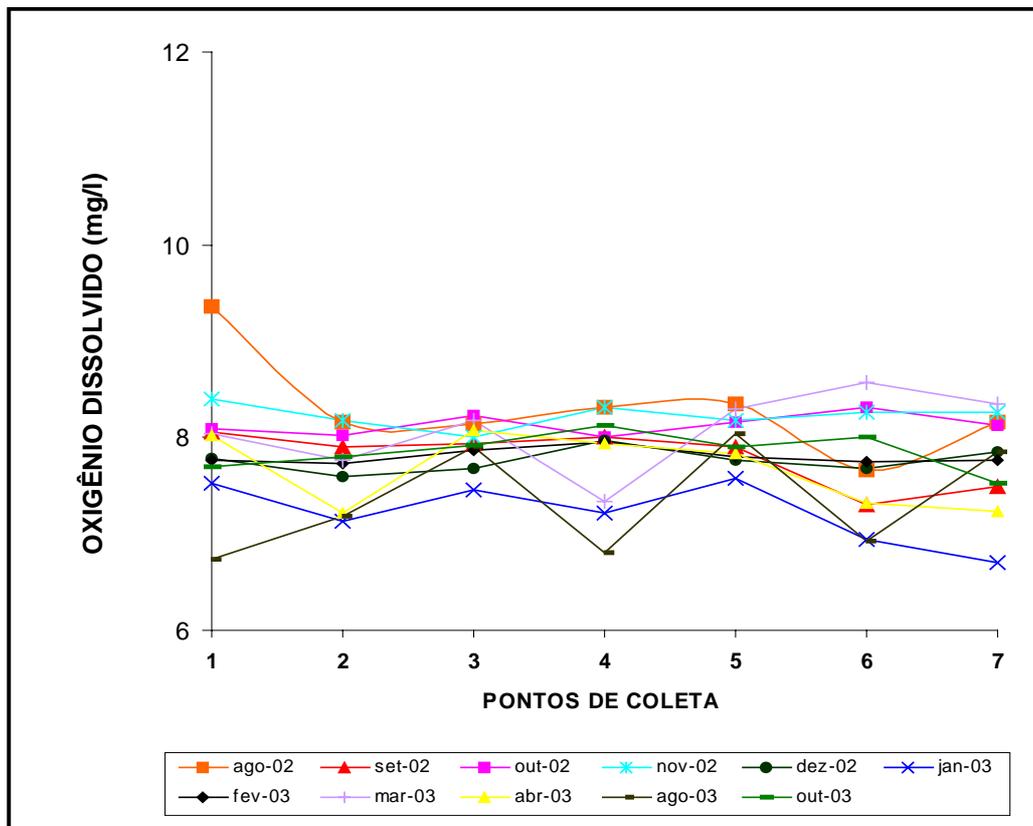


Tabela 8 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de oxigênio dissolvido (OD mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	OD (mg/l)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	9,36	8,06	8,32	8,40	7,97	7,58	7,96	8,57	8,08	8,04	8,12
Médio	8,31	7,80	8,13	8,23	7,76	7,22	7,80	8,08	7,67	7,35	7,85
Mínimo	7,67	7,31	8,01	8,01	7,60	6,71	7,73	7,34	7,22	6,74	7,52
Desvio Padrão	0,51	0,28	0,11	0,12	0,12	0,32	0,08	0,41	0,39	0,56	0,20

Considerando uma massa de água qualquer isenta de matérias redutoras (despejos, matéria orgânica em decomposição em geral), temos que a sua concentração de oxigênio dissolvido está em permanente equilíbrio com a pressão parcial de oxigênio atmosférico. Essa concentração é proporcional à temperatura da água. Ao receber, esta água, certa carga poluidora (expressa em valores de  $DBO_5$ ), parte desse oxigênio dissolvido será utilizado na oxidação biológica da matéria orgânica introduzida; a água não mais se encontra saturada de oxigênio, mas apresenta um déficit de saturação (diferença entre a concentração prevista, em mg/l, a temperatura existente e a

concentração encontrada nas determinações químicas). Esse déficit de saturação tende a ser compensado, posteriormente, a custa de dois fenômenos geralmente operantes: a reaeração, a partir do oxigênio atmosférico, exógeno, e reoxigenação, a partir da produção fotossintética, pelos organismos clorofilados que habitam a própria massa d'água e, portanto, endógena. A tendência final será a recuperação das condições iniciais, ou seja, a saturação de oxigênio, completando o processo geral de autodepuração. A reoxigenação fotossintética depende da presença de organismos clorofilados, da transparência da água, da intensidade luminosa e da profundidade da água (Branco, 1969g).

O fenômeno da poluição no seu sentido global, tratado como único tipo de interferência, condicionado a um único resultado na depressão dos níveis de oxigênio dissolvido no meio, não corresponde absolutamente ao fenômeno ecológico real. O incremento de cargas orgânicas no sistema, não constitui apenas numa alteração de natureza quantitativa, no sentido ecológico, mas dele resultam também, interferências qualitativas no ciclo biodinâmico. O aumento de concentração de matéria poluidora, ainda que exclusivamente orgânica e uniforme, acarreta, além da elevação da demanda bioquímica, outros fenômenos como elevação da turbidez com grande efeito nocivo sobre a fotossíntese e, portanto, sobre os valores da decomposição anaeróbica de lodos orgânicos, resultando na formação de gás sulfídrico, que inibirá a fotossíntese. Se além da carga orgânica, houver lançamento de resíduos químicos, estes poderão ter efeitos no metabolismo das algas, na atividade bacteriana que oxidam matéria orgânica, influenciando na desoxigenação. Não se deve esquecer também do fenômeno de eutrofização, que poderá ter conseqüências diametralmente opostas, permitindo melhor desenvolvimento de algas (Branco, 1969g).

As algas utilizam os compostos minerais como nitrogênio e fósforo liberados na decomposição da matéria orgânica; com alimento em abundância, realizam fotossíntese liberando mais oxigênio na água. Este efeito pode "mascarar" a avaliação do grau de poluição, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido. Sob este aspecto águas poluídas teriam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas. No entanto, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de oxigênio bem superiores a 10mg/l mesmo

em temperatura superior a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação (CETESB, 2004).

O termo impurezas orgânicas é aplicável a um número de constituintes de origem animal ou vegetal, que podem indicar uma poluição recente ou remota. Incluem-se neste item: a matéria orgânica, em geral, e o nitrogênio sob as diversas formas (orgânico, amoniacal, albuminóide, nitroso e nítrico) e, de forma associada os cloretos, quando de origem estranha à natureza do terreno. Seguindo o nitrogênio um ciclo que o conduz à mineralização total, sob a forma de nitratos, é possível avaliar o grau e a distância de uma poluição pela quantidade e forma de apresentação dos derivados (Pera, 1969). A mineralização do nitrogênio depende de atividades bacterianas. O fator regulador é, como era de se esperar, o oxigênio, que determina a presença de formas oxidadas e reduzidas do nitrogênio, aliado à temperatura que acelera ou diminui a velocidade dos processos químicos. Isto significa que o balanço de oxigênio e o balanço térmico, têm importante papel nos processos do ciclo do nitrogênio. Os caminhos através dos quais ocorrem a entrada dos componentes do nitrogênio em águas continentais assemelham-se, até um certo grau, aos demais nutrientes. Os componentes são lixiviados a partir das rochas e solo, são precipitados da atmosfera e são transportados por organismos vivos e mortos. Por outro lado o nitrogênio sai do ecossistema através da desnitrificação bacteriana, fator muito importante em ambientes eutróficos. Este pode estar presente na água ou sedimento, nas seguintes formas:

$N_2$ : gás molecular presente em dependência da pressão parcial na água e na atmosfera; intercâmbio entre atmosfera e água através da difusão.

Norg: nitrogênio em forma orgânica que está presente, ou dissolvido ou sólido (em organismos).

$NH_4^+$ : amônio, forma importante, porém quantitativamente inexpressiva para o abastecimento dos organismos, como nitrogênio; representa o produto final da decomposição da matéria orgânica por intermédio de bactérias heterotróficas.

$NO_2^-$ : nitrito, possui importante papel como passo intermediário na oxidação do nitrogênio a nitrato; dentro do balanço geral representa apenas uma fase intermediária.

$NO_3^-$ : nitrato, última fase da oxidação do nitrogênio, assim denominada nitrificação; é a forma principal como elemento nutritivo para plantas, juntamente ao

$\text{NH}_4^+$ ; como o fosfato e carbono constitui nutriente elementar do metabolismo de um ecossistema aquático (Schäfer, 1985).

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários são a principal fonte, lançando nas águas o nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e nitrogênio amoniacal, devido a hidrólise sofrida pela uréia na água. A atmosfera também é uma fonte importante, devido a fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas. A fixação química, reação dependente da presença de luz, ocorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas, as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais contribuem com a presença de partículas contendo nitrogênio orgânico, bem como a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio, bem como nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais constituem fontes difusas de difícil caracterização (CETESB, 2004).

#### **4.3.9 - AMÔNIA**

Na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, registraram-se durante o período 2002/2003 valores médios máximos de  $\text{NH}_3$  (Fig. 13) nos meses de setembro/2002 ( $0,826\text{mg/l} \pm 0,811$ ), janeiro/2003 ( $0,497\text{mg/l} \pm 0,153$ ), abril/2003 ( $0,857\text{mg/l} \pm 1,985$ ) e outubro/2003 ( $0,630\text{mg/l} \pm 0,899$ ). Com picos máximos de  $\text{NH}_3$  ocorrendo em setembro/2002 ( $2,600\text{mg/l}$ ), abril/2003 ( $5,356\text{mg/l}$ ) e outubro/2003 ( $2,275\text{mg/l}$ ) e mínimos em agosto/2002 ( $0,000\text{mg/l}$ ) e outubro/2002 ( $0,000\text{mg/l}$ ) (Tab. 9). A legislação (CONAMA/86) estipula valores máximos para rios classe 2 de  $1,0\text{mg/l}$  de  $\text{NH}_3$ . Isto significa que a média de  $\text{NH}_3$  registrada em Fragosos encontrou-se dentro do permitido, por outro lado os picos registrados em setembro/2002, abril/2003 e outubro/2003 ficaram respectivamente 2,6; 5,4 e 2 vezes acima do permitido na legislação. A amônia nos corpos d'água indica a presença de matéria orgânica que ainda não foi degradada. Altos valores de amônia ( $\text{NH}_3$ ) podem ocorrer por despejos de poluentes ou diminuição da vazão (URS, 2002).

Figura 13- Valores de amônia (NH<sub>3</sub> mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

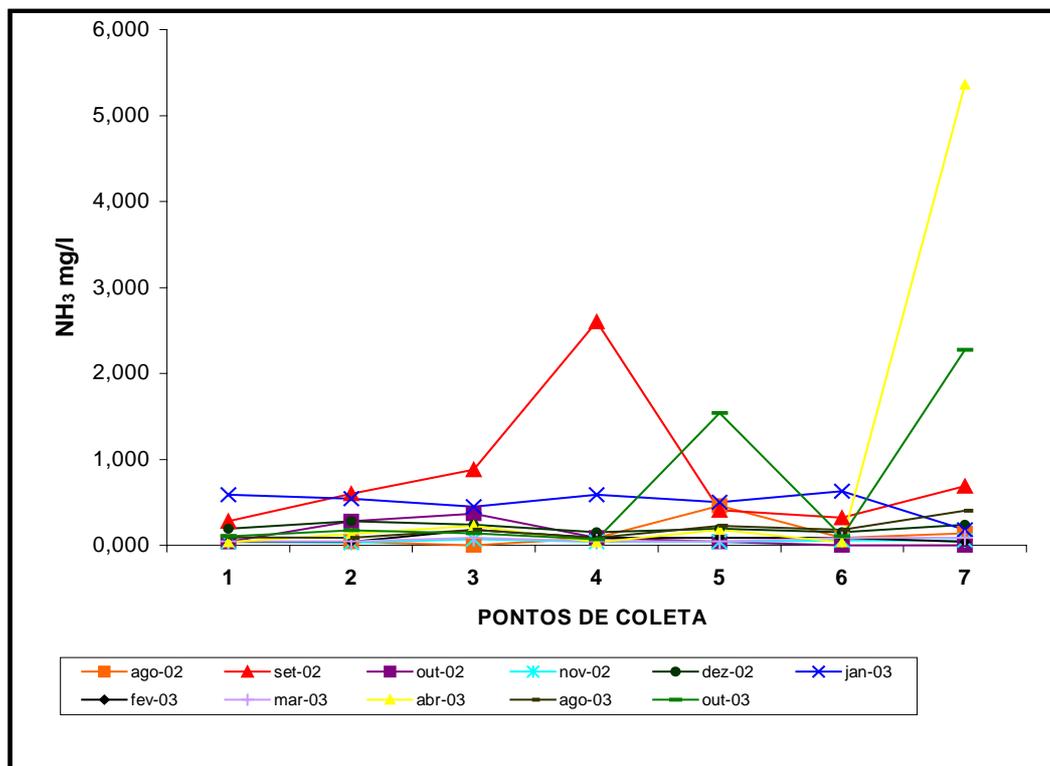


Tabela 9 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de amônia (NH<sub>3</sub> mg/l) no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

AMÔNIA (NH <sub>3</sub> mg/l)											
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	0,460	2,600	0,370	0,070	0,280	0,630	0,180	0,090	5,356	0,405	2,275
Médio	0,123	0,826	0,117	0,049	0,206	0,497	0,081	0,064	0,857	0,180	0,630
Mínimo	0,000	0,280	0,000	0,030	0,150	0,180	0,040	0,045	0,035	0,085	0,070
Desvio Padrão	0,155	0,811	0,148	0,015	0,049	0,153	0,050	0,024	1,985	0,114	0,899

#### 4.3.10 - NITRITO

O nitrito NO<sub>2</sub> (Fig. 14) apresentou médias máximas nos meses de setembro/2002 (0,04mg/l ± 0,06) e outubro/2003 (0,04mg/l ± 0,05), com picos de 0,17mg/l em setembro/2002 e 0,15mg/l em outubro/2002 (Tab. 10), o que significa que NO<sub>2</sub> está dentro do permitido (1,0mg/l) para rios classe 2.

#### 4.3.11 - NITRATO

O nitrato  $\text{NO}_3$  (Fig. 15) apresentou maiores médias nos meses de novembro/2002 ( $1,35\text{mg/l} \pm 0,61$ ), fevereiro/2003 ( $1,68\text{mg/l} \pm 0,38$ ) e outubro/2003 ( $1,79\text{mg/l} \pm 0,40$ ). Os valores máximos para  $\text{NO}_3$  ocorreram em outubro/2002 ( $2,10\text{mg/l}$ ), novembro/2002 ( $2,31\text{mg/l}$ ) e outubro/2003 ( $2,56\text{mg/l}$ ) (Tab. 11). Nenhum destes valores ultrapassou os  $10\text{mg/l}$  permitidos pelo CONAMA/86 para rios classe 2. Segundo Castro (1999), a média do nível de nitrato registrada na Sub-bacia Lajeado dos Fragosos durante o período de agosto à setembro/1998 foi de  $9,79\text{mg/l} \pm 4,96$ . O nível máximo desse parâmetro registrado foi de  $23,0\text{mg/l}$ , demonstrando que a Sub-bacia apresentava problemas na qualidade da água naquele período, pois, estes valores eram bem acima do permitido para águas de classe 2.

Os nitratos e nitritos são as duas formas oxidadas do nitrogênio encontradas nas águas. Pode-se associar a idade da poluição com relação a predominância das formas reduzidas (orgânico, amoniacal), ou a forma oxidada (nitrato e nitrito) do nitrogênio. Se prevalecerem as formas reduzidas significa que o foco de poluição está próximo, e se prevalecerem as formas oxidadas, significa que as cargas de esgoto se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural de um rio, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida de peixes, sendo que algumas espécies não suportam valores acima de  $5\text{mg/l}$ , além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro para a classificação das águas e para a constituição de índices de qualidade das águas naturais (CETESB, 2004).

Independentemente de sua origem, que também pode ser mineral, os nitratos presentes na água em quantidades maiores, provocam, em crianças, o estado mórbido denominado cianose ou metemoglobinemia (Pera, 1969); o nitrato se reduz a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul e provocando a morte (CETESB, 2004).

Figura 14 - Valores de nitrito ( $\text{NO}_2$  mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

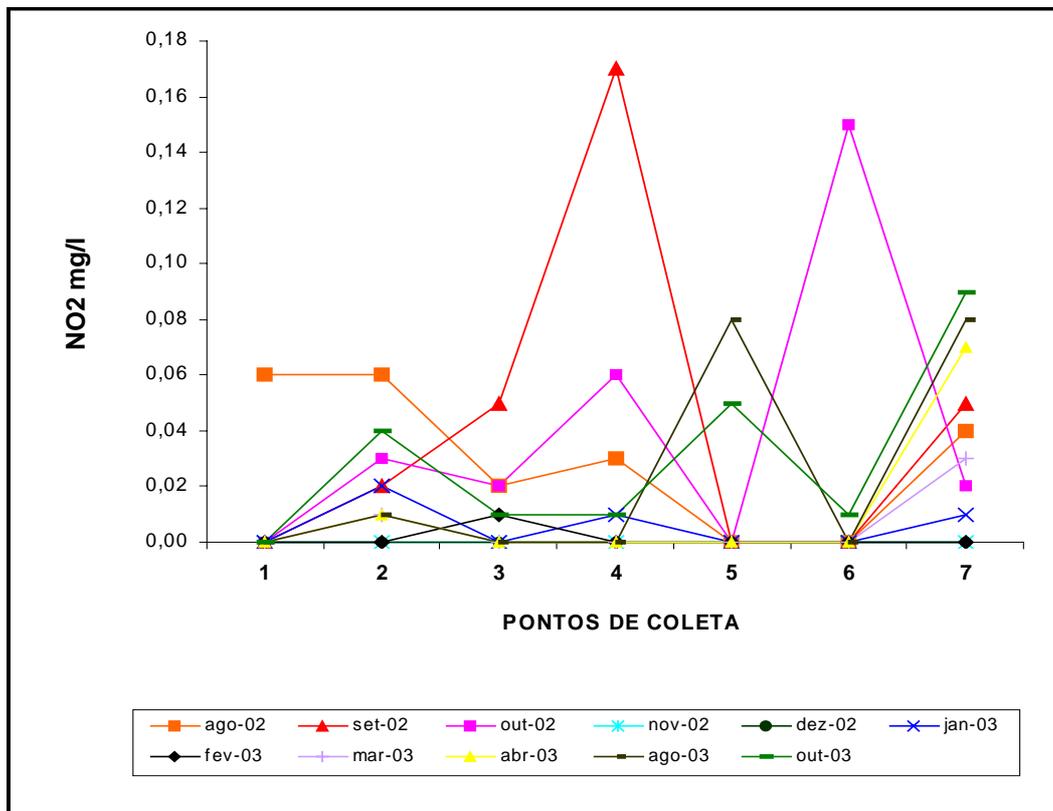


Tabela 10 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de nitrito ( $\text{NO}_2$  mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	$\text{NO}_2$ (mg/l)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	0,06	0,17	0,15	0,00	0,00	0,02	0,01	0,03	0,07	0,08	0,09
Médio	0,03	0,04	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desvio Padrão	0,03	0,06	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,03	0,04	0,03

Figura 15 - Valores de nitrato ( $\text{NO}_3$  mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

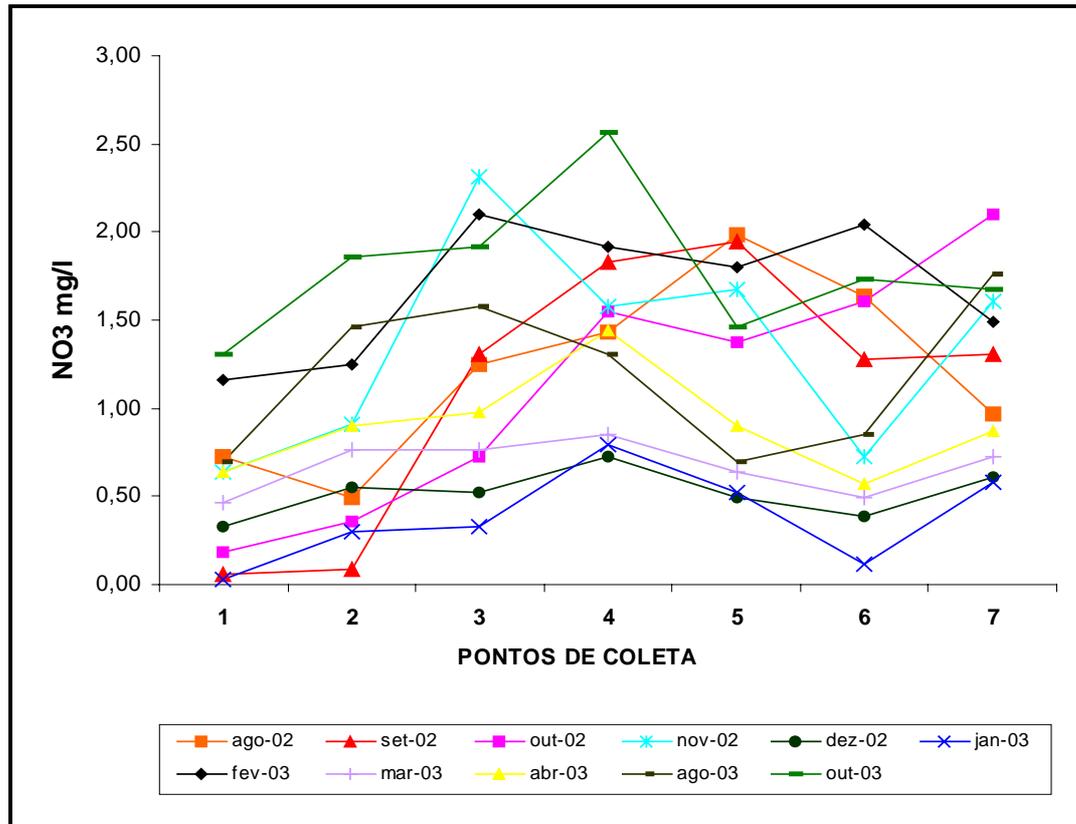


Tabela 11 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de nitrato ( $\text{NO}_3$  mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	$\text{NO}_3(\text{mg/l})$										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	1,98	1,95	2,10	2,31	0,73	0,79	2,10	0,85	1,44	1,76	2,56
Médio	1,21	1,12	1,13	1,35	0,52	0,38	1,68	0,67	0,90	1,19	1,79
Mínimo	0,49	0,06	0,18	0,64	0,33	0,03	1,16	0,46	0,57	0,70	1,31
Desvio Padrão	0,52	0,76	0,71	0,61	0,13	0,27	0,38	0,15	0,28	0,44	0,40

#### 4.3.12 - FOSFATO

O progresso industrial moderno vem incorporando os compostos fenólicos e os detergentes entre as impurezas encontradas em solução na água. Sempre decorrentes de fatores poluidores, estão constituindo problemas numa fase em que está se tornando comum o termo “re-uso” da água. Os detergentes, em mais de 75% dos casos constituídos de Alkyl benzeno sulfonatos (ABS), são praticamente indestrutíveis, e por isso, a ação dessa substância perdura em abastecimentos de água a jusante de lançamentos que os contenham (Pera, 1969).

O fósforo aparece nas águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes empregados em larga escala domesticamente, constituem a principal fonte. As áreas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas (CETESB, 2004). Em Fragosos, o  $PO_4$  (Fig. 16) apresentou o maior valor médio no mês de abril/2003 ( $0,15\text{mg/l} \pm 0,273$ ), com valor máximo igual a  $0,77\text{mg/l}$  (Tab. 12). A legislação recomenda para rios de classe 2 um máximo para  $PO_4$  de  $0,025\text{mg/l}$ , considerando este valor, somente os meses de julho/2002 e agosto/2002 apresentaram valores médios dentro do permitido, porém, com máximos de 1,6 a 3 vezes superior ao permitido em julho e agosto de 2002 respectivamente. Todos os outros meses do período 2002/2003 ficaram com valores médios de  $PO_4$  acima do permitido pela legislação. No período de agosto a setembro de 1998, Castro (1999) registrou para a mesma sub-bacia valores de  $0,10$  a  $2,50\text{mg/l}$  de  $PO_4$ . Segundo Silva (2000), existe uma entrada significativa de fosfato no sistema Lajeado dos Fragosos, apresentando durante o período de 1998/1999 valores muito além dos padrões legais. Castro em 1999, registrou níveis de amônia, nitrato e fósforo, existentes na água em vários pontos da sub-bacia acima do aceitável pela legislação. Torna-se importante a observação feita, já que a água do Lajeado dos Fragosos é utilizada pelos produtores para a dessedentação de bovinos de leite e de corte. Com isso, poderia ser estabelecido um ciclo vicioso de intoxicação para a criação

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, e sendo um macronutriente, pode ser exigido em grandes quantidades pelas células. Deve ser lembrado que os processos de tratamento de esgotos

empregados atualmente no Brasil, não são otimizados para a remoção de nutrientes e os afluentes finais tratados liberam grandes quantidades destes, que também podem dar margem à ocorrência de processos de eutrofização. O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio, é comprometida pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de algumas algas. Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de fósforo (CETESB, 2004).

Como os detergentes reduzem a tensão superficial da água, há verdadeiras catástrofes em rios, lagos e oceanos, com a morte de aves que perdem as secreções oleaginosas que cobrem suas penas permitindo-lhes flutuar na água; os detergentes removem essa secreção oleaginosa e lacunas, antes cheias de ar, são preenchidas com água, provocando o afogamento do animal. Fenômenos idênticos e muito mais freqüentes, ocorrem, porém, com os pequenos animais aquáticos. Muitos animais mantêm-se sobre a película de tensão superficial graças a seu pequeno peso, ao revestimento de pêlos, com secreções oleaginosas. Esses animais não são aquáticos, embora vivam, - as vezes obrigatoriamente - sobre a água. O desaparecimento da delgada película de tensão superficial (que para eles representa uma barreira física intransponível), faz com que se afoguem. Outros seres - vários insetos - embora vivam dentro da água, mantêm uma bolha de ar na região ventral, como reserva de oxigênio, para sua respiração, graças a existência de pêlos ou de superfície não molhável nesta região do corpo. Finalmente, muitos seres animais e vegetais acham-se protegidos do ataque de inimigos ou de parasitas por possuírem uma delgada capa de ar em torno de seu corpo, que os isola do meio. A presença dos detergentes faz desaparecer essa película protetora, tornando-os mais suscetíveis. Além da redução da capacidade da água em absorver oxigênio, parece que os detergentes têm ação sobre a membrana celular, causando perdas de enzimas. O aspecto mais alarmante da presença de detergentes na água, é o da sua resistência a ação bioquímica, o que os torna muito estáveis. Uma vez introduzidos nas águas, dificilmente serão removidos, sua concentração vai-se elevando nas águas superficiais e, até mesmo, nos depósitos freáticos (Branco, 1969a).

Figura 16 - Valores de fosfato ( $\text{PO}_4$  mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

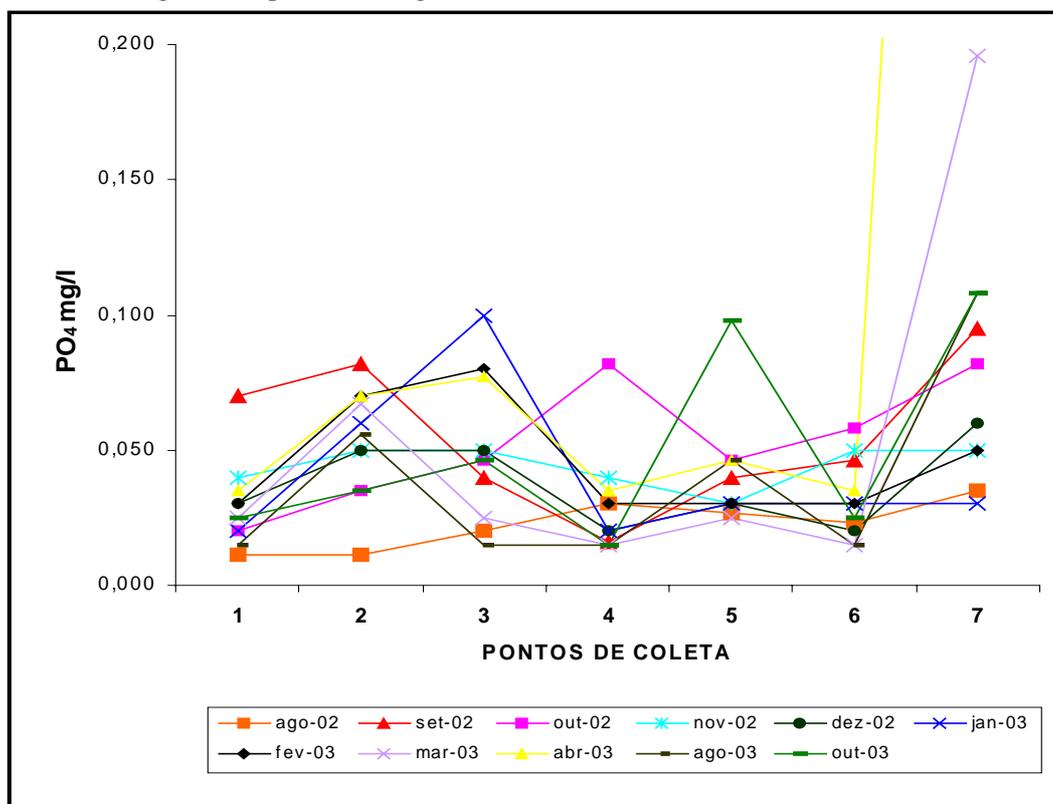


Tabela 12 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de fosfato ( $\text{PO}_4$  mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	$\text{PO}_4$ (mg/l)											
	Jul. 2002	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	0,07	0,04	0,10	0,08	0,05	0,06	0,10	0,08	0,20	0,77	0,11	0,11
Médio	0,02	0,02	0,06	0,05	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,15	0,04	0,05
Mínimo	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	0,02	0,02
Desvio Padrão	0,021	0,009	0,028	0,023	0,008	0,016	0,029	0,021	0,066	0,273	0,035	0,037

#### 4.3.13 - CONDUTIVIDADE

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura, e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, ambientes com valores superiores a  $100\mu\text{S}/\text{cm}$  indicam ambientes impactados, porém, não fornecem nenhuma indicação das quantidades relativas dos poluentes. (CETESB, 2004).

No Lajeado dos Fragosos, a condutividade (Fig. 17) apresentou médias máximas nos meses de abril/2003 ( $131\mu\text{S}/\text{cm} \pm 31$ ) e agosto/2003 ( $130\mu\text{S}/\text{cm} \pm 28$ ), e valores médios que não ultrapassaram os  $100\mu\text{S}/\text{cm}$  recomendados pela CETESB (2004), nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro de 2002. Considerando valores máximos de condutividade no período em estudo, somente o mês de setembro/2002 não ultrapassou os  $100\mu\text{S}/\text{cm}$ , apresentando picos (abril/2003 e agosto/2003) com valores 1,7 vezes superiores ao limite (Tab. 13). A turbidez da água (Fig. 8) esteve relacionada com os altos índices pluviométricos (Fig.4). Entretanto, como ocorreu redução na condutividade elétrica (Fig. 17) na água, tais resíduos podem ter origem na presença de poluentes orgânicos ao invés de nutrientes oriundos das áreas agrícolas (Leonardo, 2003).

A salinidade (conjunto de sais normalmente dissolvidos na água), formada pelos bicarbonatos, cloretos, sulfatos e em menor quantidade, pelos demais sais, pode conferir à água o sabor salino e uma propriedade laxativa (sulfatos). De um modo geral, a salinidade excessiva é mais própria das águas profundas que das águas superficiais, sendo porém, sempre influenciada pela geologia dos terrenos banhados ou lixiviados (sedimentares, cristalinos) (Pera, 1969).

Figura 17 - Valores de condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto 2002 a outubro de 2003

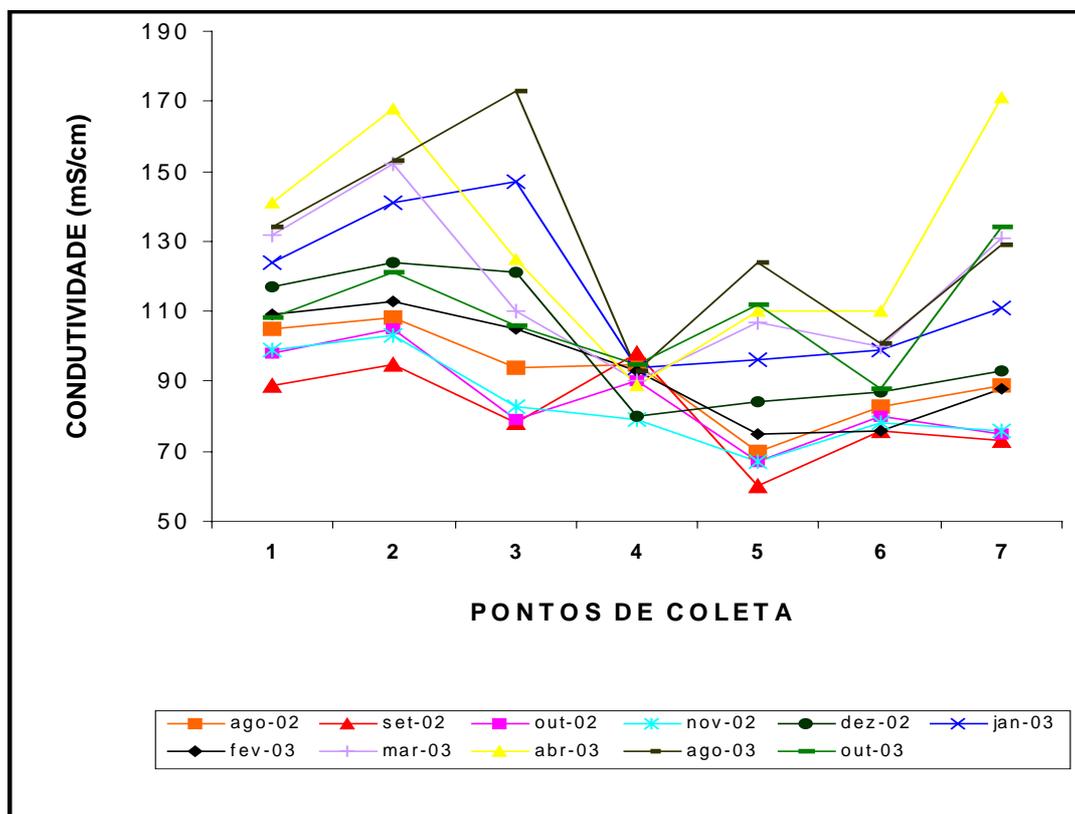


Tabela 13 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão para condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	CONDUTIVIDADE (mS/cm)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	108	98	105	103	124	147	113	152	171	173	134
Médio	92	81	85	84	101	116	94	117	131	130	109
Mínimo	70	60	67	67	80	94	75	90	89	93	88
Desvio Padrão	13	13	13	13	19	22	15	22	31	28	15

#### 4.3.14 - pH

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos de tratamento de água, o pH é uma característica muito importante em estudos de corpos d'água. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente, devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto também é muito importante, podendo em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, ou exercer efeitos sobre solubilidade de nutrientes; por exemplo o arraste de  $\text{NH}_3$  convertida a forma gasosa, se dá mediante a elevação do pH (CETESB, 2004). O pH (Fig. 18) na sub-bacia em estudo esteve dentro do que a legislação recomenda para rios classe 2, oscilando entre os valores 6 e 9 (Tab. 14).

Figura 18 - Valores de potencial hidrogeniônico (pH mg/l) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

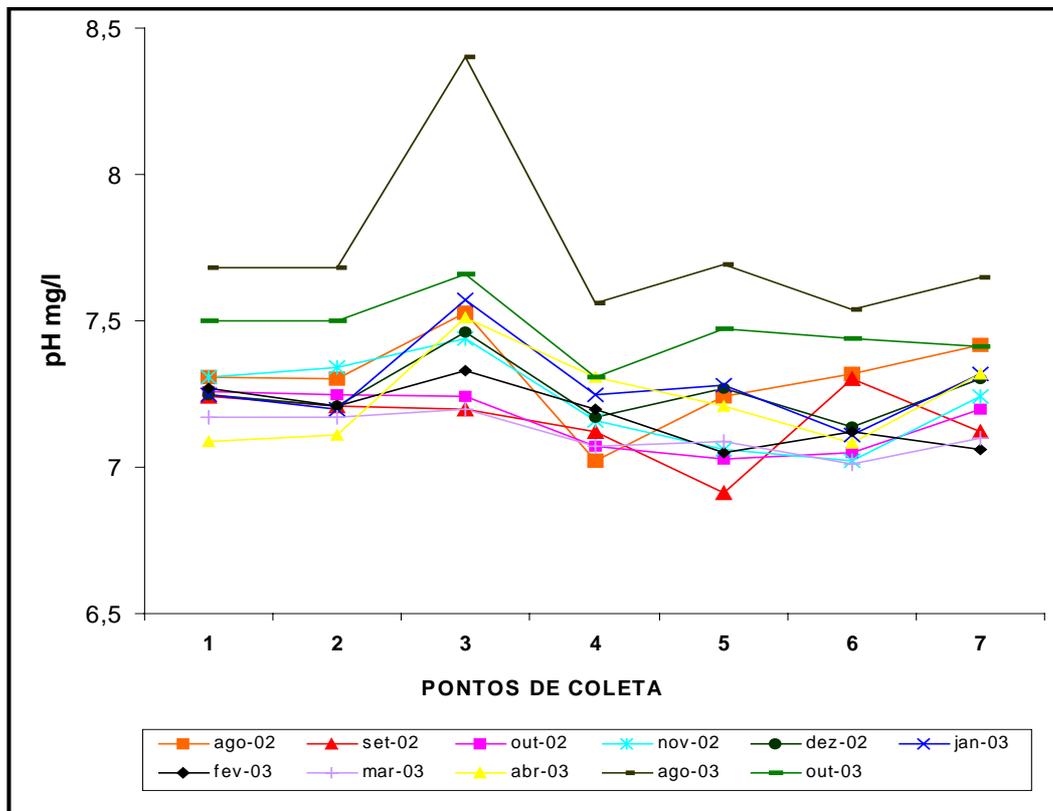


Tabela 14 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de potencial hidrogeniônico (pH mg/l), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	pH (mg/l)										
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	7,530	7,300	7,260	7,440	7,460	7,570	7,330	7,200	7,510	8,400	7,660
Médio	7,306	7,157	7,157	7,224	7,257	7,283	7,177	7,116	7,233	7,743	7,470
Mínimo	7,020	6,910	7,030	7,020	7,140	7,110	7,050	7,010	7,080	7,540	7,310
Desvio Padrão	0,158	0,126	0,103	0,153	0,105	0,143	0,105	0,067	0,158	0,296	0,106

#### 4.3.15 - COLIFORME TOTAL

Coliforme total (Fig. 19), que também foi avaliado dentro deste estudo, tem um máximo permitido pelo CONAMA/86 de 5000NMP/100ml para rios classe 2. Fragosos apresentou médias elevadas nos meses setembro/2002 (93725NMP/100ml  $\pm$  57986), outubro/2002 (149255NMP/100ml  $\pm$  79750), janeiro/2003 (133758NMP/100ml  $\pm$  59538) e outubro/2003 (139692NMP/100ml  $\pm$  71323). Os valores máximos registrados em outubro/2002, janeiro/2003 e outubro/2003, ficaram 48 vezes superiores ao que a legislação permite desde 1986 (Tab. 15).

Dentro das variáveis microbiológicas, as bactérias do grupo coliforme são consideradas como principais indicadoras de contaminação fecal. Coliforme fecal é um bom indicador, porque estas bactérias são restritas ao intestino de animais de sangue quente, indicando a possibilidade da existência de microorganismos patogênicos responsáveis pela ocorrência de doenças de veiculação hídrica (Anexo I-C). Segundo CONAMA/86, rios classe 2 devem ter 1.000NMP/100ml. Fragosos, no período 2002/2003, apresentou o valor médio máximo de coliforme fecal (Fig. 20 no mês de outubro/2003 (5966NMP/100ml  $\pm$  3396), sendo este valor 6 vezes maior que o permitido pela legislação. Somente o mês de dezembro/2002 teve sua média dentro do permitido; porém, com pico 2 vezes maior que o recomendado (Tab. 16). Considerando o destino das águas na classe 2 estabelecida para o Lajeado dos Fragosos, no que se refere à recreação e à irrigação de alimentos de consumo *in natura*, torna-se mais uma vez preocupante a presença dessa contaminação fecal, pela possibilidade de veiculação de outros patógenos não pesquisados, mas possíveis de estarem presentes. Apenas quando a precipitação permaneceu em níveis baixos, o Lajeado dos Fragosos atingiu níveis aceitáveis de qualidade da água em relação a coliformes fecais. Esse fato comprova que as chuvas funcionam como contribuição para o aumento da contaminação do Lajeado, através da lixiviação dos resíduos das encostas e, até, pelo comportamento dos produtores que valem-se da chuva, como momento de descartar o excesso dos depósitos de esterco (esterqueiras) (Castro, 1999).

Os microorganismos patogênicos responsáveis pelas doenças de veiculação hídrica, atingem a água com as excretas de pessoas ou de animais infectados. Em geral, os microorganismos normalmente presentes na água podem: ter seu "habitat" normal

nas águas de superfície; ter sido carregados pelas águas de enxurradas; provir de esgotos domésticos e outros resíduos orgânicos, que atingiram a água por diversos meios. Os microorganismos patogênicos não são de fácil identificação em laboratório. Utiliza-se assim, os microorganismos do grupo coli-aerogenes, habitantes normais dos intestinos dos animais superiores, e que são de fácil identificação; sua presença indica provável existência de excretas, e portanto, possibilidade de ocorrência de organismos patogênicos de origem intestinal. Empregamos assim o chamado “índice coli” para determinar o grau de contaminação da água. A presença de coliformes nem sempre indica a obrigatoriedade de existência de agentes patogênicos, e portanto, de ocorrência de doenças. A presença de coliformes em determinadas concentrações, deve ser encarada como um sinal de alerta, indicando a possibilidade de haver uma poluição e/ou contaminação fecal, principalmente, quando ocorrem variações bruscas do número de coliformes numa determinada água (Oliveira, 1969).

As águas de superfície, classicamente descritas como puras, e as de riachos de montanhas, que atravessam zonas desabitadas, realmente podem ser de pureza bacteriológica geral muito grande apresentando número de bactérias relativamente muito pequeno (Christovão, 1969). Mas sempre vamos encontrar, pelo menos, cerca de 10 bactérias/ml. Assim, quanto aos pequenos cursos d'água de zonas desabitadas, de águas límpidas, podemos esperar de 10 a 20 bactérias/ml. Em rios não poluídos, em geral, o número é maior, podendo ser encontradas 100 ou até mesmo 500 bactérias/ml e, ocasionalmente mais. Em rios poluídos, evidentemente, o número dependerá do grau de intensidade da poluição, que poderá ser proveniente do solo ou de esgotos. A poluição originária do solo, chega às águas principalmente através das enxurradas e assim, aumenta extraordinariamente na época das chuvas. Os esgotos domiciliares, evidentemente, acarretarão números consideráveis de bactérias. Se tomarmos a água de um rio no ponto em que recebe os esgotos de uma grande cidade, poderemos encontrar números muito elevados, mas que raramente ultrapassarão cerca de 3.000.000/ml.

A relação entre chuva e número de bactérias das águas evidentemente alcança a sua importância maior nas águas de superfície. Nestas, sempre vamos encontrar bactérias; a maioria das que se encontram, isto é, das que se consegue isolar e revelar através dos processos bacteriológicos comuns, são na realidade, bactérias originárias do solo, trazidas principalmente pelas correntes formadas pelas chuvas. De maneira que as

enxurradas, principalmente aquelas formadas pelas primeiras chuvas fortes, podem carrear números enormes de bactérias do solo a um curso d'água qualquer. Muitas destas bactérias poderão morrer mais ou menos rapidamente, mas muitas outras têm capacidade de sobrevivência muito grande, ou até mesmo são capazes de multiplicar-se na água (Christovão, 1969).

Figura 19 - Valores de coliforme total (nmp/100ml) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

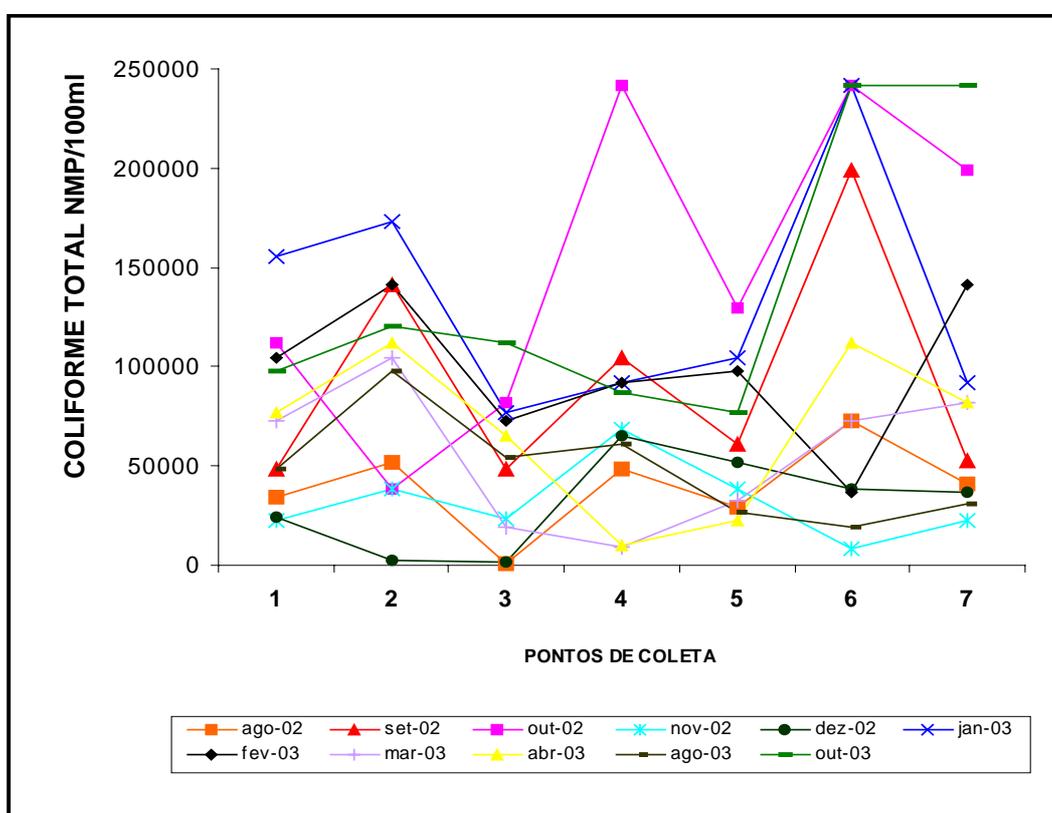


Tabela 15 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de coliforme total (nmp/100ml), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

<b>COLIFORME TOTAL (NMP/100ml)</b>											
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	72700	198628	241920	68670	64880	241917	141360	104624	111985	98040	241920
Médio	39873	93725	149255	31860	31396	133758	98101	56093	68623	48551	139692
Mínimo	1220	48840	38730	8010	1450	77010	36540	9090	10390	19040	77010
Desvio Padrão	22133	57986	79750	19395	23847	59538	37095	35761	39865	26765	71323

Figura 20 - Valores de coliforme fecal (nmp/100ml) amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

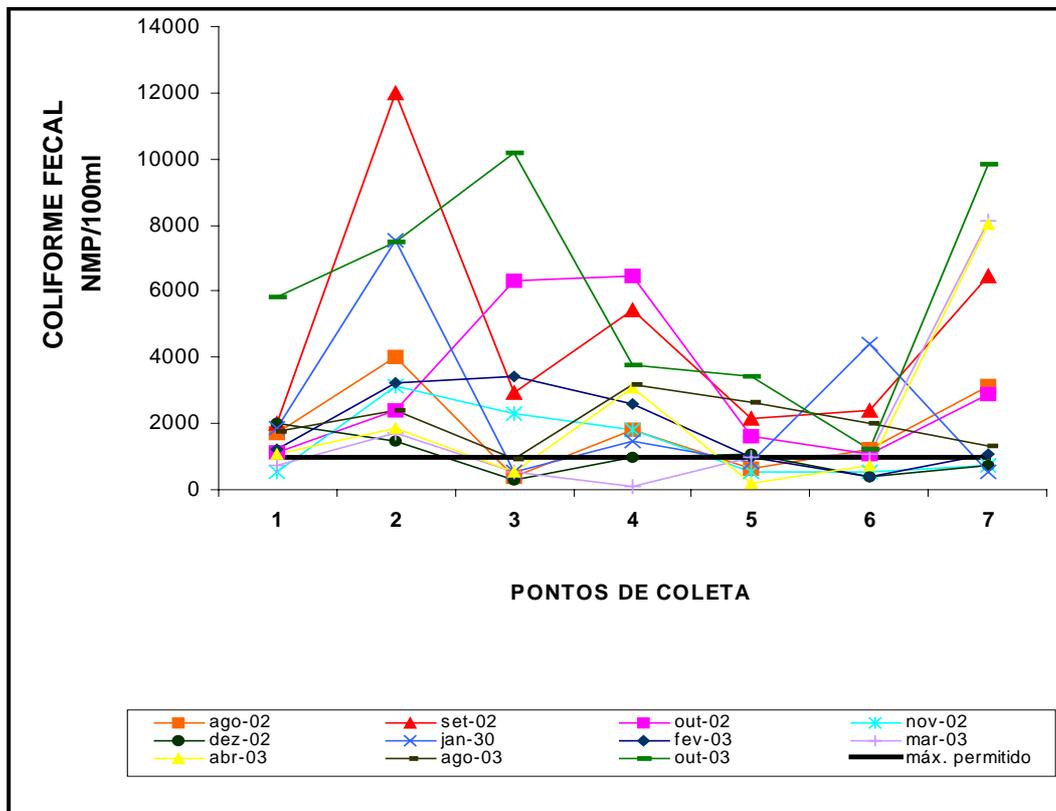


Tabela 16 - Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão de coliforme fecal (nmp/100ml), no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

COLIFORME FECAL (NMP/100ml)											
	Ago. 2002	Set. 2002	Out. 2002	Nov. 2002	Dez. 2002	Jan. 2003	Fev. 2003	Mar. 2003	Abr. 2003	Ago. 2003	Out. 2003
Máximo	4020	12010	6480	3130	1990	7540	3410	8130	8010	3160	10190
Médio	1850	4774	3126	1367	990	2454	1846	1896	2216	2027	5966
Mínimo	410	2010	1070	520	310	520	410	100	200	940	1200
Desvio Padrão	1312	3629	2327	1061	591	2620	1204	2795	2735	769	3395

#### 4.4 - MACROINVERTEBRADOS

Dentro das variáveis hidrobiológicas empregadas, está a comunidade de macroinvertebrados que confere caráter ecológico à rede de monitoramento, subsidiando decisões relacionadas à preservação da vida aquática e do ecossistema como um todo. Esta comunidade corresponde ao conjunto de organismos que vive todo, ou parte de seu ciclo de vida, no substrato do ambiente aquático. Os macroinvertebrados que compõem essa comunidade, têm sido sistematicamente utilizados em redes de monitoramento de vários países, porque ocorrem em todo tipo de ecossistema aquático, exibem ampla variedade de tolerância a vários tipos e graus de poluição, têm baixa motilidade e estão continuamente sujeitos às alterações de qualidade do ambiente aquático, inserindo o componente temporal ao diagnóstico; como monitores contínuos, possibilitam a avaliação a longo prazo dos efeitos de descargas regulares, intermitentes e difusas, de concentrações variáveis de poluentes, de poluição simples ou múltipla e de efeitos sinérgicos e antagônicos. As comunidades da zona sublitoral, sensíveis a degradação recente da coluna d'água e as da zona profunda, contam a história da degradação do local, associadas a contaminantes acumulados no sedimento (CETESB, 2004)

Hidrologicamente, o rio é um sistema aberto, com um fluxo contínuo da fonte à foz, sendo que este vetor influi fortemente na composição das comunidades, as quais apresentam adaptações que as tornam capazes de evitar a deriva em direção à foz. Os fatores principais do clima então, definem as condições hidrológicas e ecológicas de um rio e, um segundo grupo, representa as condições geomorfológicas, geológicas, e fito-sociológicas. Da geomorfologia depende, diretamente, a dinâmica do rio; da geologia depende o efeito da força da água, modificando o próprio leito do rio por erosão ou acumulação; do solo depende o intercâmbio hídrico e químico das águas subterrâneas, do lençol freático e da água do solo com o rio. A cobertura vegetal que, em conjunto com o relevo, influi na forma de escoamento superficial e subterrâneo, define o comportamento do rio após as precipitações. As inter-relações mencionadas, não nos fornecem, contudo, uma idéia de toda a complexidade que na realidade ocorre, pois o rio representa o resultado dos fatores da paisagem, constituindo-se o meio do "excreção" das condições que o circundam. Importância funcional maior apresentam as

comunidades bentônicas, que ocupam, a partir da região de assimilação, toda a parte do leito, com grande variedade em função da morfologia e dos processos de acumulação e erosão. Os processos de decomposição de matéria orgânica através de teias alimentares no sedimento, iniciam-se no Bentol, promovido pelas comunidades de animais e microorganismos, no lodo, tendo um ponto culminante na região inferior do curso do rio (Schäfer, 1985).

#### **4.5 - ÍNDICES BIOLÓGICOS**

Na Sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos foram coletados, no período 2002/2003, um total de 5946 espécimens de macroinvertebrados (Fig. 21) com a finalidade de complementar os dados físico-químicos analisados anteriormente.

Para avaliar a qualidade da água da Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, calcularam-se 3 índices: BMWP' (Biological Monitoring Working Party Score); IBF (Índice Biótico de Famílias) e o Índice de Diversidade de Shannon - Wiener. As Figuras: 22, 23, 24, 25, 26 e 27, mostram a classificação da água em cada ponto de coleta no período 2002/2003 baseado nos índices mencionados; com seus respectivos valores e a classificação do corpo d'água que cada um deles representa em termos de diversidade, gradiente de poluição e classificação do corpo d'água em classes.

Continua

Figura 21- Composição faunística e número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

Filo Arthropoda	Classe	Ordem	Família	Gênero	Hábito alimentar	Riqueza
Subfilo Uniramia						
	Insecta	Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	Predador	172
		Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	Raspador	143
			Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	Coletor- Filtrador	43
			Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	Raspador	*1
			Odontoceridae	<i>Marilia</i>	Raspador	*5
			Limnephilidae	-	Retalhador, Raspador, Coletor	55
			Leptoceridae	-	Coletor, Raspador, Predador	9
			Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	Coletor- Filtrador	536
			Brachycentridae	-	Retalhador Coletor- Filtrador	*1
			Policentropodidae	-	Coletor- Filtrador Predador	12
			Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	Raspador, Retalhador, Coletor	66
		Ephemeroptera	Baetidae	morfo1 (148) morfo2 (71)	Coletor, Raspador	219
			Siphonuridae	-	Coletor	*1
			Leptophlebiidae	<i>Traulodes (a)</i> (121) <i>Paraleptophlebia (b)</i> (55) <i>Traverella (c)</i> (93)	Coletor	269
			Tricorythidae	<i>Tricorythodes</i>	Escavador	232
			Caenidae	<i>Caenis</i>	Coletor	24
			Ephemerillidae	-	Coletor, Raspador	*1
		Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	Predador	162
			Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	Predador	50
			Libellulidae	<i>Elga</i>	Predador	75
			Lestidae	-	Predador	*1
			Gomphidae	<i>Cacoides</i>	Predador	51
		Megaloptera	Corydalidae	<i>Coridalus</i>	Predador	77
		Lepidoptera	Geometridae	-	-	*1
			Pyralidae	<i>Parargyractis</i>	-	20
		Coleoptera	Carabidae	morfo3 (3) morfo4 (34)	Predador	37
			Elmidae	morfo5 (156) morfo6 (4)	Raspador, Coletor	160
			Limnichidae	-	-	*3
			Psephenidae	<i>Psephenus</i>	Raspador	82
			Haliplidae	-	Retalhador	*2
			Curculionidae	-	Retalhador	*1
			Staphylinidae	-	-	8
			Hydrophilidae	-	Predador, Detritívoro	29
			Dytiscidae	-	Predador	*4

Continuação

Figura 21- Composição faunística e número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	Classe	Ordem	Família	Gênero	Hábito alimentar	Riqueza
			Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	Predador	*2
			Elateridae	-	-	*1
		Diptera	Chironomidae	Subfamília Tanipodinae Tribu Tanypodini Subfamília Chironominae Tribu Chironomini Tribu Tanytarsini	Predador, Coletor, Retalhador, Raspador, Coletor- Filtrador	1.796
			Ephydriidae	-	Retalhador	*2
			Empididae	-	Predador	*3
			Psychodidae	<i>Maruina</i>	-	*4
			Simuliidae	-	Coletor- Filtrador	332
			Tabanidae	<i>Tabamus</i>	Coletor, Predador	*1
			Athericidae	-	-	*1
			Tipulidae	<i>Tipula</i>	Coletor, Predador, Retalhador	*5
			Ceratopogonidae	-	Predador	11
		Hemiptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	Predador	*5
			Gelastocoridae	-	Predador	*1
			Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	Predador	29
			Gerridae	-	Predador	*4
			Naucoridae	-	Predador	15
			Notonectidae	-	Predador	*1
			Hydrometridae	-	Escavadores, Necrófagos	*3
		Oorthoptera	Blatidae	-	Coletor	26
	-	Collembola	Isotomidae	-	Coletor	10
Subfilo Chelicerata						
	Arachnida	Acarifome	-	-	Predador	7
Filo Crustacea						
	Malacostraca	Isopoda	-	-	Coletor	247
		Anphipoda	-	-	Coletor	*4
		Decapoda	-	-	Coletor	26
	Copepoda	Eucopepoda	Cyclopoida	<i>Cyclops</i>	Coletor	*2
Filo Mollusca						
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	<i>Corbicula?</i>	Coletor, Filtrador	55
	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	<i>Ancylus</i>	Raspador, Filtrador	14
		Limnophila	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>	Raspador, Filtrador	110
Filo Annelida						
	Oligochaeta	-	-	-	Coletor	357
	Hirudinae	Rhynchobdellidae	Glossiphoniidae?	-	Predador	71
Filo Platyelminthes						
	Turbelaria	Tricladida morfo7	-	-	Predador	*4

Conclusão

Figura 21- Composição faunística e número de indivíduos dos táxons de macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	Classe	Ordem	Família	Gênero	Hábito alimentar	Riqueza
		Tricladida morfo8	Planariidae?	-	Predador	231
Filo Nemathelminthes						
	Aschelminthes	Nematoda	-	-	-	14
Nº total de espécimes amostrados						5946

(\* )TÁXONS CONSIDERADOS COMO RAROS

Para o índice BMWP', no Inverno de 2002 (Fig. 22), o Lajeado dos Fragosos apresentou todos os pontos de coleta com a qualidade da água muito crítica, significando que as águas estavam fortemente poluídas e o sistema fortemente alterado, sendo classificado como classe 5 (Anexo I-D). O índice IBF, durante o inverno de 2002, identificou 7% dos pontos com qualidade da água muito baixa e poluição orgânica severa (rio classe 7); 43% estavam com a qualidade baixa (classe 6) e 50% dos pontos foram classificados com a qualidade relativamente baixa (classe 4). Devemos ressaltar que este índice considera táxons que não estão presentes na avaliação feita pelo BMWP', dando uma amplitude maior ao tratamento dos dados coletados. Para o índice de diversidade, que considera todos os táxons coletados, 86% dos pontos foram classificados com um gradiente de poluição severa e diversidade muito baixa (Fig. 32), e 14,3% apresentaram baixa diversidade e "muita poluição" durante o inverno de 2002. Para estes dois últimos índices, somente o ponto 5 apresentou a qualidade da água degradada; porém, melhor que os demais pontos, durante o inverno de 2002.

Durante a primavera de 2003 (Fig. 23 e 24), 52% dos pontos continuaram sendo classificados pelo BMWP' como muito críticos, 38% passaram a ser Críticos com muita poluição, porém, classe 4, demonstrando pequena melhoria da qualidade da água, e 9,5% foram classificados como pontos com qualidade Duvidosa classe 3. Para o IBF, 5% dos pontos apresentaram um gradiente de poluição severa, 19% com qualidade da água baixa, 14,3% relativamente baixa, 33,3% regular (classe 4) e 19% foram classificadas como água boa com pouca poluição (classe 3). Os pontos 4 e 5 foram os que apresentaram melhor qualidade da água, se considerarmos a avaliação dos três índices na estação.

O verão de 2003 apresentou, para o índice BMWP', o ponto 6 com qualidade da água muito crítica, 43% dos pontos como críticos e 43% que não pontuaram devido ao baixo número de táxons coletados. Segundo o IBF, o ponto 5 apresentou qualidade regular do corpo d'água; 43% dos pontos apresentaram boa qualidade da água e somente o ponto 4 como muito boa, o que enquadraria este afluente dentro da classe 2 à qual pertence o Lajeado dos Fragosos. Este aumento populacional sincronizado de animais com diferentes estratégias de vida, pode ser entendido como uma adaptação da comunidade às perturbações recorrentes (Pagliosa *et al.*, 2001). Os pontos 2 e 7 (28,6%) não foram avaliados, devido ao baixo número de táxons coletados nestes pontos.

Durante esta estação (verão), o índice de diversidade classificou os pontos 1, 3 e 4 (43%) que fazem parte do terço superior da sub-bacia, como pontos de baixa diversidade; já os pontos 5, 6 e 7 (43%) que representam a região ritral e potamal, apresentaram muito baixa diversidade; somente o ponto 2 não teve pontuação neste índice devido ao baixo número de táxons coletados neste ponto. No verão, o terço superior da Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, apresentou melhor qualidade da água do que a porção média e inferior. Apesar dessa pequena melhoria, o rio continuou sofrendo impactos fortes de poluição severa e muita poluição avaliados pelo índice de diversidade que abrange macroinvertebrados coletados na calha do rio, nas margens e na terra.

Fevereiro foi o mês onde a precipitação alcançou 195,43mm (Fig.4), o que pode ter afetado o sedimento e alterado a composição da comunidade bentônica, pois, a maior parte do material coletado constituiu-se de restos de animais, conchas e casulos vazios. O principal fator que determina a mudança temporal na composição e densidade de zoobentos é o pulso de inundação. Embora o efeito da diluição seja relevante, parte dessa variação temporal relaciona-se à sazonalidade na reprodução, que é distinta entre as várias espécies (Takeda *et al.*, 2004). Os pulsos nos sistemas aquáticos naturais e artificiais, funcionam em grande parte, impulsionados por flutuações de curta ou longa duração que têm impacto na organização das comunidades, nos ciclos biogeoquímicos e na sucessão temporal e espacial. Neste caso, o pulso foi de origem natural (Tundisi *et al.*, 1969a). Impactos de pulso agudos causam respostas rápidas e em um curto intervalo de tempo. Impactos de pressão são crônicos e se mantêm durante um longo tempo. Pode-se ainda diferenciar perturbações que combinem os dois tipos, causando variações curtas mas continuadas por um longo período de tempo. Esta classificação categórica as vezes, pode não ser exata, pois a detecção de seus efeitos depende das escalas temporais e da história de vida dos organismos (Pagliosa *et al.*, 2001).

Para o IBF, a qualidade da água, que era baixa com muita poluição em 2002, melhorou na coleta de verão - qualidade boa - (fevereiro/2003), permanecendo com a qualidade relativamente baixa nas coletas de 2003, com alguns pontos (6 e 7) retornando a qualidade baixa. Segundo Fesl (2002), a estrutura da comunidade é fortemente influenciada pelas mudanças na estabilidade do habitat, resultando em alta

rotatividade de espécies, grande agregação, baixa coincidência de recursos e diminuição na riqueza das espécies durante tempos de grande descarga.

O índice de Diversidade Shannon -Wiener, mostrou valores que ficaram sempre no intervalo que demonstra muito baixa e baixa diversidade, o que representa uma poluição severa e muita poluição, respectivamente. Nas coletas de verão/2003 (fevereiro e março Figuras: 24 e 25) obteve-se os melhores índices de diversidade permanecendo no intervalo de muita poluição e baixa diversidade. Os índices de diversidade não avaliam através da comparação de ocorrência de determinadas espécies em distintos habitats, mas unicamente, pelo grau de heterogeneidade de comunidades em consequência da diversificação das condições ambientais. A aplicação do índice de diversidade está baseada na hipótese de que os poluentes orgânicos empobrecem o meio pela predominância de poucos fatores, causando uma homogeneização das comunidades pelo favorecimento de algumas espécies melhor adaptadas ou mais resistentes às condições criadas pela poluição. Quando uma espécie ocorre em grandes massas, sua capacidade de regulação predomina, enquanto que as informações das espécies dominadas se projetam pouco ou nada, dependendo do papel hierárquico. Um sistema deste tipo é mais sensível durante perturbações extremas do que um sistema com estruturação diferenciada de abundância (Schäfer, 1985).

No outono/2003 (Figuras 25 e 26, a qualidade da água de Fragosos, para o índice BMWP', apresentou 19% dos pontos classificados em estado muito crítico, 28,5% em estado crítico, 47,6% em estado duvidoso - classe 3 - e somente o ponto 4 na coleta de março/2003 (4,7%) foi avaliado com o corpo d'água de qualidade aceitável, sendo classificado como classe 2, onde são evidentes efeitos moderados de poluição. Para o IBF, no outono/2003, 5% dos pontos (ponto 1 em maio/2003) apresentaram qualidade baixa do corpo d'água, 19% relativamente baixa, 57% regular, 9,5% boa, 5% muito boa (ponto 5 em abril/2003), e 5% dos pontos foram classificados com qualidade da água excelente (ponto 6 em março/2003). Para o índice de diversidade, 62% dos pontos de coleta apresentaram muito baixa diversidade com severa poluição e 38% com baixa diversidade e muita poluição. No outono, os pontos que apresentaram melhor qualidade da água foram: 4, 5 e 6 em março, 5 em abril e 3 em maio de 2003. Somente o ponto 6, para o índice IBF, apresentou qualidade da água excelente (classe 1) em março de 2003, mas para os demais índices sua classificação não seguiu o mesmo padrão.

Durante o Inverno de 2003, para o Índice BMWP', somente 7,1% (Figuras 26 e 27), foram classificados como muito críticos, 21,4% crítico e 71,4% dos pontos chegaram a uma classificação duvidosa da qualidade da água. Para o IBF, 14,3% dos pontos de coleta foram classificados com baixa qualidade da água, 43% apresentaram qualidade relativamente baixa e 43% regular. O Índice de diversidade classificou 86% dos pontos com diversidade muito baixa e poluição severa, e 14,3% baixa com muita poluição. O rio ficou neste período entre classes 4, 5 e 6.

Na primavera de 2003, o ponto 6 foi o único a apresentar qualidade muito crítica da água para o Índice BMWP', 20,5% estavam críticos, 14,2% duvidosos (ponto 1) e 42,8% foram classificados dentro do intervalo de qualidade de água aceitável (classe 2). Para o IBF, 14,3% apresentou qualidade baixa (ponto 5), 43% qualidade relativamente baixa, e 43% qualidade regular. Para o índice de diversidade, 57% dos pontos apresentaram poluição severa e muito baixa diversidade e 43% muita poluição com baixa diversidade. Nesta estação, o terço superior voltou a apresentar melhorias da qualidade da água para todos os índices. O mesmo não aconteceu para a porção média e inferior da sub-bacia. Segundo Linke *et al.*(1999), um olhar especial na natureza das mudanças estruturais dentro da comunidade entre estações do ano, evidencia se as atividades humanas causaram ou não impacto nos pontos de coleta.

Figura 22 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 15/08/2002							Pontos de Coleta – 18/09/2002						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	11	4	4
Qualidade da Água	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica
ÍNDICE IBF	7,31	6,00	6,24	6,40	6,93	6,56	5,86	6,67	7,05	6,20	6,38	6,75	6,80	6,27
Qualidade da Água	Muito baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Baixa	Baixa	Relativa mente baixa	Baixa	Baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Baixa	Baixa	Relativa mente baixa
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,76	0,57	0,71	0,53	1,06	0,64	0,40	0,53	0,79	0,55	0,79	1,06	0,46	0,52
Qualidade da Água	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

**AValiação da Qualidade da Água Através do Índice de Diversidade Shannon - Wiener**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AValiação da Qualidade da Água Através do Índice Biótico de Famílias - IBF - (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Figura 23 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 23/10/2002							Pontos de Coleta – 20/11/2002						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	11	13	7	2	20	2	15	28	7	37	32	15	20	2
Qualidade da Água	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Muito crítica	Crítica	Muito crítica	Muito crítica	Crítica	Muito crítica	Duvidosa	Crítica	Muito crítica	Crítica	Muito crítica
ÍNDICE IBF	6,57	5,13	6,79	6,94	5,54	7,00	5,15	5,38	5,53	4,34	4,96	6,00	5,59	7,59
Qualidade da Água	Baixa	Regular	Baixa	Baixa	Regular	Baixa	Regular	Regular	Regular	Boa	Boa	Relativamente baixa	Regular	Muito baixa
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,87	0,82	0,60	0,56	1,27	0,37	0,94	0,99	0,58	0,87	1,10	0,56	0,81	0,39
Qualidade da Água	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS - IBF – (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Figura 24 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 17/12/2002							Pontos de Coleta – 27/02/2003						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	39	12	30	27	15	28	29	31	-	26	35	-	7	-
Qualidade da Água	Duvidosa	Muito crítica	Crítica	Crítica	Muito crítica	Crítica	Crítica	Crítica		Crítica	Crítica		Muito crítica	
ÍNDICE IBF	4,90	5,49	4,02	5,68	5,76	5,97	4,97	4,59	-	4,51	4,21	5,20	4,71	-
Qualidade da Água	Boa	Regular	Muito boa	Regular	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Boa	Boa	-	Boa	Muito boa	Regular	Boa	-
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,67	0,56	0,60	1,16	0,37	0,83	0,46	1,56	-	1,58	1,33	0,29	0,57	0,13
Qualidade da Água	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	-	Baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP\* (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

(-) Número de espécimens coletados insuficientes para a aplicação dos índices

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS - IBF - (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Figura 25 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 20/03/2003							Pontos de Coleta – 29/04/2003						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	7	8	41	87	40	22	31	10	34	49	37	48	37	29
Qualidade da Água	Muito crítica	Muito crítica	Duvidosa	Aceitável	Duvidosa	Crítica	Crítica	Muito crítica	Crítica	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Crítica
ÍNDICE IBF	5,53	5,50	5,85	5,26	5,11	3,71	5,17	5,65	5,27	5,03	4,98	4,30	5,09	6,45
Qualidade da Água	Regular	Regular	Relativa mente baixa	Regular	Regular	Excelente	Regular	Regular	Regular	Regular	Boa	Muito boa	Regular	Relativa mente baixa
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,33	0,08	1,05	1,90	1,23	0,44	0,56	0,33	0,99	0,85	0,63	1,20	0,44	1,23
Qualidade da Água	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS - IBF – (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Figura 26 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 30/05/2003							Pontos de Coleta – 01/07/2003						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	23	36	49	55	9	38	19	51	36	45	50	39	32	35
Qualidade da Água	Crítica	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Muito crítica	Duvidosa	Crítica	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Crítica	Crítica
ÍNDICE IBF	6,80	5,20	4,53	5,82	5,24	5,67	6,04	6,05	5,98	6,38	6,05	6,05	5,49	7,18
Qualidade da Água	Baixa	Regular	Boa	Relativa mente baixa	Regular	Regular	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Relativa mente baixa	Regular	Baixa
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,62	1,27	1,05	1,11	0,75	0,58	0,56	0,70	0,72	1,08	0,83	0,73	0,51	0,93
Qualidade da Água	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DO ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS - IBF – (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Figura 27 - Avaliação da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, nos meses de agosto e setembro de 2002, segundo o índice BMWP', índice IBF e índice SHANNON-WIENER, utilizando macroinvertebrados como bioindicadores

	Pontos de Coleta – 09/09/2003							Pontos de Coleta – 23/10/2003						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
ÍNDICE BMWP	52	59	56	49	48	26	11	39	70	70	63	20	8	17
Qualidade da Água	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Duvidosa	Crítica	Muito crítica	Duvidosa	Aceitável	Aceitável	Aceitável	Crítica	Muito crítica	Crítica
ÍNDICE IBF	6,42	5,67	5,12	5,50	5,67	7,09	5,12	5,44	6,49	5,54	5,88	6,77	5,67	6,20
Qualidade da Água	Relativa mente baixa	Regular	Regular	Regular	Regular	Baixa	Regular	Regular	Relativa mente baixa	Regular	Relativa mente baixa	Baixa	Regular	Relativa mente baixa
ÍNDICE SHANNON-WIENER	0,87	1,25	0,77	0,82	0,86	0,71	0,54	0,76	1,47	1,09	1,11	0,47	0,18	0,49
Qualidade da Água	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa

\*ÍNDICE BMWP: Cada família de Macroinvertebrados Bentônicos, segundo o índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), apresentam uma pontuação que oscila de 10 a 1, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância às contaminações, sendo a qualidade da água avaliada através de cores

\*ÍNDICE IBF: Avalia a qualidade da água utilizando um Índice Biótico de Família (HILSENHOFF, 1988)

\*ÍNDICE SHANNON-WIENER: Considera a diversidade biológica

**AValiação da Qualidade da Água ATRAVÉS DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER**

DIVERSIDADE	GRADIENTE DE POLUIÇÃO
>3,0 = Alta	Água Limpa
3,0 – 2,0 = Média	Pouca Poluição
2,0 1,0 = Baixa	Muita Poluição
<1,0 = Muito Baixa	Poluição Severa

**AValiação da Qualidade da Água ATRAVÉS DO ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS - IBF – (Hilsenhoff, 1988)**

CLASSES DE QUALIDADE	ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIAS	QUALIDADE DA ÁGUA	GRADIENTE DE POLUIÇÃO ORGÂNICA
I	0,00 – 3,75	Excelente	Nenhuma poluição orgânica
II	3,76 – 4,25	Muito boa	Possível ocorrência de poluição orgânica
III	4,26 – 5,00	Boa	Pouca poluição orgânica
IV	5,01 – 5,75	Regular	Provável poluição
V	5,76 – 6,50	Relativamente baixa	Poluição considerável
VI	6,51 – 7,25	Baixa	Muita poluição
VII	7,26 – 10,00	Muito baixa	Poluição orgânica severa

Para uma melhor visualização das mudanças da qualidade da água em cada ponto de coleta no período de 2002/2003, as figuras: 28, 29 e 30 representam os valores de cada índice.

Nenhum dos três índices chegaram a valores de excelente qualidade da água, porém, a qualidade da água oscilou muito em cada ponto de coleta ao longo do tempo, alcançando valores correspondentes a classe 2 à qual pertence a Sub-bacia do Fragosos.

Na Figura 28 observou-se que, a qualidade da água em 2003 foi melhor que em 2002 passando de muito crítica (águas fortemente poluídas) para crítica (águas muito poluídas) e duvidosa (águas poluídas). O pico de qualidade aceitável (classe 2) foi registrado no ponto 4 da sub-bacia na coleta de março/2003, e nos pontos 2, 3 e 4 na coleta de outubro de 2003. Analisando-se estas coletas observou-se que o ponto 4 apresentou uma riqueza de 146 espécimens, onde foram identificadas famílias que são indicadoras de boa qualidade da água como: Calopterygidae, Glossosomatidae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Perlidae, e Philopotamidae. Março/2003 foi um mês de pouca precipitação e vazão, segundo Boulton (2003), a seca mostra suas influências nos grupos de macroinvertebrados em vários ambientes aquáticos, via alterações hidrológicas, cujos efeitos dependem de um contexto espacial e temporal. Baixa vazão aumenta o silte, muda a composição da vegetação aquática, altera a forma do canal e afeta a química da água. A medida que a seca aumenta, os níveis d'água recuados transcendem o limiar entre os habitats críticos, criando novas condições do ambiente para os macroinvertebrados aquáticos. Estas transições e as mudanças resultantes na composição dos grupos de macroinvertebrados, são mais marcadas quando a vazão pára e quando a superfície da água desaparece. A colonização pós-seca depende da disponibilidade dos refúgios (relacionado à complexidade do habitat físico, proximidade da água permanente e história de vida dos macroinvertebrados), do grau de fragmentação do habitat e das mudanças forjadas pela baixa vazão ou seca. Todas estas influências estão intimamente relacionadas, e espera-se que os efeitos variem entre os ambientes aquáticos específicos e ao longo do tempo. Nota-se a rápida restauração, depois da seca, na maioria dos ambientes aquáticos, onde a recolonização dos refúgios é desimpedida.

A inter-relação entre seca, disponibilidade de nutrientes e as interações na cadeia alimentícia é complexa. A seca explica a diminuição na descarga, geralmente baixa

disponibilidade de nutrientes e habitats aquáticos, contraídos em riachos e rios. De uma perspectiva biogeoquímica, o tamanho contraído dos habitats aquáticos diminui as contribuições de nutrientes ao longo do rio. Os efeitos biogeoquímicos e da rede alimentícia requerem considerações cuidadosas, e pesquisas para buscar um melhor entendimento do papel da seca no rio e nos ecossistemas (Dahm *et al.*, 2003).

Estudos de comunidades bentônicas em 83 rios da Nova Zelândia, revelaram que, enquanto o mecanismo que explica a redução na densidade de invertebrados em alta vazão, é simples e bem conhecido, é mais difícil de explicar o aumento da densidade de baixa para moderada vazão. A riqueza das espécies de macroinvertebrados foi maior, e negativamente relacionada ao tamanho do rio. Pequenos rios apresentaram maior riqueza de espécies. Isto provavelmente reflete uma combinação de habitats com grande heterogeneidade e grande estabilidade do leito dos sedimentos em pequenos rios (Clausen e Biggs, 1997). Este pode ser o motivo pelo qual o ponto 4 se recuperou em termos de diversidade e qualidade do corpo d'água, no ano de 2003, devido a sua pouca vazão já que ele é um afluente.

Na coleta de outubro/2003, os pontos 2, 3 e 4 apresentaram respectivamente, uma riqueza de 361, 178 e 214 espécimes coletados em cada ponto. Entre as famílias coletadas que indicam boa qualidade do corpo d'água nesses pontos foram encontrados: Calopterygidae, Leptophlebiidae, Perlidae, Libellulidae, Coenagrionidae, Polycentropodidae, Psephenidae, Elmidae e Hydropsychidae.

Nos três gráficos anteriormente apresentados (Figuras 28, 29 e 30) podemos observar como os diferentes pontos passam por períodos de má qualidade da água e se recuperam ao longo do tempo, alcançando picos de "boa qualidade", decaindo posteriormente para baixos índices. Os pontos seguem uma curva em "S". As populações movem-se continuamente em direção às densidades estacionárias (aquelas que se mantêm constantes), determinadas pela qualidade que os organismos apresentam e pelas condições que prevalecem no ambiente. Mas o ambiente muda, e assim as populações. Os padrões de variação advêm não somente da natureza mutante do meio ambiente, mas também da dinâmica intrínseca das respostas populacionais. O primeiro inclui as respostas das comunidades às mudanças perceptíveis no ambiente, e o segundo, os ciclos regulares dos números que não estão relacionados com as variáveis periódicas óbvias no meio ambiente. É importante achar o fator, ou fatores, que causam

essas modificações, dependentes também do tempo de desenvolvimento desde ovos até chegar à fase adulta, processos de nascimento e morte e também de nível de migração das espécies e recolonização do ambiente. Por este motivo, são utilizados os índices, para melhor interpretar essas variações das abundâncias ao compará-las às amostras (Ricklefs, 1983).

A sucessão ecológica que se leva a cabo nos corpos d'água, modifica as condições do habitat e a composição das espécies. Esta sucessão gera um mosaico de regiões resultantes da concorrência de diferentes estágios causados por:

- 1) diferentes condições iniciais de habitat,
- 2) diferentes idades,
- 3) diferentes taxas de sucessão relacionadas a produtividade do ecossistema combinado com a rede de efeitos do habitante local, como o silte e a conectividade.

Pelo desenvolvimento de vegetação que reduz a velocidade do fluxo e a produção e deposição de matéria orgânica, a sucessão ecológica tende a reduzir a conectividade da superfície e sub-superfície, que podem atuar como apoio nos efeitos apresentados anteriormente. A dinâmica do rio, pela erosão e a grande migração, gera diversos habitats que diferem na sua geomorfologia e no tamanho do grão do sedimento. Além de aumentar a heterogeneidade, a criação de habitats altamente conectados pela dinâmica do rio estimulam a sucessão ecológica. A origem do suprimento de água depende da localização do corpo d'água e da conectividade hidrológica entre a sua superfície e sub-superfície. A origem da água determina a sua temperatura, turbidez e conteúdo de nutrientes, que são grandemente influenciados pela heterogeneidade de habitats, recrutamento de plantas e animais, e pela produtividade do ecossistema. A conectividade controla a contribuição de nutrientes e a alternância na produção e nas faces de transporte. A duração e o tempo de cada face é importante, não somente para a produtividade do ecossistema, mas também, para o recrutamento de espécies. A conectividade depende do regime hidrológico do rio, que é influenciado pelos processos que operam na escala da região, e pela topografia local e porosidade do sedimento.

Devido a que a diversidade de cada grupo taxonômico tem seu máximo em diferentes posições no gradiente de conectividade, o manejo do rio e as estratégias de restauração não deveriam focar-se num único grupo taxonômico, um único nível hierárquico de diversidade, ou um único grau de conectividade, mas ao invés, em

sustentar ou restaurar a dinâmica hidro-geomorfológica para aumentar a heterogeneidade espaço-temporal. O manejo do rio e as estratégias de restauração devem ser processadas, orientadas e embutidas em uma conjuntura holística que levará a cabo todos os processos e suas interações, operando em diferentes escalas de tempo e espaço (Amoros e Bornette, 2002).

Figura 28 - Valores do índice BMWP' para os macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

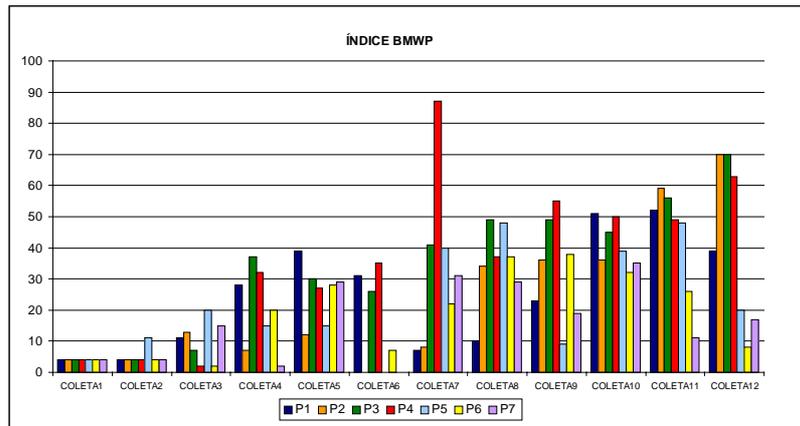


Figura 29 - Valores do índice IBF para os macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

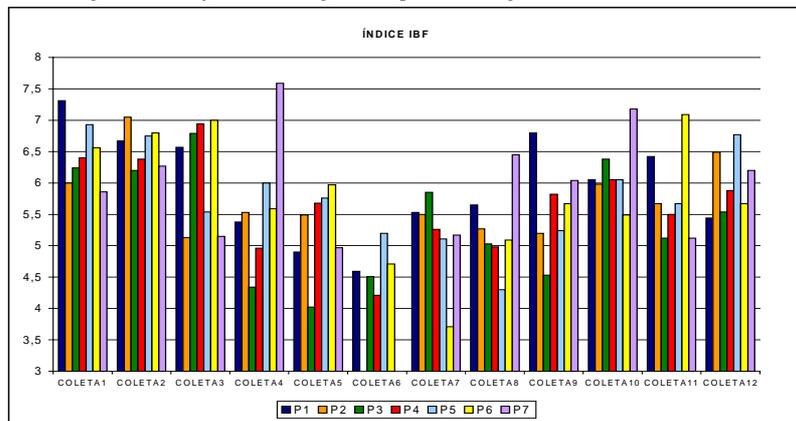
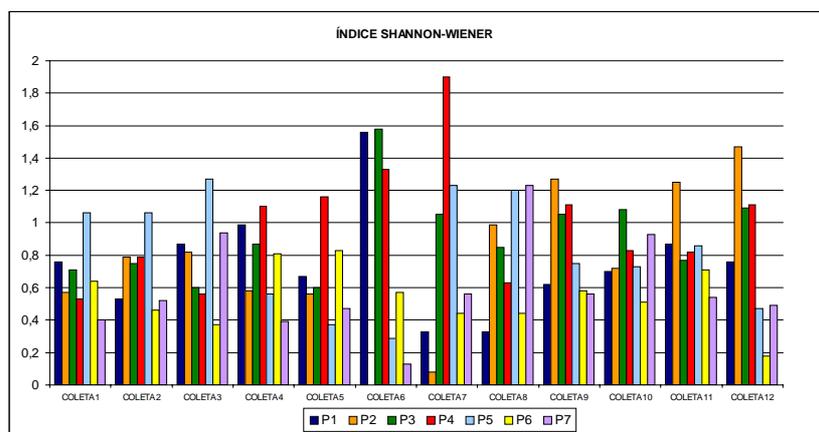


Figura 30 - Valores do índice Shannon-Wiener para os macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003



#### 4.6 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

Para identificar os fatores chaves, físico-químicos e biológicos, realizaram-se análises de agrupamento em modo R (agrupamento de descritores), com coeficiente de associação de dependência (ligações completas) para todos os dados físico-químicos (Fig. 31), bem como, análise de componentes principais (ACP) dos mesmos (Fig. 32). No dendrograma verificou-se que a turbidez,  $PO_4$  e  $NH_3$  formaram um grupo, um segundo grupo formou-se com a condutividade, pH e sólidos totais. O ACP confirmou a separação destes dois grupos.

Quanto aos macroinvertebrados, trabalhou-se com abundâncias e frequências relativas dos mesmos (Fig. 33), já que estes ficam mais tempo no ambiente e podem "explicar" melhor as mudanças ao longo do tempo. Para entender a relação entre características físico-químicas, microbiológicas e macroinvertebrados, calcularam-se através do método de regressão múltipla, o Coeficiente de Correlação Parcial ( $r$ ), erro estimado ( $p$ ) e Coeficiente de Determinação Múltipla ( $R^2$ ), encontrados no Quadro 3. Neste quadro consta o "d", valor calculado para considerar uma variável significativamente ligada a um eixo, e susceptível de ser utilizada (Valentin, 2000).

Figura 31 - Dendrograma das características físico-químicas e microbiológicas amostradas na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

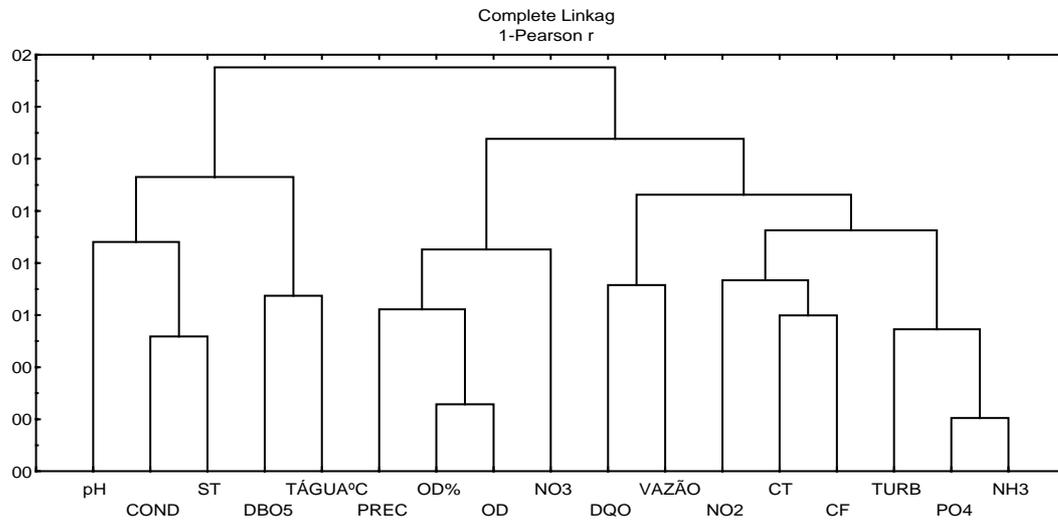


Figura 32 - Análise em Componentes Principais (ACP) dos dados físicos, químicos e microbiológicos amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

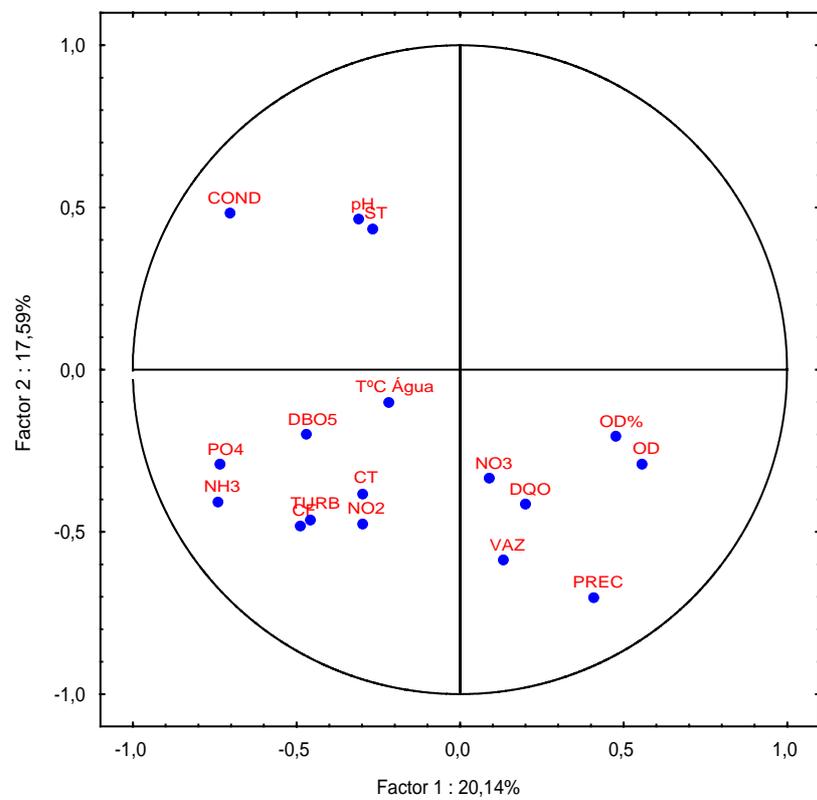


Figura 33 - Frequências relativas % e abundâncias reativas % dos macroinvertebrados amostrados na sub bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

	ORDEM/FAMÍLIA	ABUNDÂNCIA RELATIVA %	FREQÜÊNCIA RELATIVA %	FREQÜENTES%	ABUNDANTES% E FREQÜENTES%
1	Acariforme	0,12%	7,1%		
2	Ancylidae	0,24%	8,3%		
3	Anhipoda	0,07%	1,2%		
4	Athericidae	0,02%	1,2%		
5	Baetidae (morfo1)	2,49%	29,8%	X	X
6	Baetidae (morfo2)	1,19%	16,7%	X	X
7	Belostomatidae	0,08%	4,8%		
8	Brachycentridae	0,02%	1,2%		
9	Blatidae	0,44%	14,3%	X	
10	Caenidae	0,40%	10,7%	X	
11	Calopterygidae	0,84%	26,2%	X	
12	Carabidae (morfo3)	0,05%	2,4%		
13	Carabidae (morfo4)	0,57%	27,4%	X	
14	Ceratopogonidae	0,18%	8,3%		
15	Chironomidae	30,21%	78,6%	X	X
16	Coenagrionidae	2,72%	48,8%	X	X
17	Collembola	0,17%	10,7%	X	
18	Eucopepoda	0,03%	2,4%		
19	Corbiculidae	0,92%	17,9%	X	
20	Corydalidae	1,29%	38,1%	X	X
21	Curculionidae	0,02%	1,2%		
22	Decapoda	0,44%	15,5%	X	
23	Dytiscidae	0,07%	1,2%		
24	Elateridae	0,02%	1,2%		
25	Elmidae (morfo5)	2,62%	59,5%	X	X
26	Elmidae (morfo6)	0,07%	4,8%		
27	Empididae	0,05%	3,6%		
28	Ephemereidae	0,02%	1,2%		
29	Ephydriidae	0,03%	2,4%		
30	Gelastocoridae	0,02%	1,2%		
31	Geometridae	0,02%	1,2%		
32	Gerridae	0,07%	2,4%		
33	Gyrinidae	0,03%	2,4%		
34	Glossosomatidae	2,40%	29,8%	X	X
35	Gomphidae	0,86%	9,5%		
36	Haliplidae	0,03%	2,4%		
37	Helicopsychidae	0,02%	1,2%		
38	Tricladida (morfo8)	3,88%	69,0%	X	X
39	Hirudinae	1,19%	25,0%	X	X
40	Hydrometridae	0,05%	1,2%		
41	Hydrophilidae	0,49%	6,0%		
42	Hydropsychidae	9,01%	57,1%	X	X
43	Hydroptilidae	1,11%	29,8%	X	X
44	Isopoda	4,15%	61,9%	X	X
45	Leptoceridae	0,15%	8,3%		
46	Leptophlebiidae a	2,03%	46,4%	X	X
47	Leptophlebiidae b	0,92%	15,5%	X	
48	Leptophlebiidae c	1,56%	35,7%	X	X
49	Lestidae	0,02%	1,2%		
50	Libellulidae	1,26%	33,3%	X	X
51	Limnephelidae	0,92%	25,0%	X	
52	Limnichidae	0,05%	2,4%		
53	Lymnaeidae	1,85%	36,9%	X	X
54	Naucoridae	0,25%	9,5%		
55	Nematoide	0,24%	10,7%	X	
56	Notonectidae	0,02%	1,2%		
57	Odontoceridae	0,08%	6,0%		
58	Oligochaeta	6,00%	72,6%	X	X
59	Tricladida (morfo7)	0,07%	3,6%		
60	Perlidae	2,89%	44,0%	X	X
61	Philopotamidae	0,72%	16,7%	X	
62	Polycentropodidae	0,20%	7,1%		
63	Psephenidae	1,38%	25,0%	X	X
64	Psychodidae	0,07%	3,6%		
65	Pyralidae	0,34%	7,1%		
66	Simuliidae	5,58%	28,6%	X	X
67	Siphonuridae	0,02%	1,2%		
68	Staphylinidae	0,13%	9,5%		
69	Tabanidae	0,02%	1,2%		
70	Tipulidae	0,08%	6,0%		
71	Trichorytidae	3,90%	39,3%	X	X
72	Veliidae	0,49%	11,9%	X	

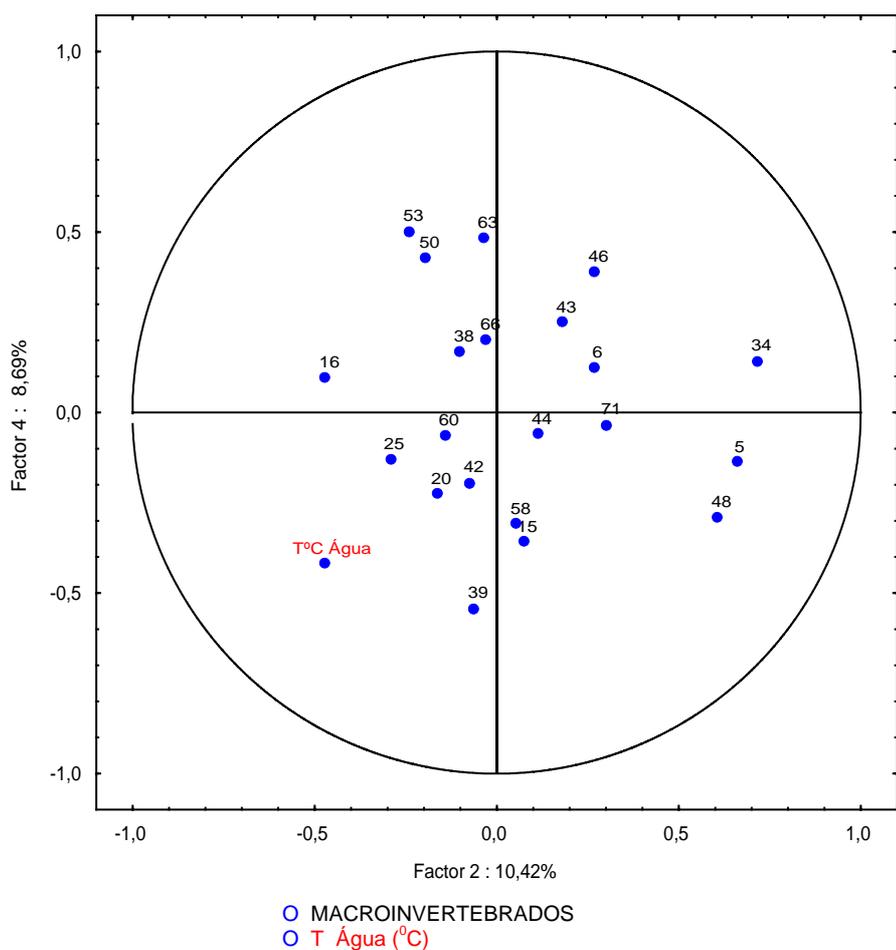
Com o ACP (Fig. 32) e o Quadro 3 descartaram-se as características físico-químicas que não mostraram nenhuma correlação com os macroinvertebrados abundantes e frequentes do rio. Estas foram: precipitação, vazão, DBO<sub>5</sub>, Coliforme Fecal e NO<sub>2</sub>.

Quadro 3 - Resultados do método de Regressão Múltipla para as características físicas, químicas e biológicas amostradas na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período agosto de 2002 a outubro de 2003

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS	MACROINVERTEBRADOS	r (COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO PARCIAL)	p (ERRO ESTIMADO)	R <sup>2</sup> (COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO MÚLTIPLA)	d (PCA)  d >0,23 (DISTÂNCIA)
PREC (mm)	-	-	-	-	-
T. Água (°C)	16	0,42	0,013	0,47	-0,47(E2)
	38	-0,36	0,035		-0,42(E4)
VAZ (l/s)	-	-	-	-	-
OD (mg/l)	15	0,49	0,003	0,60	0,45(E1) -0,33(E2)
OD% (mg/l)	5	-0,48	0,004	0,65	0,40(E1)
	15	-0,47	0,004		-0,50(E2)
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	-	-	-	-	-
DQO <sub>5</sub> (mg/l)	34	0,33	0,05	0,42	-0,46(E5)
	48	0,42	0,01		0,57(E9)
TURB (Unt)	50	0,46	0,005	0,66	-0,64(E2)
	34	-0,41	0,013		-0,45(E4)
	39	0,36	0,033		
ST (mg/l)	6	0,37	0,028	0,51	0,58(E2)
	16	-0,35	0,043		-0,39(E7)
	46	-0,38	0,027		
	63	0,41	0,017		
CT (NMP/100ml)	5	6,34	0,046	0,32	-
CF (NMP/100ml)	-	-	-	-	-
COND (Ms/cm)	58	0,35	0,038	0,58	-0,38(E1)
	63	0,42	0,014		0,53(E2)
	5	0,32	0,067		
pH (mg/l)	34	0,34	0,04	0,81	-0,61(E1)
	39	-0,35	0,04		0,50(E4)
	46	0,35	0,04		
	58	0,58	0,003		
	63	0,52	0,001		
NH <sub>3</sub> (mg/l)	39	0,55	0,0001	0,75	-0,80(E2)
NO <sub>3</sub> (mg/l)	34	0,45	0,007	0,42	0,31(E1)
		0,37	0,37(E2)		
NO <sub>2</sub> (mg/l)	-	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> (mg/l)	39	0,70	0	0,82	-0,83(E2)
	58	0,34	0,05		

A temperatura da água (Quadro 3) mostrou uma correlação com 16 (Coenagrionidae) com um  $r=0,42$  ( $p=0,013$ ) e com 38 (Tricladida morfo8) com  $r=-0,36$  ( $p=0,035$ ), e  $R^2=0,47$ . O ACP explicou, com 10,42%, a correlação entre a temperatura da água e o 16 (Coenagrionidae) (Fig. 34).

Figura 34 - Análise em Componentes Principais (ACP) da Temperatura da água (T Água °C) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

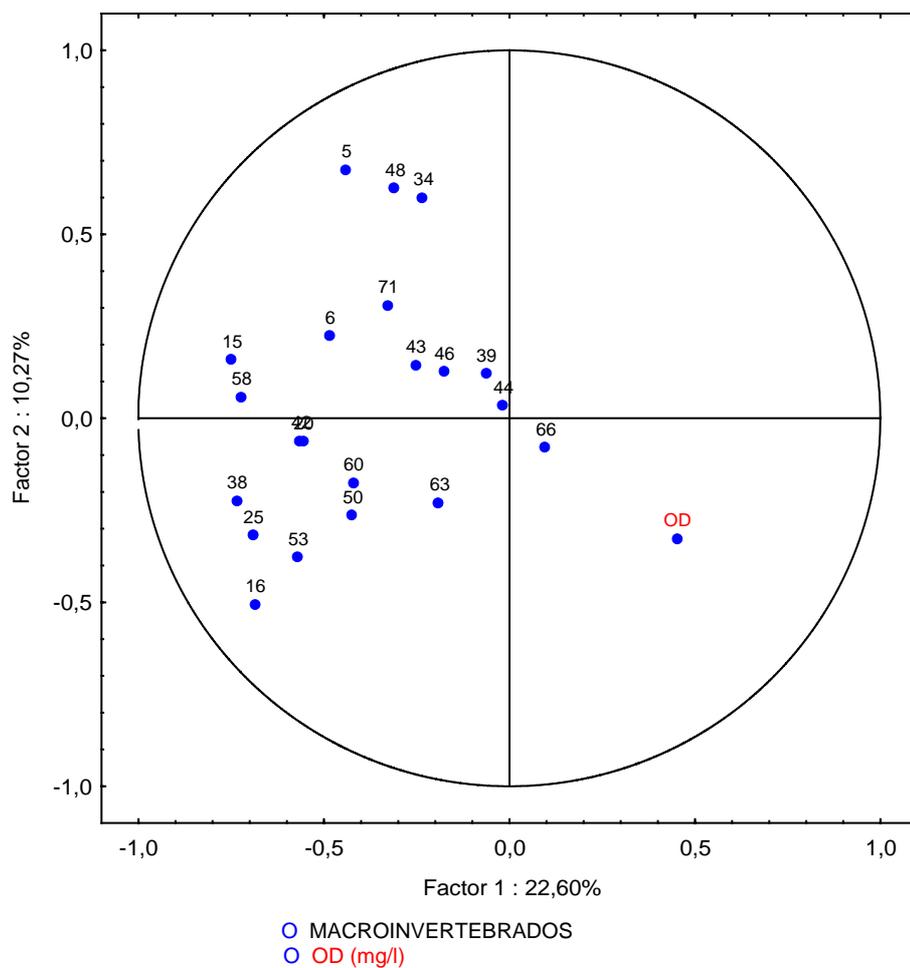


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A OUTUBRO DE 2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

O Oxigênio dissolvido (OD) (Fig. 35) explicado pelo eixo 1 (22,6%) com 15 (Chironomidae) com um  $r=0,49$  ( $p=0,003$ ) e  $R^2=0,60$  (Quadro 3).

Figura 35 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Oxigênio Dissolvido(OD mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

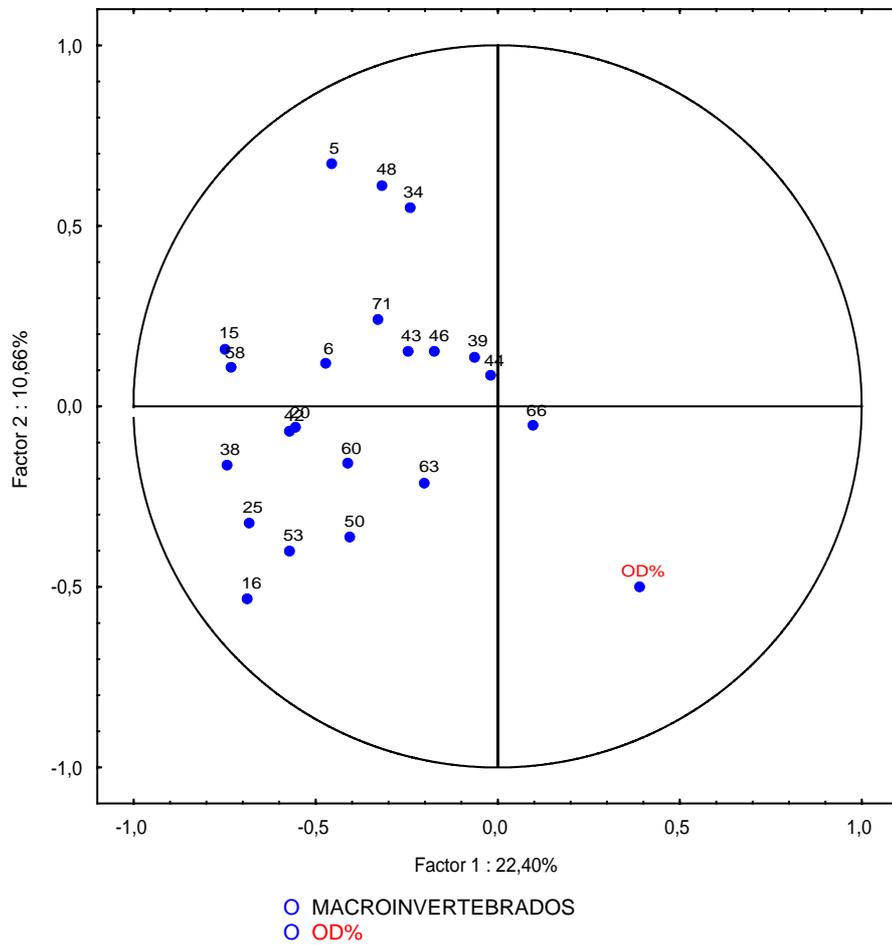


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

A saturação de oxigênio (OD%) (Quadro 3) mostrou uma correlação negativa com 15 (Chironomidae)  $r=-0,47$  ( $p=0,004$ ) e com 5 (Baetidae morfo1)  $r=-0,48$  ( $p=0,004$ ), com  $R^2=0,65$ . O ACP (Fig. 36) explicou, com 22,4%, a correlação entre OD% e 15 (Chironomidae) no eixo 1; com 10,66% a correlação entre OD% e 5 (Baetidae morfo1), no eixo 2. Segundo Armitage *et al.* (1995), quironomídeos são excelentes indicadores de qualidade de rios, e conhecendo melhor a ecologia das espécies nos diferentes tipos de rios, deverá ser possível prever associações de espécies que caracterizarão o nível de poluição em diferentes tipos de rios.

Figura 36 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Saturação de Oxigênio (OD% mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

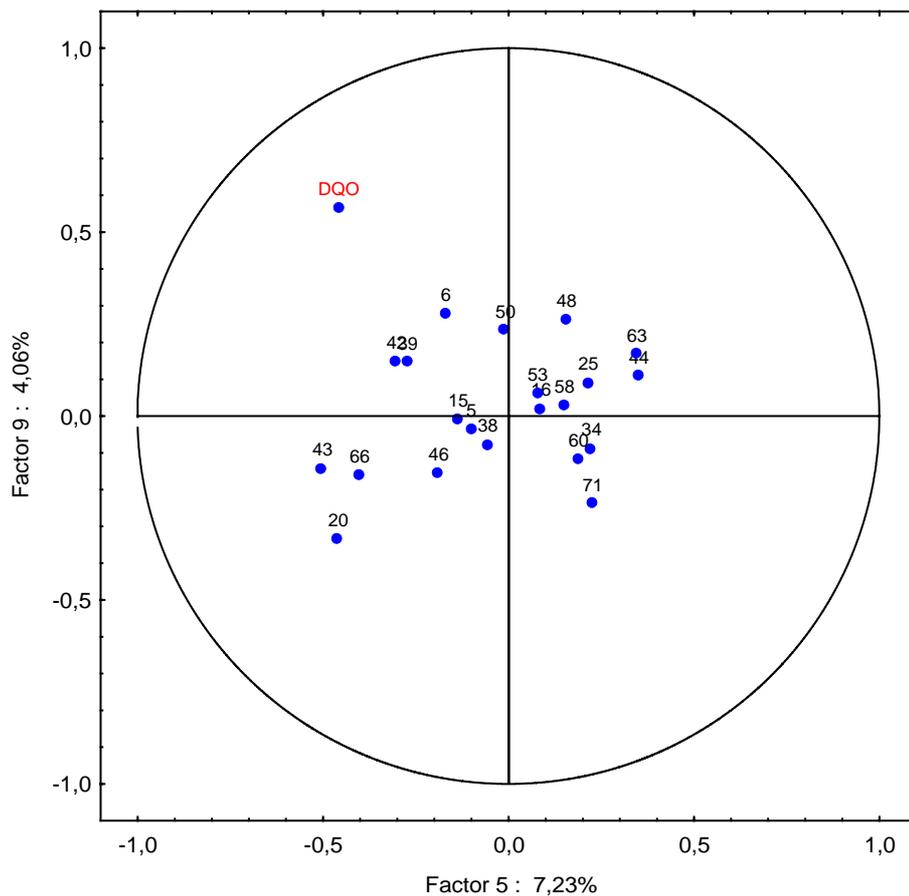


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

5	Baetidae (morfo1)	43	Hydroptilidae
6	Baetidae (morfo2)	44	Isopoda
15	Chironomidae	46	Leptophlebiidae a
16	Coenagrionidae	48	Leptophlebiidae c
20	Corydalidae	50	Libellulidae
25	Elmidae (morfo5)	53	Lymnaeidae
34	Glossosomatidae	58	Oligochaeta
38	Tricladida (morfo8)	60	Perlidae
39	Hirudinae	63	Psephenidae
42	Hydropsychidae	66	Simuliidae
		71	Trichorytidae

O ACP para DQO (Fig. 37), apresentou valores pouco significativos com relação às famílias Glossosomatidae (34) e Leptophlebiidae (48).

Figura 37 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Demanda Química de Oxigênio (DQO mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e frequentes amostrada na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003



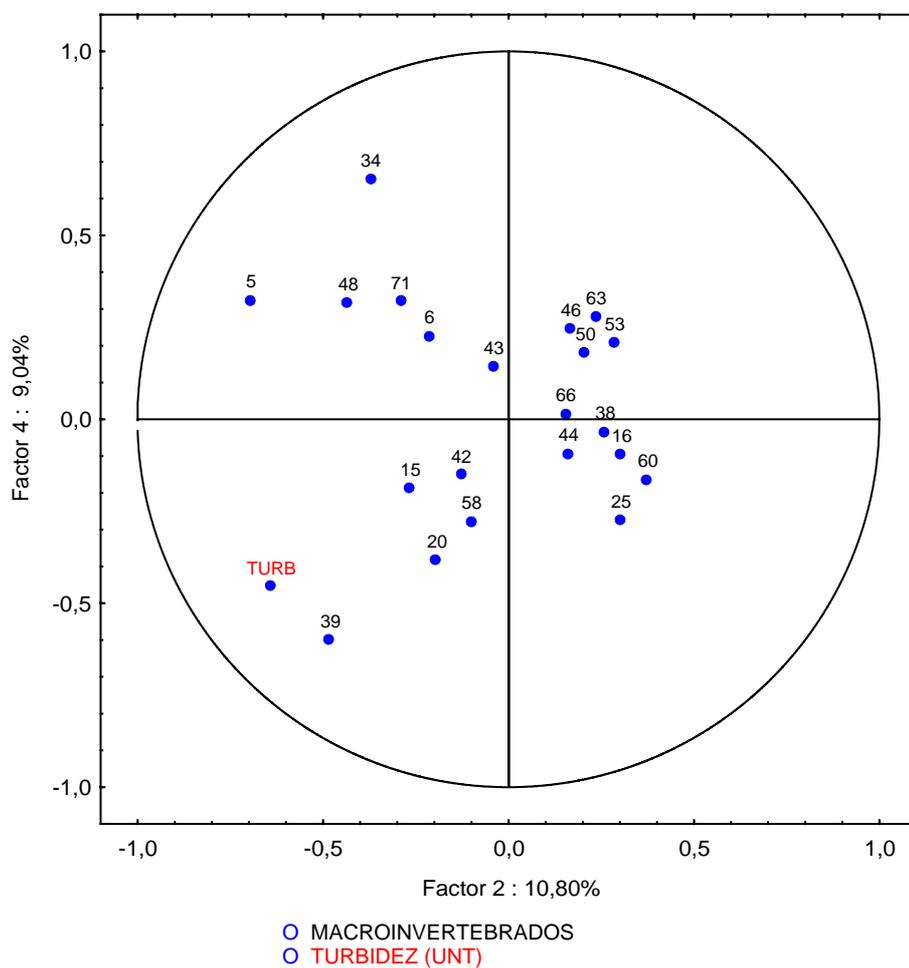
○ MACROINVERTEBRADOS  
○ DQO (mg/l)

QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

5	Baetidae (morfo1)	43	Hydroptilidae
6	Baetidae (morfo2)	44	Isopoda
15	Chironomidae	46	Leptophlebiidae a
16	Coenagrionidae	48	Leptophlebiidae c
20	Corydalidae	50	Libellulidae
25	Elmidae (morfo5)	53	Lymnaeidae
34	Glossosomatidae	58	Oligochaeta
38	Tricladida (morfo8)	60	Perlidae
39	Hirudinae	63	Psephenidae
42	Hydropsychidae	66	Simuliidae
		71	Trichorytidae

Turbidez (Quadro 3) apresentou correlação com 50 (Libellulidae)  $r=0,46$  ( $p=0,005$ ); 34 (Glossosomatidae)  $r=-0,41$  ( $p=0,013$ ) e 39 (Hirudinae)  $r=0,36$  ( $p=0,033$ ), com  $R^2=0,66$ . O ACP (Fig. 38) explica no eixo 2 (10,8%) a correlação entre turbidez e 39 (Hirudinae) e no eixo 4 (9,04%) a correlação negativa com 34 (Glossosomatidae). Segundo Saiz-Salinas e Urkiaga-Alberdi (1999) e Roy *et al.* (2003), a turbidez causa severos distúrbios nas comunidades bentônicas. A estrutura da comunidade tem uma relação significativa com a turbidez. As regiões com baixas cargas de sólidos totais na superfície d'água, conseguem desenvolver grandes estruturas bentônicas no fundo rochoso.

Figura 38 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Turbidez (Turb.UNT) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrada na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

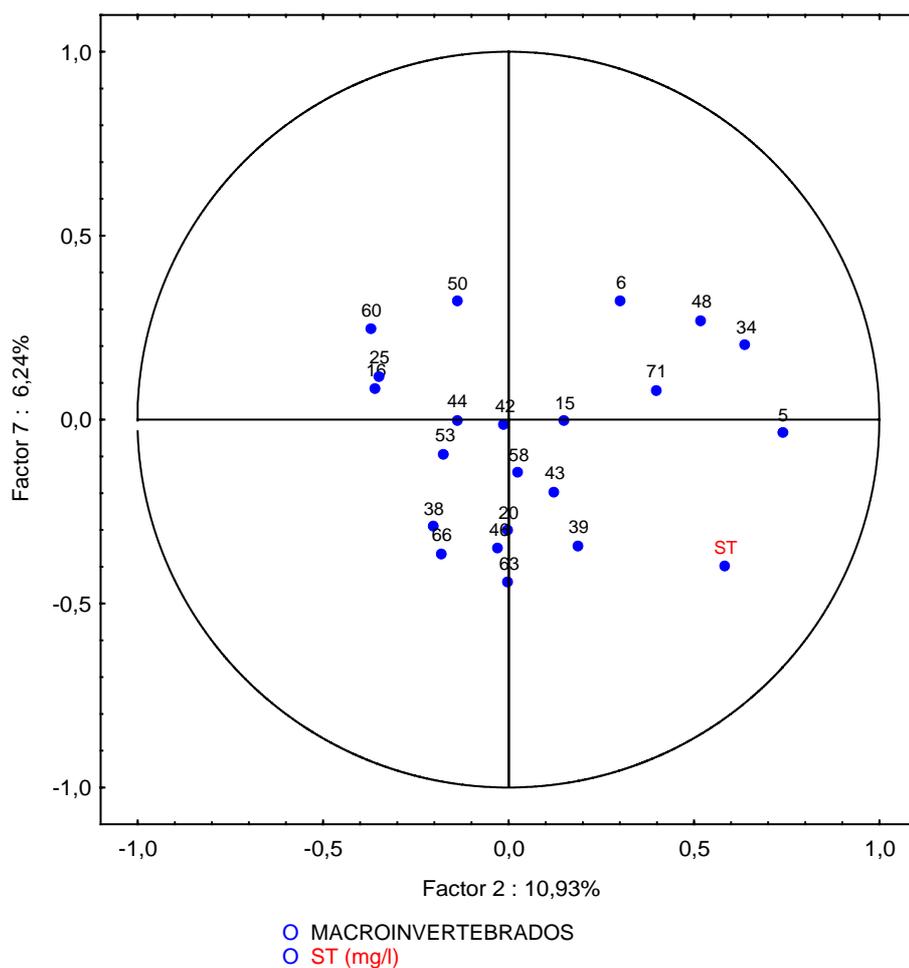


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

Sólidos Totais (Quadro 3) mostrou correlação com: 6 (Baetidae morfo2)  $r=0,37$  ( $p=0,028$ ), 16 (Coenagrionidae)  $r=-0,35$  ( $p=0,043$ ), 46 (Leptophlebiidae a)  $r=-0,38$  ( $p=0,027$ ) e com 63 (Psephenidae)  $r=0,41$  ( $p=0,017$ ) e  $R^2=0,51$ . Os eixos 2 e 7 do ACP (Fig. 39) explicam 17% desta relação.

Figura 39 - Análise em Componentes Principais (ACP) para Sólidos Totais (ST mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

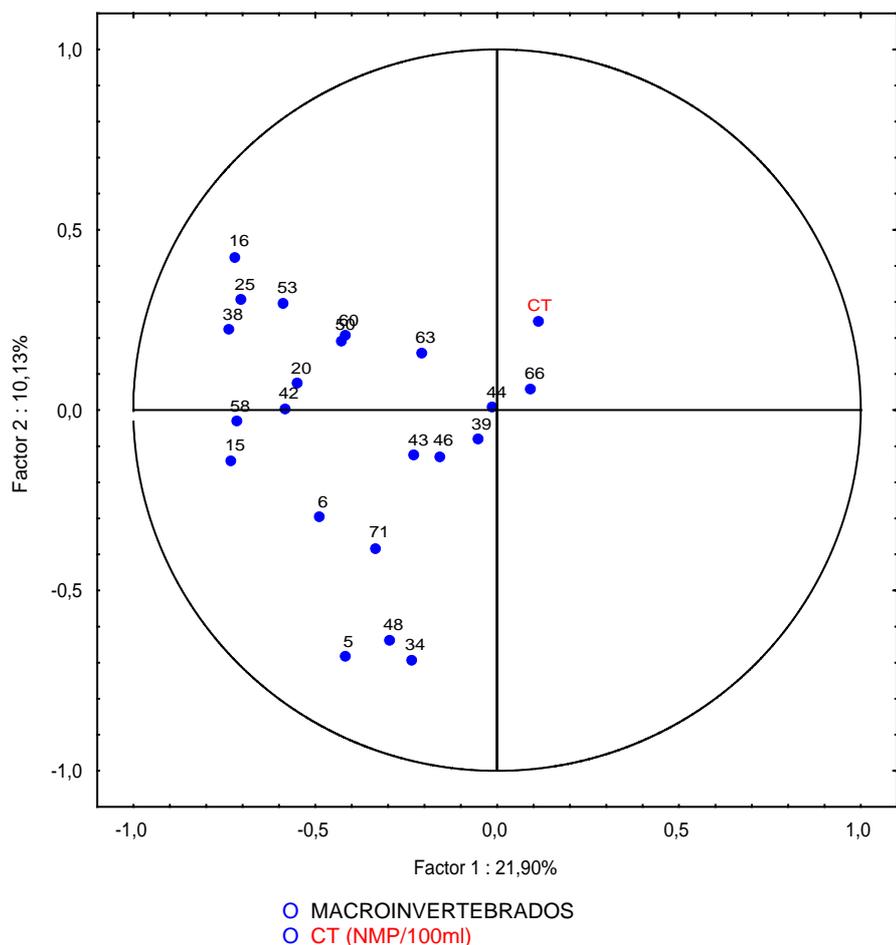


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

Coliforme total (Quadro 3) apresentou correlação com 5 (Baetidae morfo1)  $r=0,34$  ( $p=0,046$ ) com  $R^2=0,32$ . O ACP (Fig. 40) não confirmou esta correlação.

Figura 40 - Análise em Componentes Principais (ACP) para Coliforme Total (CT NMP/ 100ml) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrado na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

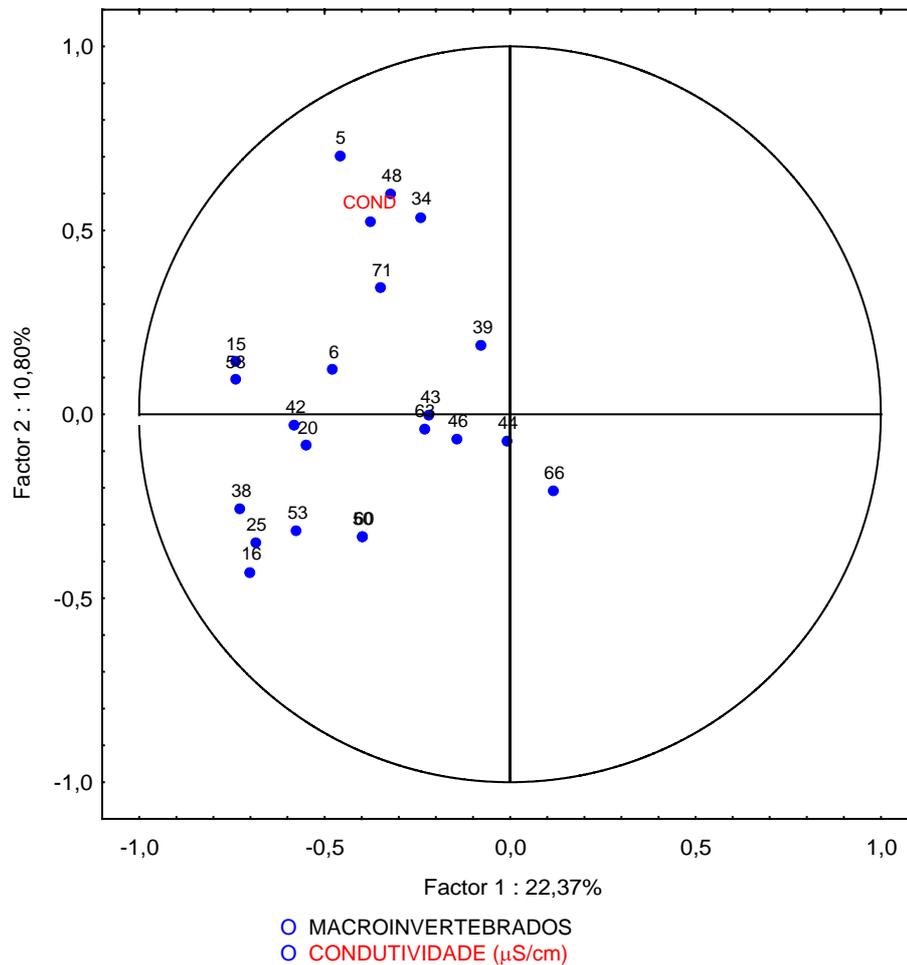


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

Condutividade (Quadro 3) mostrou correlação com: 58 (Oligochaeta)  $r=0,35$  ( $p=0,038$ ), 63 (Psephenidae)  $r=0,42$  ( $p=0,014$ ), 5 (Baetidae morfo1)  $r=0,32$  ( $p=0,067$ ) com  $R^2=0,58$ . O ACP (Fig. 41) mostrou correlação com 5 (Baetidae morfo1) nos eixos 1 e 2 (33%). Estes macroinvertebrados conseguem filtrar os íons da água através de células e tecidos especiais, portanto sobrevivem a descargas com altos teores de íons (Mc Cafferty, 1981). Segundo Hess (1969), a salinização, proveniente de elevados teores de sais neutros, causa alterações na tensão osmótica (frequentemente inibindo a atividade biológica das células), alterações da condutividade (causando problemas de corrosão, eletrólitos e outros), eliminando os organismos mais sensíveis a este fator. Os habitantes normais dos ambientes de água doce, geralmente não são dotados de mecanismos fisiológicos defensivos contra perda de água. Assim sendo, a elevação das concentrações salinas em águas continentais, causadas pela introdução de despejos ricos em sais ou mesmo em compostos orgânicos solúveis de alto valor osmótico, podem dar origem a um fenômeno ecológico que podemos denominar “poluição osmótica”, em que os organismos não adaptáveis perecem por perda de água, da mesma forma como se houvessem sido transportados do ambiente aquático para o terrestre (Branco, 1969a).

Figura 41 - Análise em Componentes Principais (ACP) da Condutividade (Cond  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

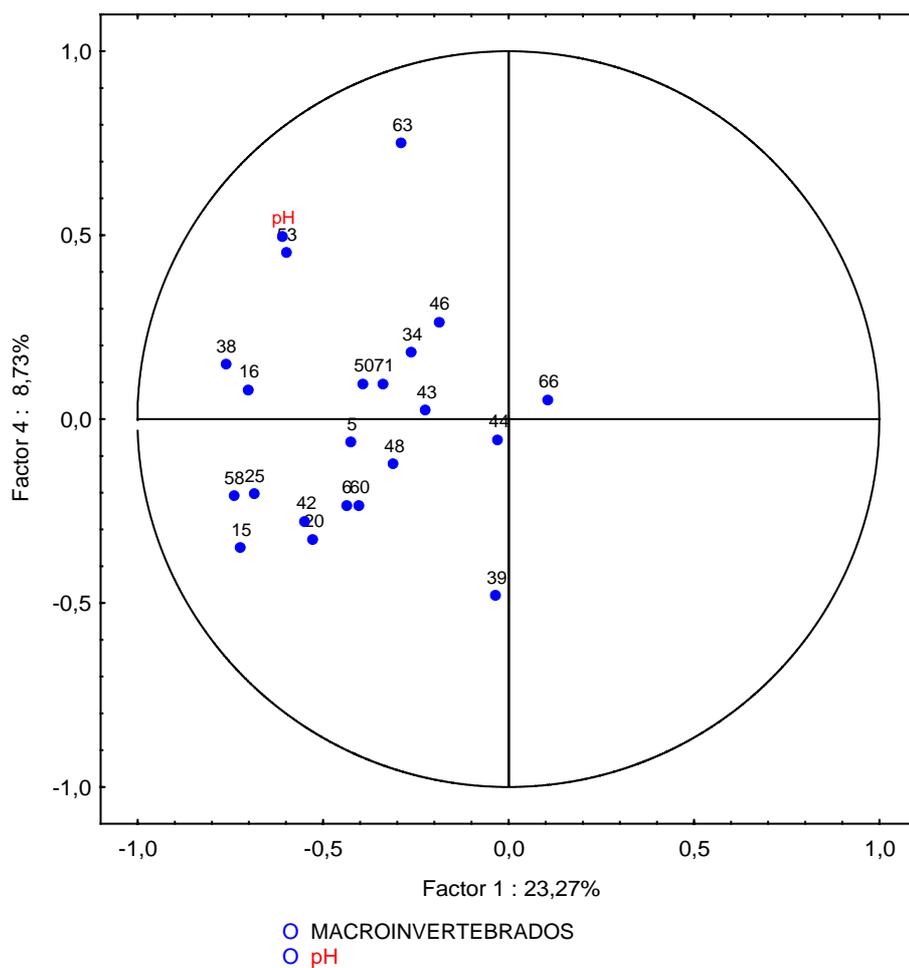


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

O pH (Quadro 3) apresentou correlação com 34 (Glossosomatidae)  $r=0,34$  ( $p=0,04$ ), 39 (Hirudinae)  $r=-0,35$  ( $p=0,04$ ), 46 (Isopoda)  $r=0,35$  ( $p=0,04$ ), 58 (Oligochaeta)  $r=0,58$  ( $p=0,003$ ) e 63 (Psephenidae)  $r=0,52$  ( $p=0,001$ ) com  $R^2=0,81$ . O ACP (Fig. 42) no eixo 1 explicou 23,27% da relação entre pH e 58 (Oligochaeta).

Figura 42 - Análise em Componentes Principais (ACP) de pH e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

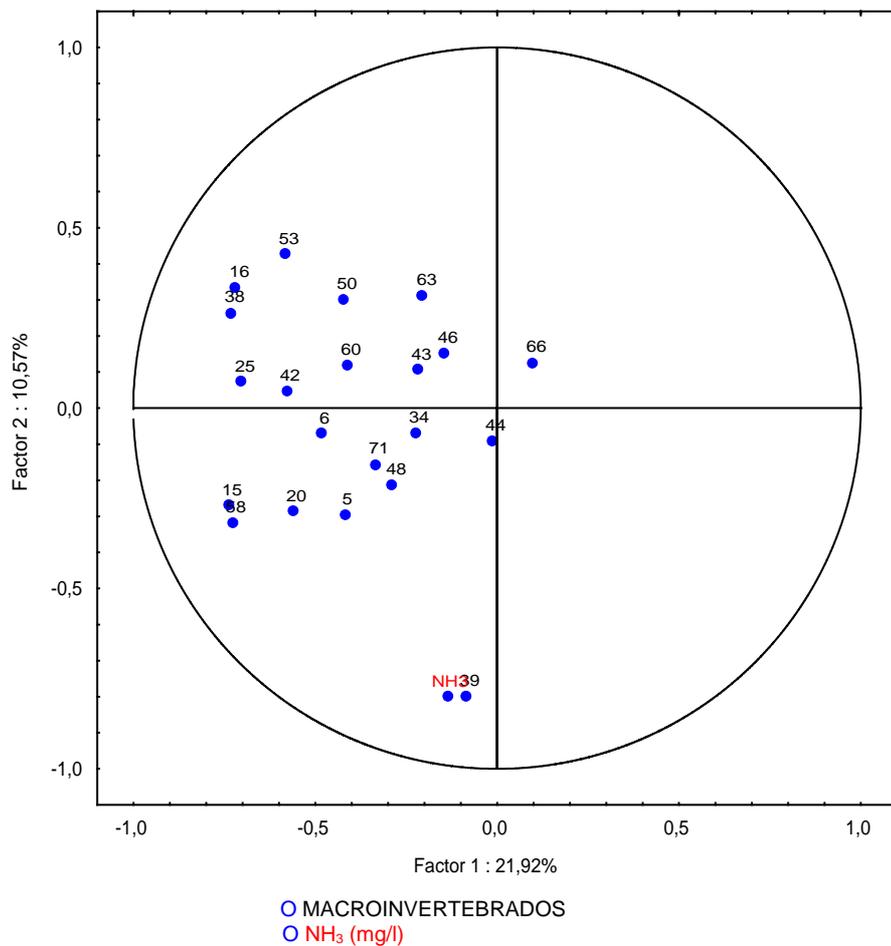


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

A  $\text{NH}_3$  (Quadro 3) correlacionou-se fortemente com 39 (Hirudinae)  $r=0,55$  ( $p=0,007$ ) e um  $R^2=0,75$ . O eixo 2 do ACP (Fig. 43) explicou 10,57% desta relação.

Figura 43 - Análise em Componentes Principais (ACP) de Amônia ( $\text{NH}_3$  mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrado na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

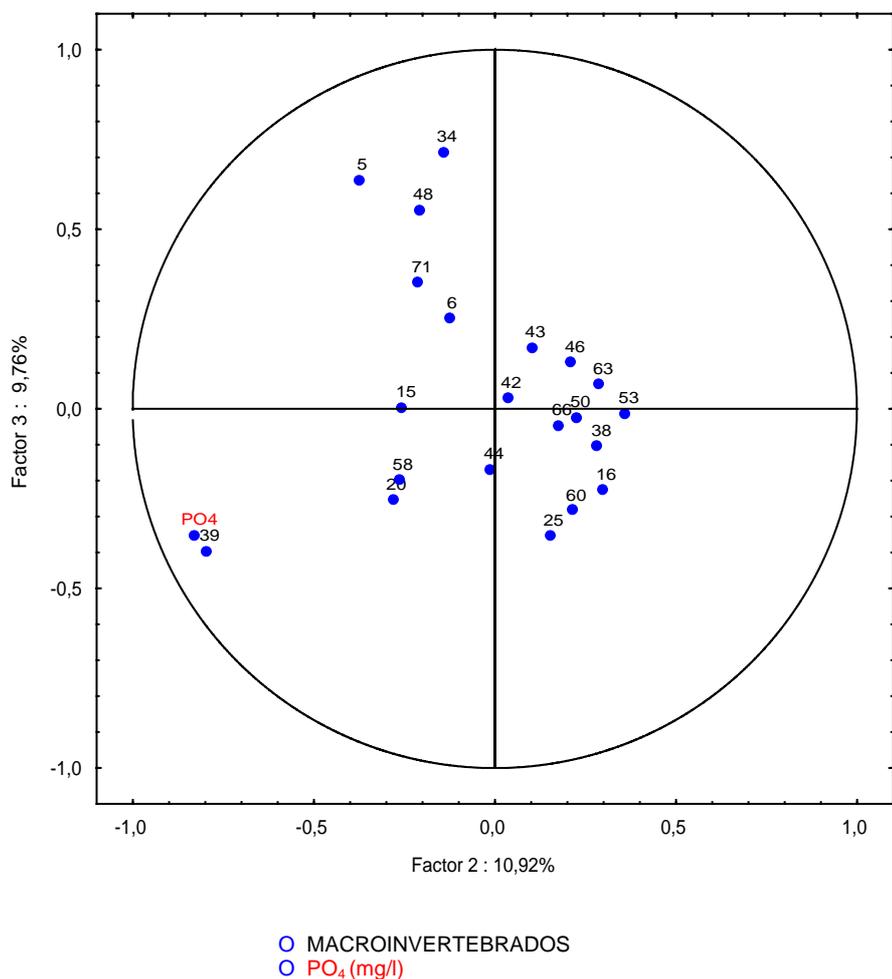


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

5	Baetidae (morfo1)	43	Hydroptilidae
6	Baetidae (morfo2)	44	Isopoda
15	Chironomidae	46	Leptophlebiidae a
16	Coenagrionidae	48	Leptophlebiidae c
20	Corydalidae	50	Libellulidae
25	Elmidae (morfo5)	53	Lymnaeidae
34	Glossosomatidae	58	Oligochaeta
38	Tricladida (morfo8)	60	Perlidae
39	Hirudinae	63	Psephenidae
42	Hydropsychidae	66	Simuliidae
		71	Trichorytidae

O  $\text{PO}_4$  (Quadro 3) apresentou forte correlação com 39 (Hirudinae)  $r=0,70$  ( $p=0$ ) e com 58 (Oligochaeta)  $r=0,34$  ( $p=0,05$ ), com  $R^2=0,82$ . Esta correlação com 39 (Hirudinae) é explicada pelos eixos 2 e 3 (21%) do ACP (Fig. 44). Segundo Donohue e Irvine (2004) oligochaetas e hirudíneos (Beyruth *et al.*, 1999; Pagliosa *et al.*, 2001; Figueroa *et al.*, 2004), são indicadores de impacto antrópico e deterioração da qualidade sanitária e ambiental do corpo d'água. Estudos realizados em rios do Sul do Chile, em regiões de agropecuária, obtiveram resultados parecidos aos deste trabalho, apresentando correlações positivas dos macroinvertebrados com nitrito, condutividade,  $\text{DBO}_5$ , nitrogênio, fósforo e temperatura. Características como  $\text{DBO}_5$ , turbidez, DQO e ST apresentaram correlações muito baixas. O IBF principalmente, foi muito sensível aos impactos de prática agropecuária em bacias hidrográficas, sendo considerado um excelente indicador da qualidade dos rios em áreas agropecuárias (Figueroa *et al.*, 2003).

Figura 44 - Análise em Componentes Principais (ACP) de fosfato ( $\text{PO}_4$  mg/l) e os macroinvertebrados abundantes e freqüentes amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

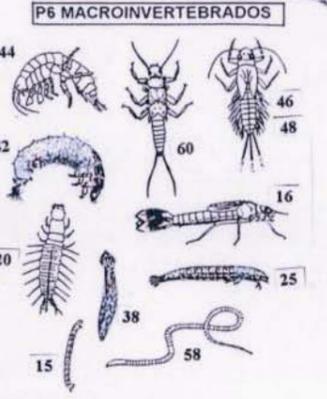
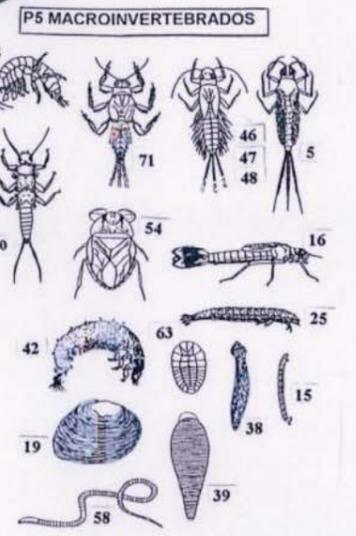
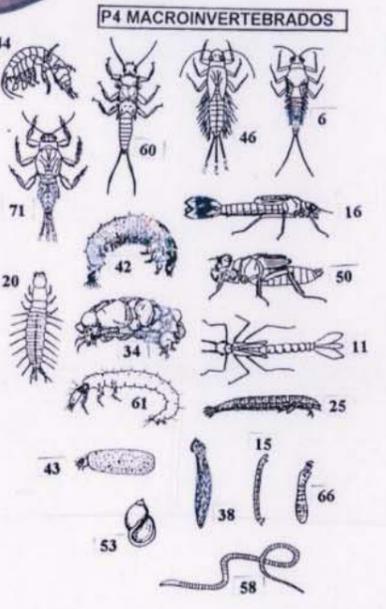
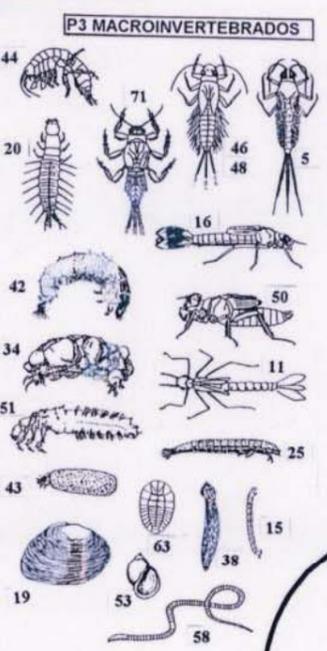
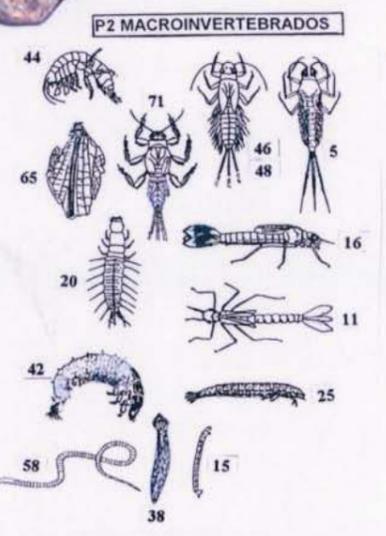
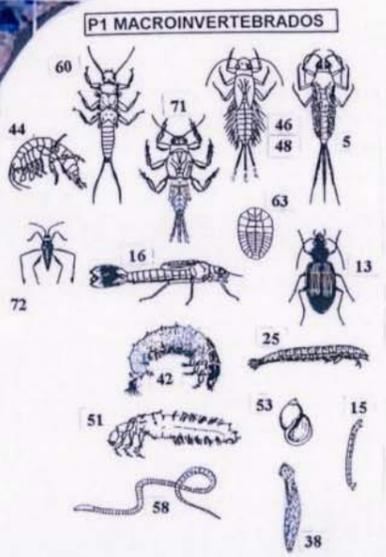
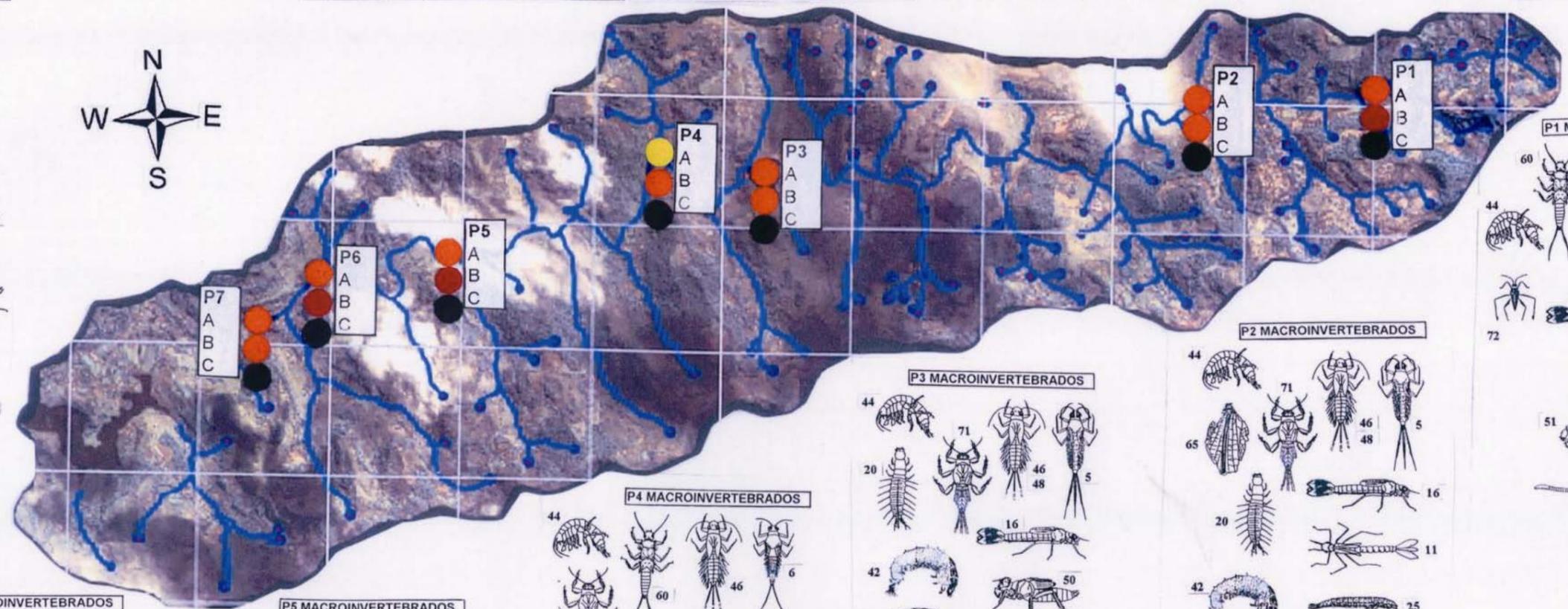
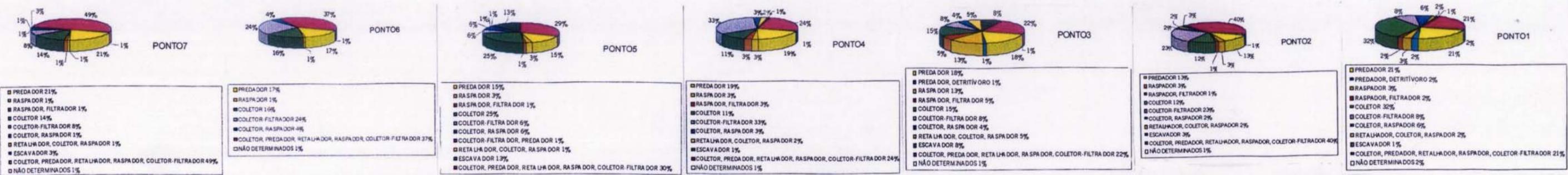


QUADRO DOS MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES, AMOSTRADOS NO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003

		43	Hydroptilidae
5	Baetidae (morfo1)	44	Isopoda
6	Baetidae (morfo2)	46	Leptophlebiidae a
15	Chironomidae	48	Leptophlebiidae c
16	Coenagrionidae	50	Libellulidae
20	Corydalidae	53	Lymnaeidae
25	Elmidae (morfo5)	58	Oligochaeta
34	Glossosomatidae	60	Perlidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae

Na Figura 45, encontram-se representados os valores médios (por ponto) dos três índices bióticos trabalhados no período de estudo, os macroinvertebrados abundantes e freqüentes em cada ponto de coleta e gráficos elaborados a partir do hábito alimentar destes organismos (Fig. 46).

Os processos de média fazem os valores de índices como o BMWP' menos voláteis e menos dependentes da heterogeneidade espacial em pequena escala (Clarke *et al.*, 2002).



**SUB BACIA HIDROGRÁFICA LAJEADO DOS FRAGOSOS**

GRÁFICOS PIZZA REPRESENTAM AS PORCENTAGENS DO HÁBITO ALIMENTAR DOS MACROINVERTEBRADOS EM CADA PONTO DE COLETA NA SUB BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS NO PERÍODO DE 2002/2003.

● RIOS NASCENTES

P: PONTOS DE COLETA  
 A: ÍNDICE BMWP<sup>1</sup> (BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY SCORE)  
 B: ÍNDICE IBF (MODIFIED FAMILY INDEX)  
 C: ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON- WIENER

QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O ÍNDICE BMWP<sup>1</sup>

- CRÍTICA - ÁGUAS MUITO CONTAMINADAS (RÍO CLASSE IV)
- DUVIDOSA - ÁGUAS CONTAMINADAS (RÍO CLASSE III)

QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O ÍNDICE IBF

- REGULAR - PROVÁVEL POLUIÇÃO (RÍO CLASSE IV)
- RELATIVAMENTE BAIXA - POLUIÇÃO CONSIDERÁVEL (RÍO CLASSE V)

QUALIDADE DA ÁGUA SEGUNDO O ÍNDICE DE DIVERSIDADE SHANNON - WIENER

- MUITO BAIXA - POLUIÇÃO SEVERA

QUADRO 9 - MACROINVERTEBRADOS ABUNDANTES E FREQUÊNTES EM CADA PONTO DE COLETA DA SUB BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS, COLETADOS NO PERÍODO DE 2002/2003

5	Baetidae (morfo1)	46	Leptophlebiidae a
6	Baetidae (morfo2)	47	Leptophlebiidae b
11	Calopterygidae	48	Leptophlebiidae c
13	Carabidae (morfo4)	50	Libellulidae
15	Chironomidae	51	Limnephilidae
16	Coenagrionidae	53	Lymnaeidae
19	Corbiculidae	54	Naucoridae
20	Corydalidae	58	Oligochaeta
25	Elmidae (morfo5)	60	Perlidae
34	Glossosomatidae	61	Philopotamidae
38	Tricladida (morfo8)	63	Psephenidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorytidae
43	Hydroptilidae	72	Veliidae
44	Isopoda		

Figura 46 - Diferentes hábitos alimentares (%) dos macroinvertebrados amostrados na sub-bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

HÁBITO ALIMENTAR	%
PREDADOR	17%
PREDADOR, DETRITÍVORO	0,5%
RASPADOR	4%
RASPADOR, FILTRADOR	2,1%
COLETOR	16%
COLETOR-FILTRADOR	16%
COLETOR, PREDADOR	0,02%
COLETOR, RASPADOR	6,4%
COLETOR, RASPADOR, PREDADOR	0,151%
COLETOR-FILTRADOR, PREDADOR	0,2%
RETALHADOR	0,084%
RETALHADOR, COLETOR, RASPADOR	2%
RETALHADOR, COLETOR, PREDADOR	0,084%
RETALHADOR, COLETOR-FILTRADOR	0,02%
ESCAVADOR	4%
ESCAVADOR, NECRÓFAGOS	0,05%
COLETOR, PREDADOR, RETALHADOR, RASPADOR, COLETOR-FILTRADOR	30,21%
NÃO DETERMINADOS	1%

Segundo o índice BMWP', a água da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos nos pontos de coleta no período 2002/2003 apresentaram qualidade Crítica (águas muito contaminadas - rio classe 4) e Duvidosa (águas contaminadas - rio classe 3). Para IBF, os pontos apresentaram qualidade Regular (provável poluição - rio classe 4) e Relativamente Baixa (poluição considerável- rio classe 4). Para o Índice de Diversidade Shannon-Wiener, todos os pontos apresentaram poluição severa e diversidade muito baixa. A suposição final é que altos níveis de diversidade são desejados e equiparados com altos níveis de integridade biológica (Queiros *et al.*, 2001); em Fragosos a baixa diversidade indica que o ecossistema encontra-se impactado severamente.

#### 4.7 - O RIO LAJEADO DOS FRAGOSOS COMO ECOSISTEMA

Como unidade, o rio pode ser considerado como uma seqüência de ecossistemas, com uma perda constantemente elevada de energia para o sistema subsequente, que é a causa fundamental na limitação das comunidades. Os sistemas parciais vivem dos nutrientes do sistema imediatamente anterior e do material alóctone, sendo as comunidades mantidas em equilíbrio flutuante com as condições tróficas locais, pela auto-regulação dos diferentes ecossistemas (Schäfer, 1985). Assim, o enriquecimento orgânico tem um efeito diferencial sobre os membros da comunidade de rios, que resulta numa sucessão de comunidades estabelecidas a distâncias abaixo do ponto de descarga, em relação ao grau de oxidação e mineralização da matéria orgânica (Strixino e Nascimento, 2001).

A função trófica que os insetos aquáticos desempenham nos ecossistemas, pode ser verificada pela sua dieta alimentar ou por suas adaptações e especializações de suas peças bucais (Baptista e Buss, 1999). Com o aumento dos níveis de impacto, a exclusão de espécies raras diminui grandemente o potencial de descrição funcional para discriminar os níveis de impacto, talvez porque espécies raras estiveram presentes nos pontos de coleta mais impactados. Então, a inclusão de táxons raros nas descrições funcionais deva melhorar o entendimento dos impactos humanos nas comunidades de invertebrados, sendo suficiente a identificação taxonômica até família e gênero (Ometo *et al.*, 2000). Por este motivo, na elaboração dos gráficos pizza, foram considerados todos os espécimens coletados. Quanto ao hábito alimentar dos macroinvertebrados coletados em Fragosos (Fig. 45), observou-se que a família com maior abundância relativa e freqüência relativa (Fig. 33) foi Chironomidae. Suas diferentes tribos possuem hábitos variados classificados como predador, coletor, retalhador, raspador e coletor-filtrador. Este grupo representou 40% dos macroinvertebrados coletados no ponto 2; 29% no ponto 5; 37% no ponto 6 e 49% no ponto 7. Resultados semelhantes foram constatados em riachos do Rio de Janeiro estudados por Oliveira e Froehlich (1999) e corroborados por Guerreschi e Fonseca-Gessner (1999).

Os raspadores foram representados por 3% nos pontos 1 e 2 e aumentaram para 13% no ponto 3. Segundo Winterbottom *et al.*(1997), gêneros da família Glossosomatidae são os mais eficientes raspadores em uma única pedra.

Predadores representaram 13% no ponto 2; esta foi a menor porcentagem entre os pontos de coleta. Dentro do rio, a matéria orgânica introduzida é progressivamente decomposta pela atividade biológica. O aumento das populações de microrganismos que degradam esta matéria orgânica, por sua vez, permite a presença de grandes populações animais que se alimentam deles (Strixino e Nascimento, 2001). Devido à biomassa elevada desses organismos, muitas vezes, sendo bastante representativos na cadeia alimentar (Takeda *et al.*, 2004). Segundo Benke *et al.*(2001), as famílias Chironomidae e Ephemeroptera são a base da cadeia alimentar de grandes predadores; e em seus estudos, estas famílias alimentam Trichoptera que por sua vez servem de alimento a Plecoptera, que alimentam Odonata e Ephemeroptera. No topo da cadeia temos a família Corydalidae, como a maior predadora neste pequeno universo de estudo, pois, as interações dentro do corpo d'água são bem mais complexas que isto.

As perturbações bióticas e físicas nas interações predador-presa podem promover coexistência entre as espécies de predadores e presas, reduzindo a densidade da população ou mantendo a riqueza de algumas espécies em uma pequena escala espaço-temporal, em um estado não equilibrado. A teia alimentar nos rios se distribui entre os macroinvertebrados bentônicos, e pode incorporar 6 ou 7 níveis tróficos. Mais estudos devem ser realizados para investigar o aumento da teia alimentar e suas implicações para o entendimento da dinâmica do ecossistema do rio (Schmid e Schmid-Araya, 1997).

Os escavadores no ponto 1 representaram 1%; passando a 3% no ponto 2; 8% no ponto 3 diminuindo no ponto 4 (1%) e alcançando o valor máximo de 13% no ponto 5; representando 3% no ponto 7. Escavadores vivem ou se alimentam do lodo; a presença destes organismos em maior porcentagem nos pontos 2, 3, 5 e 7 significa que estes pontos recebem o sedimento, e ele se deposita no leito do rio. Na região potamal (pontos 5 e 7), esta ocorrência é normal devido a baixa velocidade da água, por ser região de planície, e por isto muito sedimento é depositado ali; já os pontos 2 e 3, que são no crenal e ritral, respectivamente, com declividade e velocidade altas, atribui-se o depósito de sedimento, bem como, baixos valores de oxigênio dissolvido e altos valores de sólidos totais, coliforme total, coliforme fecal, turbidez, condutividade, DBO<sub>5</sub> e de fosfato à entrada de matéria orgânica, e a os esgotos provenientes da cidade (ponto 2), à falta de mata ciliar nos dois pontos de coleta e à entrada de grande quantidade de

matéria orgânica no sistema devido à alta concentração da agropecuária próxima a estes pontos. A mata ciliar tem influencia direta sobre o corpo d'água; estudos correlacionando a entrada de fontes de carbono nas teias alimentares de macroinvertebrados aquáticos, utilizando isótopos de carbono, revelaram que a maioria dos invertebrados analisados tiveram isótopos de carbono mais similares com os terrestres do que com as fontes de algas (Bunn *et al.*, 1999).

Coletores representaram 32% do ponto 1, o que era esperado, pelo fato de ser a região crenal e 25% do ponto 2, pelo já explicado anteriormente, e pela pouca distância que há entre os dois, o material é transportado pelo rio para o ponto 2.

O grupo coletor-filtrador apresentou 23% no ponto 2; 33% no ponto 4 e 24% no ponto 6. Segundo Saiz-Salinas e Urkiaga-Alberdi (1999), áreas onde a abundância das espécies filtradoras aumentou, indicam que a riqueza orgânica de material particulado suspenso é alta. Na Figura 47, observou-se que estes pontos, bem como os pontos 2, 5 e 7 apresentaram valores médios maiores de coliforme fecal, coliforme total e turbidez.

O grupo raspador filtrador foi maior no ponto 3 com 5%. Outro grupo pouco representativo foi o de retalhadores; estudos em rios africanos apresentaram valores semelhantes deste grupo explicando a falta de retalhadores nas amostras coletadas, primeiro porque estes apareceram somente em rios de grande altitude e frio, onde a temperatura não acelera a decomposição e os retalhadores têm acesso ao alimento como ocorre no hemisfério norte (Dobson *et al.* 2002, Pascoal *et al.* 2003). Em nosso hemisfério, devido à alta decomposição da matéria orgânica graças às altas temperaturas, a tendência é que predominem os decompositores.

Os diferentes habitats provocam uma adaptação ao processo de nutrição, em dependência do grau de disponibilidade dos alimentos. Os consumidores primários se alimentam por filtração direta da água ou por movimentos de circulação da mesma, promovido pelo próprio organismo. Os filtrantes captam as partículas que estão flutuando na água, como algas, microorganismos e partículas de detritos. As formas que produzem uma corrente de água, que também é utilizada para abastecimento de oxigênio, são encontradas principalmente na zona pelágica; representantes desse grupo são, entre outros, Rotatoria, Phyllopora, Copepoda e larvas de insetos. Os "raspadores" bentônicos se nutrem de plantas perifíticas; a este grupo pertencem a maioria dos Gastrópodos e larvas de insetos bentônicos. Alimentação semelhante apresentam os

consumidores de detritos que particulam restos de vegetais e animais na superfície do sedimento; a este grupo pertencem os Gastrópodes e Crustáceos, como Amphipoda e Isopoda. Os consumidores de sedimentos se alimentam dos restos orgânicos, juntamente com bactérias, fungos e algas vivas. No balanço total de substâncias, os animais do sedimento possuem grande importância, pois, promovendo a particulação, aumentam a superfície do substrato a ser decomposto, acelerando o processo de decomposição (Schäfer, 1985).

Na região ritral, a decomposição bacteriana, por exemplo, transforma substâncias orgânicas em substâncias inorgânicas que, por ocasião da correnteza, são transportadas para regiões inferiores do curso do rio, local em que o efeito dessa transformação se faz sentir (ponto 7). A cadeia bentônica tem como principal função, o processamento da decomposição gradativa dos restos de organismos que se precipitam, transformando-se em nutrientes para os vegetais, em ação conjunta com os microorganismos. O curso superior do rio não possui condições para que se realize uma produção primária autóctone suficiente. As condições mencionadas fazem com que o curso superior de um rio seja considerado um ecossistema oligotrófico, ao contrário do curso inferior que, recebendo toda a carga de nutrientes do curso anterior, constitui-se em um ecossistema eutrófico, com baixa possibilidade de reciclagem. A diferença entre Ritral e Potamal, pode ser dada pela variabilidade da velocidade da água no primeiro e, pela relativa constância dessa velocidade no segundo. O ecossistema do Ritral depende da introdução de material alóctone inorgânico e orgânico, recebendo pequena biomassa da parte superior, o Crenal. Apesar da grande abundância relativa de predadores (Fig. 45), existem produção primária e decomposição limitadas. O desequilíbrio observado, provoca o transporte de matéria orgânica autóctone sob forma de restos de organismos mortos, para a região seguinte, por ausência de decomposição local. O sistema de transição recebe, além desse material autóctone, também substâncias inorgânicas e orgânicas alóctones. A função principal desse segundo ecossistema é a produção de biomassa própria, do rio, nos níveis de produtores, consumidores e decompositores. A heterogeneidade dos fatores ambientais, bem como a disponibilidade de luz promovida pela alta transparência e baixa profundidade do corpo d'água, torna essa região comparável ao epilímion de um lago eutrófico, possuindo mais rica comunidade de vida. O terceiro ecossistema do rio está caracterizado por certa limitação ao

desenvolvimento de produtores e consumidores, pois estes estão restritos às zonas marginais e, no caso dos consumidores, também à região do leito. O nível de decompositores é o único que pode-se aproveitar irrestritamente do abastecimento de nutrientes provenientes da região superior; este último ecossistema, o Potamal, é caracterizado pelas atividades da decomposição microorgânica que transformam principalmente o material autóctone gerado no próprio Potamal ou na área de transição (Schäfer, 1985).

Nos pontos 3 e 4, localizados na região ritral, a diversidade de condições ambientais e de comunidades, bem como a produção primária autóctone atingem um valor máximo na zona de transição entre o crenal e potamal. Nas Figuras 45, 47 e 48, observa-se que estes pontos apresentaram o maior número de táxons (19) em toda a sub-bacia, com várias famílias de trichopteros presentes. Os Trichoptera, de um modo geral são importantes elos entre os diferentes níveis tróficos aquáticos, tendo uma grande diversidade de grupos funcionais de alimentação, os quais ocupam os mais variados nichos da água doce (Oliveira e Froehlich, 1999). De um modo geral, nesse ecossistema, o material alóctone não possui a mesma significância para a nutrição como nas duas regiões anteriores (Schäfer, 1985). O substrato presente para a colonização pode ser o fator primário na seleção do habitat para alguns colonizadores em potencial, mas pode não ser tão importante para outros. As incontáveis modificações feitas no substrato pelos processos do rio durante o período de colonização, podem influenciar os números de táxons e a diversidade (Williams e Smith, 1996).

#### **4.8 - ORDENAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO DOS FRAGOSOS, A PARTIR DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E MACROINVERTEBRADOS**

As Figuras 47 e 48 apresenta os valores médios das características físico-químicas e microbiológicas coletadas em cada ponto da sub-bacia bem como os macroinvertebrados abundantes e freqüentes em cada ponto de coleta. Observa-se que os pontos de menor vazão são: 1, 2, 4 e 6 (os dois últimos são afluentes), sendo portanto, os mais susceptíveis ao impacto da poluição orgânica devido a pouca diluição do agente poluidor.

Na Figura 47 observa-se que, os sólidos totais alcançaram valores médios altos nos pontos 2 e 3. Coliforme fecal e  $\text{NO}_2$  foram altos nos pontos 2, 4 e 7 (os valores altos de  $\text{NO}_2$  significam que os focos de poluição estão distantes, pois, os valores de  $\text{NH}_3$  não superaram os de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$ ). Segundo Schäfer (1985), a circulação de um corpo d'água induzida pelo vento fornece além de nitrato, também oxigênio para o sedimento, provocando a nitrificação do amônio a nitrato presente no sedimento. Depois do consumo do oxigênio, o nitrato é reduzido por processos de desnitrificação. A atividade de macroinvertebrados bentônicos com Tubificidae e larvas de Chironomidae dentro do ciclo de nitrogênio é pouco considerada, embora experimentos laboratoriais tenham mostrado que, a desnitrificação aumenta significativamente em amostras com Tubificidae em relação a amostras sem animais. Como consumidores de sedimento, os Tubificidae se alimentam com a parte anterior do corpo enterrada no substrato, liberando o sedimento digerido, pela parte posterior. A densidade de Tubificidae, está diretamente relacionada ao teor de matéria orgânica do lodo, sendo por isto mais freqüentes em corpos d'água eutróficos ou poluídos. O aumento da desnitrificação em presença de animais, pode ser explicado pelos processos metabólicos de larvas ou vermes, porque as bactérias foram encontradas em seus excrementos e sobre os próprios animais. Uma outra contribuição para aceleração do transporte de nitrato é a locomoção dos animais. Os processos de desnitrificação possuem uma grande importância ecológica pelo fato que, por ele o nitrogênio é eliminado na forma molecular por gaseificação. O processo de amonificação ou amoniomíneralização, constitui-se na redução de N particulado, contido em substância orgânica, através da atividade de organismos heterotróficos. Semelhante aos processos de desnitrificação, o papel dos animais bentônicos não é considerado adequadamente. Principalmente quando teores de matéria orgânica forem elevados, os Tubificidae podem aumentar a população e contribuir na amonificação. Todo o ciclo do nitrogênio na água, semelhante ao ciclo do enxofre, está sujeito às condições do estado trófico, principalmente da presença ou não de oxigênio, e apresentando modificações sazonais.

A riqueza de Oligochaeta diminuiu nos meses de outubro e novembro de 2002; neste período, a família Chironomidae apresentou uma riqueza de 75 que aumentou até chegar em outubro de 2003 a uma riqueza de 355 espécimens coletados. A quantidade de chironomídeos não se manteve constante durante o período de estudo; variações

sazonais refletem padrões temporais da utilização dos recursos e nos ciclos de vida de qualquer população (Armitage *et al.*, 1995). O aumento de riqueza de Oligochaeta, ocorreu no mês de fevereiro/2003 com 19 espécimens coletados, alcançando em outubro/2003 uma riqueza de 61 espécimens coletados.

Estudos em Guarapiranga - SP, utilizando macroinvertebrados como indicadores de poluição orgânica acentuada, concluíram que o grupo predominante na região potamal era o Tubificidade (Oligochaetas), e que houve uma diminuição do número de táxons nesta região com relação à nascente (Rocha e Piveli, 1999). Em Fragosos (Fig. 45), existiu uma diminuição do número de táxons desde a região Crenal (16 táxons) do rio em direção à Potamal (12 táxons). Nos pontos do potamal (5, 6 e 7), onde a qualidade da água encontra-se comprometida, a riqueza decresce e são eliminadas as espécies sensíveis, proliferando somente táxons tolerantes à poluição, tais como Hirudinae, Oligochaeta e Chironomidae (Figueroa *et al.*, 2003).

Na Figura 47 e 48, coliforme total apresentou valores altos nos pontos 2, 4, 6 e 7, e nestes pontos observaram-se menores valores de oxigênio dissolvido. A turbidez foi maior nos pontos 2 e 7; a condutividade, DBO<sub>5</sub> e PO<sub>4</sub> foram altas nos pontos 2, 3 e 7. Fica evidente que esta alteração na qualidade da água é oriunda da presença de carga orgânica, tendo em vista que, quando o Nitrogênio está presente na água na forma orgânica (NH<sub>3</sub>), é indicativo de poluição por compostos orgânicos. Confirmando esse indicador, tem-se a elevação da DBO<sub>5</sub> da água, como reflexo do consumo de oxigênio no processo de decomposição dos poluentes orgânicos. Como é sabido e largamente difundido na literatura, a qualidade da água é o reflexo do uso da terra nas microbacias, sendo que a qualidade tende a piorar das nascentes para a jusante (Leonardo, 2003). A demanda bioquímica de oxigênio, produzida por todo esse material orgânico em decomposição, atinge um máximo no ponto onde se dá o lançamento, decrescendo em seguida (Branco, 1969h).

O acréscimo da DBO<sub>5</sub>, que é proporcionado pelos depósitos orgânicos, deve-se aos produtos de decomposição anaeróbia, resultantes da atividade biológica no interior dos sedimentos, produtos estes que se difundem, posteriormente, nas águas situadas acima. Depende da taxa de difusão e transporte dos subprodutos oxidáveis para a água, e não da difusão do oxigênio da água para o interior do lodo. Larvas de quironomídeos e vermes tubificídeos podem elevar o consumo de oxigênio pelo lodo, através do

aumento que produzem, da profundidade da camada aeróbia, sendo essa profundidade diretamente proporcional à população desses invertebrados, quando esta atinge densidades superiores a 50.000 animais/m<sup>2</sup>. Esses animais, além disso, aumentam a resistência do lodo à erosão, porém, quando constituem população muito densa e a produção de gases da zona anaeróbia é elevada, as camadas superiores do lodo, contendo grande número de orifícios ou canais (os “tubos” dos chironomídeos e tubificídeos) podem flutuar, sendo carregadas com a água. Essa ressuspensão do material destacado dos sedimentos causa grande aumento de consumo de oxigênio chegando, em alguns casos, a erosão de uma camada superficial de 0,5cm de espessura de lodo (Branco, 1969g).

Segundo Pagliosa *et al.* (2001), há forte relação entre os valores de cascalho com a densidade de efemerópteros, larvas e adultos de coleópteros e larvas de tricópteros. Por outro lado, nematódeos, larvas de chironomídeos e de outros dípteros estiveram associados aos maiores teores de matéria orgânica e ao menor tamanho das partículas de sedimento.

A condutividade, segundo Roy *et al.* (2003), está correlacionada negativamente com a integridade biótica, sendo um bom indicador de distúrbios no sedimento. As altas concentrações de nutrientes (N e P) e turbidez foram relacionados ao aumento da área urbana e agrícola, e diminuição da floresta. O aumento da condutividade e sólidos totais também foram correlacionados com o aumento da área urbana e diminuição da floresta. As variáveis geomorfológicas e químicas são importantes para explicar a variação nos índices bióticos e outras características dos macroinvertebrados ao longo dos pontos de coleta.

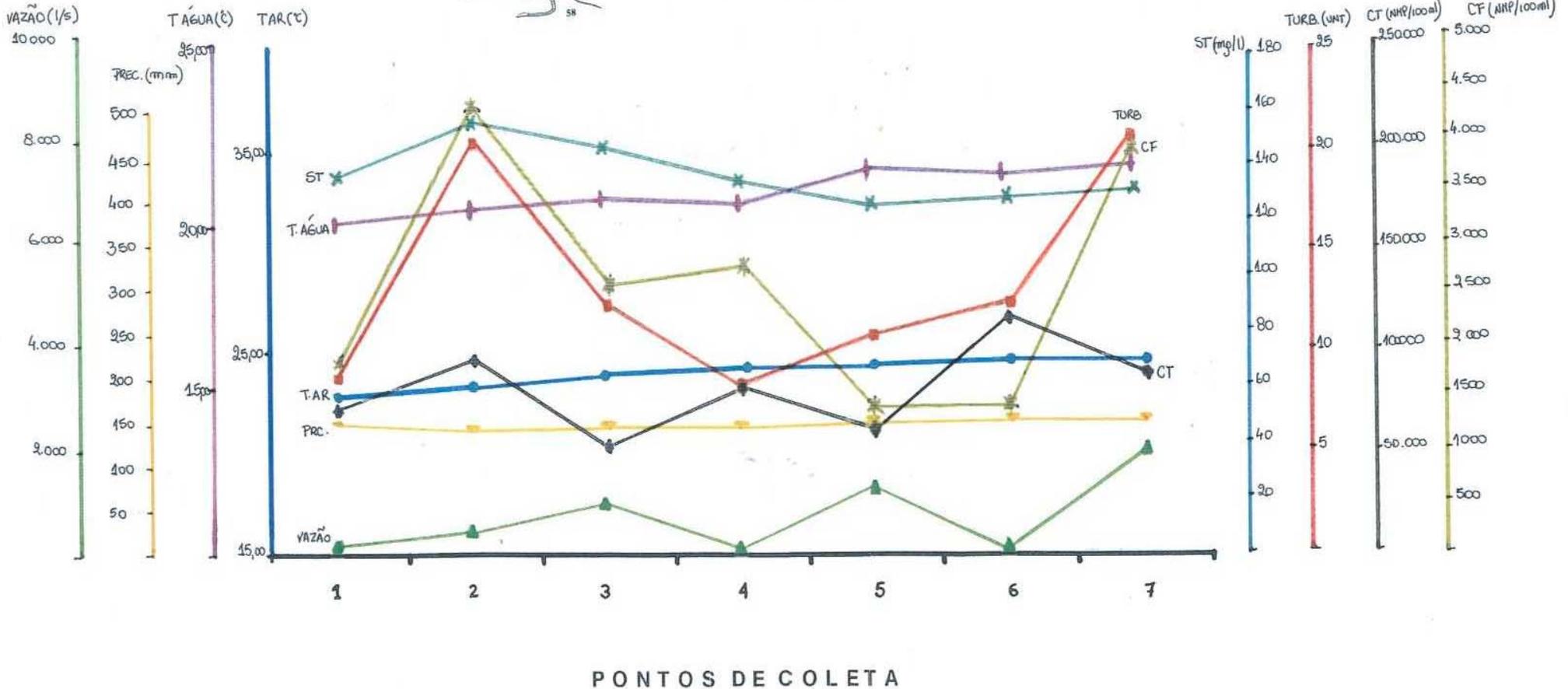
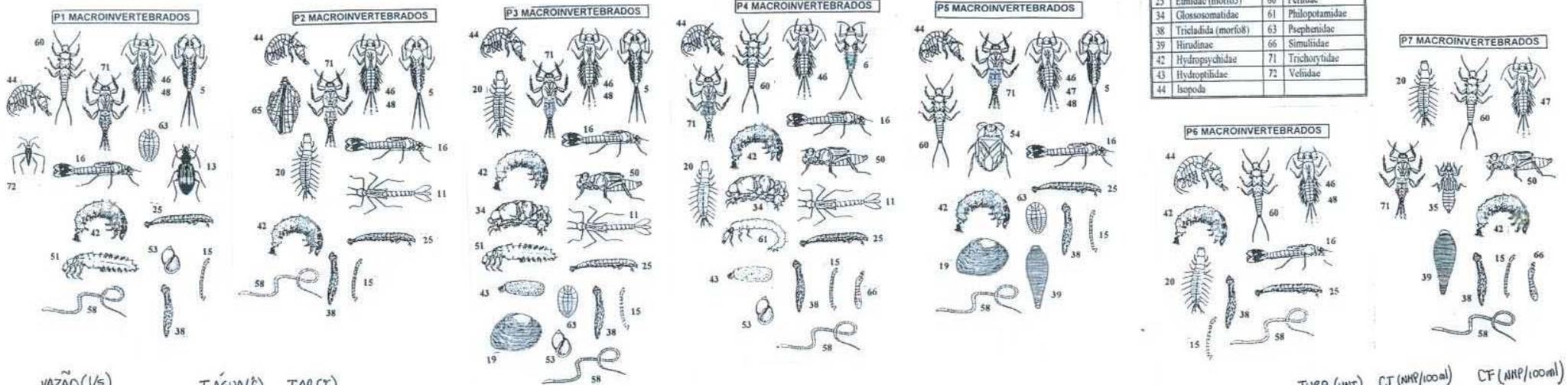
Os macroinvertebrados (plecópteros, odonatas e tricópteros) possuem células e membranas que são capazes de captar íons do corpo d'água, permitindo que elas suportem altos níveis de condutividade.

O pH apresentou elevação somente no ponto 3. A NH<sub>3</sub> foi alta nos pontos 4, 5 e 7 (Fig. 47 e 48), e o NO<sub>3</sub> foi elevado nos pontos 3, 4, 5, 6 e 7, significando que os focos de poluição estão distantes.

Figura 47 - Valores médios das características físico-químicas, microbiológicas e macroinvertebrados amostrados em cada ponto da sub-bacia hidrográfica Lajeado dos Fragosos, no período de 2002 a 2003

EM CADA PONTO DE COLETA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA LAJEADO DOS FRAGOSOS, COLETADOS NO PERÍODO DE 2002/2003

5	Baetidae (morfo1)	46	Leptophlebiidae a
6	Baetidae (morfo2)	47	Leptophlebiidae b
11	Calopterygidae	48	Leptophlebiidae c
13	Carabidae (morfo4)	50	Libellulidae
15	Chironomidae	51	Limnephilidae
16	Coenagrionidae	53	Lymnaeidae
19	Corbiculidae	54	Naucoridae
20	Corydalidae	58	Oligochaeta
25	Elmidae (morfo5)	60	Petidae
34	Glossosomatidae	61	Philopotamidae
38	Trichoptida (morfo8)	63	Psopheniidae
39	Hirudinae	66	Simuliidae
42	Hydropsychidae	71	Trichorythidae
43	Hydroptilidae	72	Velidae
44	Isopoda		





As Figuras 49 e 50 apresentaram 2 dendrogramas de ligações simples unindo os diferentes pontos de coleta através dos dados físico-químicos e microbiológicos (Fig. 49) e através dos macroinvertebrados (Fig. 50).

Há discrepância na similaridade entre os pontos dos dois dendrogramas pelo motivo largamente difundido em todas as bibliografias sobre macroinvertebrados; estes contam a história do rio e tudo o que acontece na bacia hidrográfica; já os dados físico-químicos são a "foto" do momento pelo qual está passando o corpo d'água, que é extremamente dinâmico. Porém, deve-se considerar que este tipo de análise pode mudar muito. Segundo Scarsbrook (2002) dendrogramas podem mostrar um agrupamento considerável para alguns pontos durante o tempo, mas em nenhum caso durante seu estudo de 9 anos de duração, em um rio da Nova Zelândia, houve agrupamento constante em todos os anos, e alguns pontos mostraram um baixo grau de fidelidade no agrupamento.

O dendrograma (Fig. 50) formou um grupo com os pontos 4 e 6 que apresentam similaridade, confirmada pelas características que estes pontos apresentam. Com relação às características físico-químicas e hidrológicas, os dois são afluentes com pouca vazão, apresentam valores médios altos de Coliforme total, baixos valores de oxigênio dissolvido e altos valores de  $\text{NO}_3$ . Considerando as informações dos hábitos alimentares dos macroinvertebrados (Fig. 45), os grupos de maior porcentagem, como predador, coletor, retalhador, raspador e coletor-filtrador 24% no ponto 4 e 37% no ponto 6; Coletor-filtrador 33% no ponto 4 e 24% no 6; predador 19% no ponto 4 e 17% no 6; coletor 11% no ponto 4 e 16% no 6; coletor raspador 3% no ponto 4 e 4% no 6, são parecidos para os dois pontos. A abundância e frequência relativa dos macroinvertebrados apresentaram-se diferentes devido a que, o ponto 4 está na região ritral do rio caracterizada por ter uma comunidade rica, com abundância de predadores, baixa vazão e profundidade do corpo d'água (Schäfer, 1985). Este conjunto de fatores apresentados pelo ponto 4, promoveram uma recuperação ou autodepuração rápida, principalmente, no período de baixa pluviometria. As altas quantidades de  $\text{NO}_3$  registradas nos dois pontos demonstram que o nitrogênio já foi degradado nestes pontos.

Segundo Schäfer (1985), podem ser diferenciados dois grupos de fatores que se modificam ao longo do curso do rio; o primeiro, iniciando a partir de valores altos, para valores baixos, como saturação de oxigênio, declive, erosão, transparência e leito

pedregoso, que diminuem em direção ao curso inferior; o segundo grupo mostra um comportamento inverso, com aumento dos valores da temperatura da água, substâncias orgânicas, acumulação, nutrientes, substâncias em suspensão, profundidade, largura e leito arenoso-lodoso.

Pelo dendrograma (Fig. 50), o ponto 1 ficou separado devido às características particulares do mesmo, apresentando vegetação nas margens e entorno, pouca luz, pouca vazão e leito de pedras de tamanho pequeno e médio. No Anexo I-B tem-se uma classificação do tamanho das pedras, servindo como referência para este trabalho em Frágosos. Os pontos 5 e 7 apresentam maior similaridade sendo também similares ao 2 e 3 formando um segundo grande grupo. O ponto 5 e 7 são parecidos por apresentarem largura e vazão semelhante, substrato (laje no fundo) parecido e vegetação nas margens. Quanto aos macroinvertebrados é necessário ressaltar a presença das famílias: 39 (Hirudinae) e 58 (Oligochaeta), apresentando forte relação com  $PO_4$  e  $NH_3$ , nos pontos 5 e 7 da sub-bacia. Castro (1999), no seu trabalho com a família Simuliidae, constatou que os pontos com maior desequilíbrio pelo impacto da poluição eram os da região crenal (1 e 2), o ponto 5 da região ritral e o ponto 7 da região potamal, em 2002/2003 estes pontos continuavam tendo os mesmos problemas ambientais.

Figura 49 - Dendrograma dos valores médios das características físico-químicas e microbiológicas amostradas na sub bacia hidrográfica do do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003

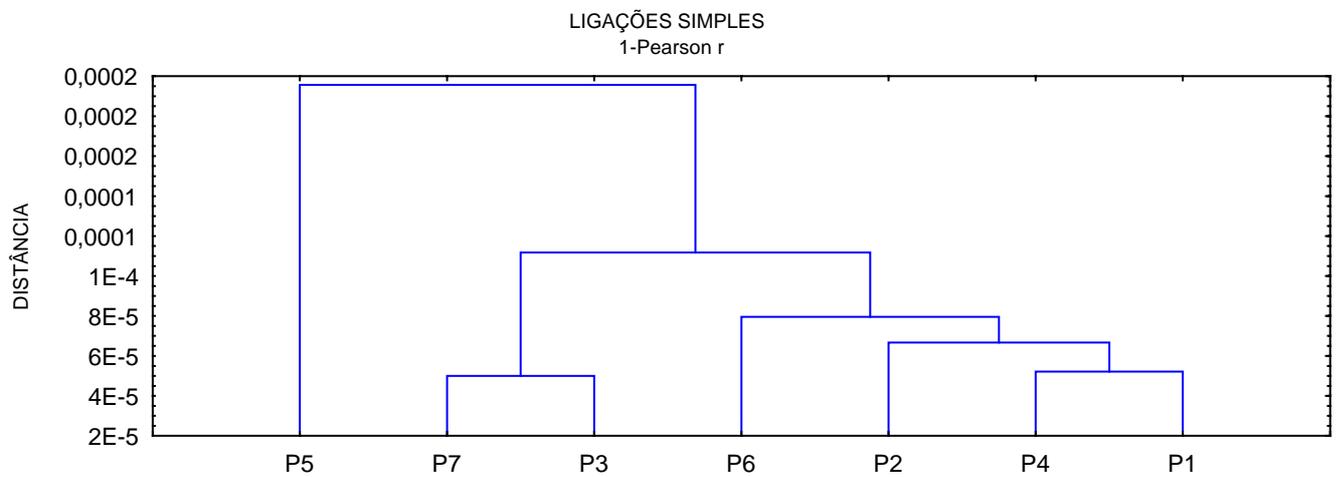
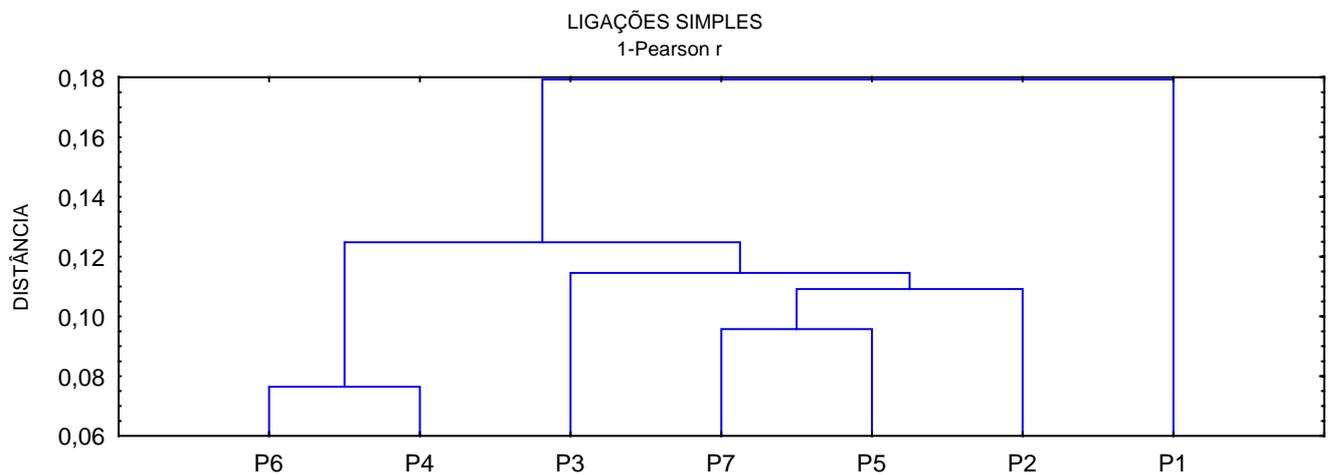


Figura 50 - Dendrograma dos pontos de coleta baseado nos macroinvertebrados amostradas na sub bacia hidrográfica do Lajeado dos Fragosos no período de agosto de 2002 a outubro de 2003



O Mapa da Sub-bacia Lajeado dos Fragosos (Anexo I-E) mostra a concentração de unidades de suínos por hectare agricultável, formando 23 grupos, e na tabela, que acompanha o mapa, o volume de dejetos de suínos produzidos em {Anexo I-E) cada grupo da sub-bacia, com seu equivalente em NPK. O grupo 10 apresentou a menor quantidade de dejetos, com um volume de  $465,38\text{m}^3/\text{ano}$ , e o grupo 12 a maior com  $16.411,86\text{m}^3/\text{ano}$ . As concentrações de unidades de animais por área, nestes dois grupos, não foi alta. As densidades mais altas foram encontradas no grupo 10 (1,27 UA/ha), no 12 (4,11 UA/ha) e no grupo 17 (31,47 UA/ha). Também podemos incluir os grupos 19, 22, 17, 14 e 20 como grupos com grande volume de dejetos produzidos e com potencial poluidor. Estes grupos encontram-se próximos aos pontos que apresentaram maiores índices de poluição. O grupo 12, 14 e 19 localizam-se próximo aos pontos 5, 6 e 7; já os grupos 20 e 22, estariam mais próximos dos pontos 3 e 4 do Fragosos, o que explicaria a alta concentração destes nutrientes nestes pontos e a presença destes organismos que são característicos de águas poluídas (Branco, 1978).

O Estado de Santa Catarina, ao longo dos anos, vem construindo um modelo bem característico de estrutura sócio-econômica e de exploração de seus recursos naturais. O território como um todo, tem deixado muito a desejar quanto à preservação e recuperação desses recursos (principalmente os aquíferos), além de se apresentar fracamente sensibilizado quanto à questão da consciência ecológica da sociedade. Como decorrência desses fatores, observa-se um certo grau de ignorância sobre o adequado manejo dos dejetos que provêm desse sistema de criação, culminando no escoamento dos mesmos diretamente em córregos, riachos, lagoas e rios, causando sérios problemas de degradação do meio ambiente, além da perda de fontes de nutrientes, que poderiam retornar ao solo de um modo mais rápido e eficaz (Castro, 1999).

Na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos, a área média das propriedades é de 22,6ha e a lavoura temporária é de 6,6ha o que evidencia uma região de pequenos agricultores e com grande concentração de produção, pois, o número médio de suínos por hectare é de aproximadamente 25 animais. A média de suínos por estabelecimento de 335, variando de um mínimo de 24 até um máximo de 2.023 animais. Em função do elevado coeficiente de variação existente no tamanho do plantel de suínos, é grande também, a diferença existente na produção total de dejetos por unidade que varia de 81 até um valor máximo de  $7.200\text{m}^3/\text{ano}$ . Em relação à estocagem dos dejetos é

interessante observar que, embora os valores médios de tempo de retenção hidráulica (117,78 dias) estejam próximos ao preconizado pela legislação (120 dias), existem unidades com uma grande capacidade ociosa de suas estruturas de armazenagem e outras que não possuem nenhuma forma de armazenamento dos dejetos. Outro fator que pode agravar o quadro de excedente de dejetos, para aplicação no solo, existente na sub-bacia é o fato de 34% dos suinocultores se dedicarem, também, a produção de aves. Nota-se que, o potencial poluidor está mais relacionado ao tamanho do plantel do que a área da propriedade, isto é, ao volume de dejetos/ha/ano e o número de suínos/ha (principais indicadores de potencial poluidor). A estratégia para o manejo dos dejetos adotada pela grande maioria dos produtores na Sub-bacia de Fragosos, que é o armazenamento em depósitos (esterqueiras e bioesterqueiras) para posterior transporte para as áreas de lavoura, revela-se problemática uma vez que, a elevada concentração de animais por unidades de área, proporciona uma produção de dejetos superior àquela permitida pela legislação em vigor que estabelece uma dose de 50m<sup>3</sup>/ha/ano, (Resolução n.º 12 - FATMA, 2002), gerando um volume de dejetos impossível de ser reciclado internamente às propriedades. Isso evidencia a necessidade de uma complexa rede de armazenamento e transferência para propriedades vizinhas e/ou instalação de unidades de tratamento que reduzam o potencial de poluição dos dejetos excedentes.

Por sua vez, a Fundação Estadual do Meio Ambiente, empresa responsável pelo licenciamento ambiental, deve ser mais efetiva no cumprimento dos aspectos da legislação relacionados ao tempo de retenção hidráulico das estruturas de armazenamento, bem como no critério que estabelece a dose máxima de dejetos por hectare, caso a alternativa tecnológica adotada pelo produtor seja sua deposição no solo (Miranda e Coldebella, 2002).

Os lançamentos de dejetos suínos nos corpos d'água são responsabilizados pela proliferação de espécies hematófagas que proliferam nas águas como Simuliidae, ou no próprio esterco (larvas de moscas domésticas e varejeiras gênero *Ofira sp.* e as da espécie *Hermetia iluscenes*, lembrando que, existem espécies de moscas que se criam no esterco e que se alimentam de sangue, como a mosca do estábulo, (*Stomoxys calcitrans*). Existem várias espécies de moscas que se criam no esterco. A mosca doméstica é a mais comum e, na forma adulta, vive de 25 a 45 dias. A mosca do estábulo e as varejeiras também se criam no esterco de suíno por ser este tipo de esterco rico em

proteína (Paiva, 1994). Lozovei *et al.* (2004), recomenda o manejo mecânico de simuliídeos, como melhor saída para controlar este desconforto sofrido pelo homem do campo, melhorando a qualidade de vida dos residentes e de visitantes da área (Petry *et al.*, 2004).

## V - CONSIDERAÇÕES FINAIS

O CONAMA/86 considera que, o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade, considerando que a saúde e o bem estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas.

Segundo Castro (1999), as características qualitativas, como as quantitativas e bióticas, das águas estudadas, apresentaram-se bastantes comprometidas em função da ocorrência de altas taxas de concentração daqueles parâmetros fundamentais à "saúde" das águas para a legislação. Ainda que, em alguns pontos os parâmetros apresentaram-se abaixo dos limites da legislação, a caracterização da qualidade dessas águas deve passar por uma avaliação não somente pontual, como geral. Segundo Silva *et al.* (2003), sem monitoramento da qualidade da água não se tem um indicativo confiável da extensão da poluição causada pelos dejetos de animais, a não ser pela saúde do ambiente aquático. Muitos outros trabalhos realizados na Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos comentam a poluição desse corpo d'água nos últimos anos; porém, neste trabalho confirmamos que pouco mudou nos últimos anos.

Julgava-se que a solução desses problemas era uma questão tecnológica ou financeira; entretanto, são mais frequentes os casos em que se caracterizam, não só limites científicos, tecnológicos e financeiros para se purificar uma água que teve a sua qualidade degradada pelas atividades antrópicas. Por sua vez, a utilização de métodos muito sofisticados de tratamento, pode engendrar problemas cada vez mais complexos e de difícil solução, os quais afetam a qualidade do ambiente em geral, e a saúde pública, em particular. Em consequência, é praticamente nula a confiabilidade dos processos convencionais de tratamento de água de mananciais que recebem esgoto de centros urbanos, efluentes industriais, águas residuais de mineração ou, simplesmente, o escoamento superficial difuso das bacias hidrográficas onde se praticam agricultura com uso intensivo de insumos químicos, devido a quase impossibilidade de eliminação

adequada da grande variedade de elementos menores ou traços – neurotóxicos, carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos, entre outros - que podem estar presentes nas águas de consumo. Portanto, águas captadas de bacias hidrográficas não protegidas, não são confiáveis para abastecimento público, pelo fato de meramente atender aos poucos parâmetros de qualidade estabelecidos pelos padrões gerais de qualidade ambiental, ou de potabilidade para águas de consumo humano (Rebouças *et al.*, 1999).

Muitos trabalhos de pesquisa foram desenvolvidos até o momento visando melhorar o manejo e utilização dos dejetos suínos (Gosmann, 1997; Miranda *et al.*, 1999; Seganfredo, 2000 e 2003; Palhares *et al.*, 2002; Perdomo, 2004), e todos os que já foram citados neste trabalho; porém, poucas mudanças vêm ocorrendo na qualidade ambiental da Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos. Segundo Silva (2000), destacam-se alguns programas governamentais aplicados, porém, os avanços sociais econômicos provocados, não foram suficientes para garantir a sustentabilidade da atividade rural.

\*“Programa de Conservação e Uso da Água e do Solo” ( PROCAS), operacionalizado a partir de meados da década de 80 e ainda em atividade, foi instalado no oeste catarinense através de ações voltadas para construção de poços e açudes, com finalidade específica de abastecimento de água e desenvolvimento da piscicultura. Este programa, embora importante, é cartesiano e excludente. Primeiro por não considerar as causas da falta e da poluição das águas, e segundo por inviabilizar acessos aos produtores descapitalizados.

\*“Programa do Cálcio” para recuperação do solo, foi operacionalizado nas últimas três décadas. Este programa era de ação sustentada mas não sustentável, por não contemplar as práticas de manejo adequado dos solos para evitar a intensificação da acidez e da erosão.

\*“Plano Agropecuário Catarinense” (PLANAC) incorpora em sua proposta a conceituação de desenvolvimento sustentável. Surgiu em 1987 com os seguintes objetivos:

- 1-Melhoria da qualidade de vida da população rural;
- 2-Aumentar a renda e a capitalização do agricultor;
- 3-Aumentar a produção de bens e serviços;
- 4-Usar racionalmente os recursos naturais;
- 5-Aumentar o poder político e participativo dos produtores.

Apesar de não ter sido implementado, o importante deste plano foi a consideração das bases conceituais na formulação do novo plano de desenvolvimento, o “Projeto Microbacias”.

O Projeto de Recuperação, Conservação e Manejo dos Recursos Naturais em Microbacias Hidrográficas, no Estado de Santa Catarina- Projeto Microbacias/BIRD I , foi assinado em 22/07/91 entre o Governo de Santa Catarina, com o aval da União e a participação do Banco Internacional para a Reconstrução e Desenvolvimento (BIRD). Sua execução foi concluída em julho de 1999 (oito anos de duração) e pode ser considerado como o marco referencial em planejamento rural integrado no estado.

\*Diagnóstico das Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina – com área total de 95.985 km<sup>2</sup>, abrangendo 135 municípios, foi elaborado no período de 1997 a 1998 (PROÁGUA, 95/98).

\*”Programa de Expansão da Suinocultura e Tratamento e Aproveitamento dos Dejetos” contempla a melhoria ambiental e da qualidade de vida do suinocultor. A operacionalização deste programa foi iniciada em março de 1994, com prazo de quatro anos para a conclusão. Aqui tem-se como destaque a Melhoria Ambiental e a Qualidade de Vida, através de ações para reduzir a poluição causada pelos dejetos suínos, agregando-lhe valor, principalmente no uso como fertilizante. Porém, face a algumas distorções de objetivos durante a execução do plano, seus resultados foram mais significativos na expansão da suinocultura, do que no tratamento e aproveitamento dos dejetos. As ações voltadas aos dejetos suínos resumiram-se na construção de esterqueiras e bioesterqueiras, muitas vezes mal dimensionadas e sem comprovação de serem essas tecnologias as mais adequadas e eficientes para resolver os problemas de poluição. Outros programas surgiram como o PRONAF (Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar) e o PROIND (Programa Catarinense da Indústria Rural da Pequeno Porte), programas estes sem abordagem sistêmica da situação ambiental da região e, sem participação da sociedade na elaboração e implementação (Silva, 2000).

\*Atualmente temos o Projeto pertencente ao PMNA II (Programa Nacional do Meio Ambiente) sob o título de “Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina” coordenado pela Secretaria de Estado do

Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, executado pela Embrapa Suínos e Aves, e como colaboradores se encontram a UFSC, FATMA, Epagri de Santa Catarina.

O objetivo do projeto é melhorar a qualidade ambiental nas bacias hidrográficas Fragosos e do Coruja/Bonito, com enfoque no recurso “água”, através da adequação das atividades da suinocultura, pela adoção de gestão tecnológica e prática de manejo ambientalmente adequadas, consorciadas ou comunitárias, aplicáveis em microbacias, projeto na qualidade do ar, das águas superficiais e subterrâneas e dos solos afetados. O PNMA II pretende ainda desenvolver e implementar um modelo de gestão interinstitucional para a execução e acompanhamento do projeto.

Segundo Panzeri (1997), existem hábitos e "habitus". Hábito, conceitualmente, está ligado ao inconsciente, a uma atitude passiva e mecânica do sujeito na incorporação de um ato, de um uso ou de um costume. Os problemas locais: o desmatamento, o uso de agrotóxicos e a questão da água (escassez, contaminação, poluição), são percebidos pela comunidade como os grandes problemas ambientais locais e globais; portanto, comuns às diversas comunidades rurais de Santa Catarina e de outras partes do planeta. Na visão local, os rios são percebidos como grandes depósitos de lixo, de venenos, de dejetos animais e humanos, de moscas, de borrachudos, e o hábito de lançar o esgoto doméstico a céu aberto são praticados e assumidos como práticas que danificam o meio ambiente. Os atores sociais rurais percebem que não é “natural” desmatar, lançar poluentes nos rios, no ar, mas toda a propaganda da revolução verde, o apelo para produzir mais e aumentar a produtividade desconsiderou os problemas sócio-ambientais levando a um “amortecimento” ético e preceptivo dos ecossistemas locais, resultando em descaso com os rios, córregos, riachos e mais. Há uma percepção de que o rio “lava” e leva; portanto, é uma “boa” alternativa. Essa lógica faz sentido, pois, sabe-se que a natureza é organizada e tem mecanismos de transformação, como pode ser comprovado no processo de cadeia alimentar, que realiza a digestão da matéria orgânica. O problema é que os ecossistemas têm uma capacidade de suporte, o que não está sendo considerado. Assim, uma solução que poderia ter um baixo impacto ambiental antigamente, hoje, com o aumento populacional e a concentração de animais (suínos, aves e bovinos), mais a poluição química, provoca um verdadeiro desastre ecológico. Como consequência, temos a morte dos rios e o conhecimento empírico não dá mais conta da realidade atual. Não se pode afirmar que há desconhecimento dos problemas

que os dejetos provocam no rio, mas pode-se verificar uma tendência de desconsiderar quais são esses problemas, mantendo-se a tendência de tirar da “vista” e colocar “longe” de casa e “longe” do poço o que está incomodando. A contradição é que, mesmo percebendo essa problemática, há uma “impotência” em mudar esta situação, a opção então, é afastar-se “naturalmente” do rio. Nesta percepção, é como se o rio não tivesse outro destino, teria sido “escolhido” para o sacrifício de receber todos os resíduos produzidos pela sociedade. Há uma espera de que o outro faça primeiro, pois, se um não faz o outro também não faz, justificando-se pela não necessidade de usar determinado recurso. A água do rio, em geral, não é utilizada pela população rural para consumo, o que dá certa “liberdade” de dispor desse elemento sem maiores prejuízos para si. Essa tendência confirma a necessidade de investimentos em educação ambiental para as comunidades rurais, assim como, para os técnicos das instituições.

Propõe-se frente a esta realidade, a procura do "*habitus*", que é uma construção social ativa dos sujeitos e, como tal, é um produto da história, produz práticas individuais e coletivas, que se traduz no agir cotidiano dos atores sociais e estão interligadas às percepções e às relações. Falar de *habitus* é falar de práticas, de atitudes, de disposições duráveis e mutáveis adquiridas ao longo da história individual e coletiva dos grupos sociais dentro de determinado campo. A noção de *habitus*, significa uma recusa a toda uma série de alternativas nas quais a ciência social se encerrou, essa noção inconsciente, do finalismo e do mecanicismo. Ao utilizar a noção de *habitus*, pretende-se pôr em evidência as capacidades criadoras, ativas, inventivas do agente (que a palavra hábito não diz). Cabe ressaltar a necessidade de superar a idéia de que a conscientização atua como “mágica” para que o ser humano mude suas práticas, seus hábitos, suas percepções. Portanto, deve-se trabalhar com base às suas estruturas de sensibilidade e cognitivas, pois, a medida que estas vão se transformando, transformam sua forma de “olhar” (perceber) os espaços com novas imagens e valores e podem, naturalmente, mudar sua forma de agir e se relacionar com o mundo. Mudar a forma de perceber um determinado espaço implica em agir e se relacionar diferentemente com este espaço. O *habitus* é um conhecimento adquirido, e também um haver, um capital, indica a disposição incorporada quase postural de um agente em ação (Panceri, 1997).

Por sua vez na arena das propriedades rurais, segundo a formulação dos Programas, os agricultores devem construir as bioesterqueiras, aumentar a produção e

assumir o financiamento. Desta forma aumentarão o rendimento da lavoura de milho e se resolverá o problema da poluição. A partir dessa lógica simplificada, reduzida, o Programa está propondo um conjunto ideal de operações, inspeções, manejo e manutenção de práticas consideradas seguras e adequadas, distantes das complexidades, contradições, incoerentes do mundo real que enfrentam os produtores cotidianamente como por exemplo como distribuir o dejetos? Os agricultores, ainda que assumissem o financiamento das esterqueiras, não tinham suporte técnico para fazer a distribuição dos dejetos nas lavouras. Isto gera uma série de conflitos internos que se refletem na própria implantação do Programa. Afinal quem vai distribuir os dejetos? Toda a problemática vai além da construção de esterqueiras ou bioesterqueiras, existe o problema do tratamento dos dejetos, a falta de capacitação técnica dos mesmos para evitar desperdícios da água, melhorar a produção e no manejo dos animais, saber lidar com os rejeitos da produção e principalmente conhecer o real impacto que as suas práticas podem provocar no ambiente. Grandes projetos, novas tecnologia, participação política, financiamentos, boa vontade de todos os envolvidos no projeto ainda não são suficientes para que se tenham resultados reais de melhoria ambiental (Guivant, 1999).

São necessários programas educativos e campanhas para persuadir as pessoas a adaptarem seu comportamento ao ciclo da água, e reconhecerem que a água não é infinita e tampouco gratuita. A eficácia desses esforços será maior se o conhecimento e a percepção dos grupos-alvo forem usados no desenvolvimento das campanhas (UICN, PNUMA, WWF, 1991). Através de programas educativos, trocam-se experiências, num respeito ao “saber fazer” existente em todas as culturas, buscando-se formar a massa crítica capaz de reverter essa situação de alienação, maximizada pela idéia falsa de que vivemos num planeta de recursos infinitos e que nossa aspiração pela abundância pode ser conseguida sem que um ônus maior para toda a ecologia planetária ocorra como consequência (Coelho, 1996).

Segundo Watanabe *et al.*(2003), a comunidade de macroinvertebrados gera, para a rede de monitoramento, informações adicionais, não detectáveis por outras análises, sendo portanto, importante ferramenta nos programas de monitoramento de bacias hidrográficas. No caso da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos, os macroinvertebrados foram utilizados como ferramentas de apoio para confirmar o que já se conhece dos problemas provocados por dejetos animais e humanos que são lançados

no corpo d'água, bem como, o desmatamento, o uso de venenos para matar insetos e plantas, o mal uso da água pois ainda pensamos que ela é um recurso infinito! autoreciclável e todos os problemas que estão ocorrendo no Brasil e no Mundo. Por outro lado, anteriormente, todos os trabalhos realizados na região remetiam a problemas com moscas e borrachudos como indicadores de poluição e impacto ambiental. Com este trabalho, gerou-se novas informações sobre a comunidade de macroinvertebrados de Fragosos, apontando que Oligoquetas, Quironomídeos, Hirudíneos são também indicadores de poluição, e que Tricópteros e Odonatas, entre outros podem, ser indicadores de qualidade ambiental quando o -Hábito- é deixado de lado para que o "Habitatus" atue.

Considera-se de relevante importância que, a comunidade tenha acesso a estas informações, para "conhecer" as riquezas biológicas que um corpo d'água bem conservado pode chegar a ter. O que se conhece, se admira e conseqüentemente se cuida, esse ainda é o lema dos que amam! a mãe Natureza.

No monitoramento do corpo d'água de Fragosos é fundamental a continuidade na coleta de dados, pois, com maior quantidade de informações, cometem-se menos erros nas conclusões, gerando tomadas de decisão mais coerentes com a realidade.

Dizer que Fragosos se depura no período de estiagem, poderia gerar uma falsa idéia de que o rio "melhorou". Segundo Branco (1969e), a autodepuração de um rio é geralmente interpretada como a volta às suas condições ecológicas originais, anteriores à poluição. Num sentido restrito, entretanto, essa volta às condições anteriores nunca se dá realmente. A estabilização sim, pode ser completa, bem como a recuperação de oxigênio consumido, mas a composição final da água e, por conseguinte, as suas características ecológicas, nunca mais serão iguais às existentes antes da poluição, e isto porque, do processo de estabilização resulta, naturalmente, a formação dos compostos estáveis em concentrações que antes não existiam no rio. A autodepuração fica reduzida a apenas um dos múltiplos aspectos integrantes do fenômeno geral da poluição: a recuperação dos níveis primitivos de concentração de oxigênio dissolvido, o que, de maneira nenhuma pode ser interpretado como processo de purificação. Se a recuperação total do oxigênio dissolvido fosse suficiente para caracterizar uma água depurada, isto estava em conflito com o conceito de demanda bioquímica de oxigênio, uma vez que, águas saturadas de oxigênio podem apresentar elevada DBO<sub>5</sub> - como ocorreu nos pontos

2, 3 e 7 - (exemplo: esgotos líquidos submetidos a intensa aeração, como no caso de tratamento por lodos ativados ou lagoas de estabilização aeróbias, ou finalmente qualquer água rica em matéria orgânica onde se verifica intensa atividade fotossintética). Reoxigenação não é sinônimo de depuração e como a depuração, num sentido mais amplo não existe, o fenômeno de autodepuração passa a ser um conceito muito vago. O que existe, numa água que recebe poluição, é uma sucessão de estados ecológicos, sem uma volta ao estado primitivo. Isto equivale dizer que o que existe é uma sucessão de modalidades de poluição, tendendo a uma despoluição. Do ponto de vista utilitário ou sanitário podemos dizer que, a água estará despoluída no momento em que suas características ecológicas não mais sejam conflitantes com a sua utilização normal. É necessário, porém, ter em mente o fato de que o conceito de autodepuração não é absoluto, e sim relativo, dependendo da finalidade a ser dada ou da utilização que se pretende fazer da água, e a escolha de parâmetros para avaliação dessa autodepuração deverá estar subordinada a esse critério (Branco, 1969h).

Os parâmetros ideais de autodepuração seriam aqueles que permitissem observar ou avaliar quantitativamente os vários estágios de evolução do meio no sentido prático da sua utilização. A autodepuração é um processo essencialmente dinâmico. Assim sendo, a sua evolução não pode ser bem apreciada simplesmente através de padrões de qualidade. É necessário obter-se dados que tenham continuidade no tempo e no espaço, e que, uma vez escalonados em uma curva ou gráfico representativo, permitam a previsão de condições futuras ou intermediárias, em pontos não observados na prática. O oxigênio não deixa de ser um parâmetro valioso, do ponto de vista puramente ecológico, ou também da utilização da água para fins de piscicultura, pois, uma água, embora contendo elevada DBO, pode ser satisfatória para o desenvolvimento de peixes, se for saturada ou quase saturada de oxigênio. A matéria orgânica aí contida serve, inclusive como alimento, e os microorganismos patogênicos nocivos ao homem, não tem nenhuma ação sobre os peixes. O fato da curva de saturação de oxigênio ter se completado, ao longo de um rio, não significa necessariamente, que sua água apresenta condições satisfatórias ao abastecimento. Trata-se de um parâmetro que permite a apreciação até certo ponto, da evolução do processo de autodepuração, e não de um padrão de potabilidade. Outro parâmetro útil, na avaliação do processo de autodepuração, é o da variação do índice de coliformes. Este, ao contrário do anterior,

não permite avaliação da evolução ecológica do sistema, mas reflete a depuração do ponto de vista da contaminação bacteriana. Sua aplicação está relacionada a avaliação do decréscimo da poluição, tendo em vista o fim prático da utilização da água para abastecimento doméstico ou público. O processo de autodepuração, do ponto de vista ecológico inclui muitos outros fenômenos. A oxidação dos compostos complexos, do carbono até o metano ou até o gás carbônico; a estabilização biológica de compostos orgânicos nitrogenados, até as formas mais simples de nitratos, ou até mesmo nitrogênio gasoso; a transformação de compostos orgânicos ou minerais que contém enxofre, até a formação de gás sulfídrico ou de enxofre puro constituem apenas alguns dos mais importantes processos que fazem parte do fenômeno geral da autodepuração. Cada uma dessas transformações leva a modificações da composição do meio, e é acompanhada de variações qualitativas e quantitativas da sua população biológica. Cada um desses fatores, químicos ou biológicos poderá, teoricamente, e dependendo da finalidade que se tem em vista, servir de base ao estabelecimento de constantes ou parâmetros que permitam a avaliação do processo dinâmico de autodepuração (Branco, 1969h).

Entre os mecanismo físicos de maior importância, que contribuem direta ou indiretamente para a autodepuração da água, podem ser mencionados: a ação da gravidade, a turbulência, a diluição, a luz e a ação da temperatura. O que exprime realmente o grau de autodepuração é todo um conjunto de fatores ecológicos. Poderão ser bem representativos dessas variações os microrganismos que responderem ao maior número possível de elementos do meio. É difícil encontrarmos, em um só grupo taxonômico, espécies que respondam a todos os tipos de alterações físicas e químicas do meio. Por essa razão é que a caracterização biológica de poluição e da autodepuração exige o emprego do maior número possível de grupos, contendo espécies adaptadas a todos os tipos de habitats (Branco, 1969h).

A identificação taxonômica precisa desses grupos zooplanctônicos a nível de espécies é de fundamental importância para o estudo de diversidade biológica e dos indicadores de impacto ou perturbações sofridas nos meios aquáticos ou nas bacias hidrográficas. A diversidade analisada em termos de riqueza de espécies e da abundância relativa, através do uso de índices, permite aos ecólogos detectar o grau de perturbações que os sistemas possam estar sofrendo. Esses índices, entretanto, somente são válidos se os organismos forem corretamente identificados. A identificação da

maioria dos táxons pode ser feita pela literatura, porém exige a existência de um acervo bibliográfico completo. E não há uma instituição que disponha desse acervo completo. A maioria é de propriedade pessoal de alguns especialistas. Entretanto, o mais importante é implantar um programa que incentive os jovens pesquisadores a se dedicarem ao estudo da zoologia desses organismos (Tundisi, 1997).

Embora sejam promissoras as expectativas sobre a utilização de índices biológicos da qualidade da água, o conhecimento taxonômico da maioria dos grupos de macroinvertebrados ainda é deficiente. Além disso, a importação desses índices, criados para países do hemisfério norte com clima totalmente diverso e com rios estruturalmente diferentes, para nossa região, deve ser feita com o devido cuidado, pois muitos invertebrados que constam nas tabelas de classificação de tolerâncias não fazem parte de nossa fauna; outros são característicos apenas da nossa fauna (Strixino e Nascimento, 2001). Essa variação na tolerância em ecossistemas específicos pode requerer o estabelecimento de normas para a qualidade da água, únicas para um ecossistema em particular. Dessa forma, a variação geográfica torna inapropriado definir normas para indicadores de qualidade de água sem referência às condições locais. Para desenvolver normas locais apropriadas, será necessário aprimorar a base de dados locais e sintetizar esses dados, para entender como o sistema local funciona, a fim de desenvolver normas e estratégias para o monitoramento da qualidade da água mais abrangentes (Queiroz *et al.*, 2001).

O presente trabalho é o primeiro passo no conhecimento da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade d'água em regiões onde se desenvolve a suinocultura principalmente, em conjunto com a criação de aves e bovinos não menos importantes na Sub-bacia de Fragosos. O que se espera é que, novos trabalhos sejam desenvolvidos para gerar novas informações biológicas básicas sobre a comunidade bentônica Catarinense, já que parte dos estudos realizados no Estado tempos atrás, e que pertencem a biodiversidade Brasileira encontram-se hoje fora do país. O estado de Santa Catarina, bem como o Brasil, devem cuidar com zelo do seu bem mais precioso, a Biodiversidade, pois, os grandes mamíferos da Terra podem desaparecer sem provocar maiores danos para a vida humana, além da falta de suas belezas. Mas, o homem do século XXI vem danificando a estrutura básica de sua cadeia

alimentar ao impactar as águas, os aquíferos, o solo e o ar, tornando-se vulnerável de sua própria ações, já que somos topo da cadeia alimentar.

Esforços específicos devem ser feitos para tratar o esgoto urbano, que é a maior fonte de poluição. No entanto, a situação econômica no Brasil é mais um empecilho, mas há tecnologia à disposição para resolver este problema (Ometo *et al.*, 2000).

A sociedade, por sua vez, deverá compreender que não será possível continuar com a filosofia do desperdício atual e de usar e de jogar fora, como se a água fosse um recurso ilimitado e de propriedade particular, individual (Rebouças *et al.*, 1999).

Sobre o mal uso da água em Fragosos e no Mundo, é importante salientar que, especialmente nas regiões mais densamente povoadas, deve-se estudar a possibilidade do reuso da água para finalidades específicas. Assim, por exemplo, existem técnicas de sistemas naturais de simples instalação e de baixos investimentos que permitem a purificação de grandes volumes de água. Tem sido possível a transformação de qualidade de água de rio Classe 3 para rio Classe 2, com a utilização de técnicas de “wetlands” construídas (Salati *et al.*, 1969). O livro "Aproveitamento da água da chuva" (Group Raindrops, 2002) tem várias alternativas de baixo custo para o aproveitamento da água da chuva em áreas urbanas e rurais.

Trabalhos de pesquisa e de recuperação dos recursos bióticos e abióticos, tendo como base bacias hidrográficas, são de extrema importância. É, justamente, o conhecimento das características de variabilidade – no tempo e no espaço - das chuvas e descargas dos rios, os fatores ambientais, socioculturais de uso e conservação da água, em particular, e do espaço físico, em geral, que permite planejar as ações e evitar, ou atenuar os efeitos do excesso ou falta de água. Ignorá-los, não levá-los em conta, pode ter como consequência a crise de água – quantitativa ou qualitativa - que tem sido amplamente manipulada e sofridamente tolerada (Rebouças *et al.*, 1999).

"Cercados como estamos por belezas maravilhosas, o que nos convém é a alegria, a coragem e o esforço para realizar as nossas esperanças em relação à vida"

## VI - CONCLUSÕES

Com relação à precipitação dos anos anteriores (1987/2003) o ano de 2002 foi chuvoso com uma média anual de 179,42mm superando a média de precipitação no período 1987/2003 (152,01mm) e o ano de 2003 menos chuvoso com média anual 144,92mm, inferior a média dos últimos 16 anos (152,01mm).

A vazão no período do estudo acompanhou a precipitação pluviométrica. A maior vazão foi registrada nos pontos de coleta 2, 3, 5 e 7 devido a falta de vegetação riparia nestes pontos. Os pontos de coleta 4 e 6 por serem afluentes do rio Lajeado dos Fragosos, apresentaram menor vazão. Os pontos 5 e 7 por estarem na região potamal do rio, apresentaram uma maior vazão, pois esta aumenta da nascente até este trecho do rio. Podemos dizer que a vegetação riparia tem uma influência direta sobre a vazão, pontos com vegetação ripária sofreram menores variações de vazão.

A variação da temperatura da água no período de estudo teve os valores mínimos durante o inverno e os valores máximos no verão. A temperatura média do ar na região é de 18,7 °C, sendo janeiro e fevereiro os meses mais quentes e junho e julho os mais frios. Essa variação da temperatura do ar reflete-se diretamente na temperatura da água, que acompanha as variações sazonais.

As variáveis físico-químicas que estiveram dentro do recomendado pela Resolução do CONAMA nº 20, de junho de 1986 para rios classe 2 foram: Turbidez, Sólidos totais, DBO<sub>5</sub> (com o ponto 7, nos meses de abril e de outubro/2003, ultrapassando o limite estabelecido), Oxigênio Dissolvido, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, e pH. Por outro lado, alterações na qualidade da água relacionadas com descargas orgânicas elevaram os valores de DQO, NH<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, Condutividade, Coliforme total e Coliforme fecal, superando os valores que a legislação permite, podendo comprometer a saúde do meio aquático, da produção agropequária e da população.

A metodologia utilizada para a coleta de macroinvertebrados mostrou-se eficiente, de baixo custo e própria para rios como o Lajeado dos Fragosos.

Foram registradas 5946 táxons e 62 Famílias, das quais as que apresentaram maior Frequência e Abundância relativa foram: Baetidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae Leptoplebiidae, Libellulidae, Limneidae, Oligochaeta, Perlidae, Psephenidae, Simuliidae, Trychorytidae, Glossiphoniidae, e as ordens Isopoda , Tricladidae.

No Lajeado dos Fragosos ocorreu uma diminuição do numero de táxons desde a região Crenal (16 táxons) do rio em direção à Potamal (12 táxons). Nos pontos de coleta da região potamal (5 6 e 7), onde a qualidade da água encontra-se comprometida, a riqueza decresce e são eliminadas as espécies sensíveis, proliferando somente táxons tolerantes à poluição, tais como Hirudinae, Oligochaeta e Chironomidae.

Nos pontos 3 e 4 localizados na região ritral, a diversidade de condições ambientais e a riqueza de comunidades, bem como a produção primária autóctone atingem um valor máximo na zona de transição entre o crenal e potamal. Observou-se que estes pontos apresentaram o maior número de táxons (19) em toda a sub-bacia, com várias famílias de Trichoptera presentes.

Na identificação dos fatores chaves físico-químicos e biológicos da sub-bacia hidrográfica os resultados mostraram a formação de dois grupos: o primeiro formado por: turbidez,  $PO_4$  e  $NH_3$  e o segundo por condutividade, pH e sólidos totais. As características físico-químicas que não mostravam nenhuma correlação com os macroinvertebrados abundantes e freqüentes do rio no período 2002/2003 foram: precipitação, vazão,  $DBO_5$ , Coliforme Fecal e  $NO_2$ .

A Classe Oligochaeta apresentou correlação com pH,  $PO_4$  e Condutividade; a Classe Hirudinae correlacionou-se com  $NH_3$ , pH,  $PO_4$  e turbidez. Em muitos estudos oligochaetas e hirudíneos, são considerados indicadores de impacto antrópico e deterioração da qualidade sanitária e ambiental do corpo d'água.

Quanto ao hábito alimentar dos macroinvertebrados coletados em Fragosos, observou-se que a família Chironomidae apresentou maior abundância relativa e freqüência relativa. Suas diferentes tribos possuem hábitos variados classificados como predador, coletor, retalhador, raspador e coletor-filtrador. Esta família é freqüentemente associada com áreas impactadas.

Escavadores vivem ou se alimentam do lodo; a presença destes organismos em maior porcentagem nos pontos 2, 3, 5 e 7 indicam que estes pontos recebem carga orgânica, e ela se deposita no leito do rio. Na região potamal (pontos 5 e 7), esta ocorrência é normal devido a baixa velocidade da água, por ser região de planície, portanto muito sedimento é depositado ali; já os pontos 2 e 3, que são no crenal e ritral, respectivamente, com declividade e velocidade altas, atribui-se o depósito de sedimento, bem como, baixos valores de oxigênio dissolvido e altos valores de sólidos totais, coliforme total, coliforme fecal, turbidez, condutividade, DBO<sub>5</sub> e de fosfato à entrada de matéria orgânica, e a esgotos provenientes da cidade (ponto 2), a falta de mata ciliar nos dois pontos de coleta e a entrada de grande quantidade de matéria orgânica no sistema devido a alta concentração da agropecuária próxima a estes pontos. Os pontos de menor vazão: 1, 2, 4 e 6 (os dois últimos são afluentes), foram os mais susceptíveis ao impacto da poluição orgânica devido a pouca diluição do agente poluidor.

O grupo Coletor-filtrador presente nos pontos: 2; 4 e 6 indicam que a riqueza orgânica de material particulado suspenso é alta. Observou-se que estes pontos, bem como os pontos 5 e 7 apresentaram valores médios maiores de coliforme fecal, coliforme total e turbidez.

Um grupo pouco representativo no Lajeado dos Fragosos foi o de retalhadores. Em nosso hemisfério, a rápida decomposição da matéria orgânica devido às altas temperaturas, permite que predominem os organismos decompositores.

As discrepâncias na similaridade entre os pontos de coleta no dendrograma baseado nas características físico-químicas e microbiológicas e no baseado nos macroinvertebrados, ocorreu porque estes contam a história do rio e tudo o que acontece na bacia hidrográfica; já os dados físico-químicos são a "foto" do momento pelo qual está passando o corpo d'água que é extremamente dinâmico. Porém, deve-se considerar que este tipo de análise pode mudar muito devido à dinâmica do rio.

Nenhum dos três índices utilizados para avaliar a qualidade da água na Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos através dos macroinvertebrados, chegaram a valores de excelente qualidade da água, porém, a qualidade da água oscilou muito em cada ponto de coleta ao longo do tempo, alcançando valores correspondentes a classe 2 à qual pertence a sub-bacia.

Segundo o índice BMWP', a água da Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos nos pontos de coleta no período 2002/2003 apresentaram qualidade Crítica (águas muito contaminadas - rio classe 4) e Duvidosa (águas contaminadas - rio classe 3). Para IBF, os pontos apresentaram qualidade Regular (provável poluição - rio classe 4) e Relativamente Baixa (poluição considerável- rio classe 4). Para o Índice de Diversidade Shannon-Wiener, todos os pontos apresentaram poluição severa e diversidade muito baixa; em Fragosos a baixa diversidade indica que o ecossistema encontra-se impactado severamente.

Considera-se que os macroinvertebrados são excelentes ferramentas para caracterizar impactos sobre uma bacia hidrográfica ou um rio pela riqueza de informações que eles oferecem sobre as perturbações que o corpo d'água recebe bem como os impactos sofridos na bacia hidrográfica. Estes organismos com suas adaptações ao meio aquático e seus ciclos de vida podem complementar ricamente as características físico-químicas e microbiológicas que são rotineiras em estudos do meio aquático.

Sugere-se que outros estudos sejam realizados para que cada vez mais esta ferramenta faça parte do monitoramento dos recursos hídricos do Brasil, como vem sendo realizado em vários países da Europa, nos EEUU, em diversos países da América do Sul, do continente Africano e na Austrália.

## VII - REFERÊNCIAS

ALBERTO, A.; CAMARGO, A. F. M. & RUGANI, C. A. Impacto do Lançamento de Esgotos Orgânicos em um Trecho do rio Camanducaia, Amparo – SP. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 01, 1999, 718p.

AMOROS, C. & BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of river in a floodplains. **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.761-776, 2002.

ANZECC/AWRC. **National water quality management strategy**: Australian water quality guidelines for fresh and marine waters. Melbourne: Australian & New Zealand Environment Conservation Council and Australian Water Resources Council, 1992.

ARAUJO, P. R. P. de. Biomonitoramento da qualidade da água do Guandu e do Paraíba. **Revista FEEMA**, 22 julho- agosto 1995.

ARMITAGE, P. D. , CRASVSTON, P. S. & PINDER, L. C. V. **The chironomidae**. Ed. Chapman e Hall, London, 1995, 571p.

BAER, S. G., SILER, E. R., EGGERT, S. L., WALLACE, J.B. Colonization and production of macroinvertebrates on artificial substrata: upstream-downstream responses to a leaf litter exclusion manipulation. **Freshwater Biology**, Vol. 46, p.347-365, 2001.

BAIN, M. B. & STEVENSON, N. J. **Aquatic habitat assessment: common methods**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 1999, 216p.

BAPTISTA, D. F. & BUSS, D. F. Categorização Funcional Trófica de Ninfas de Ephemeroptera: Análise da microanatomia do aparelho bucal. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 01, 1999, 718p.

BARIONI, W. J. COLDEBELLA, A, PAIVA, D. P. de. **Estatística Aplicada a Dados Ambientais: Influência da Qualidade d’água da Sub-Bacia do Lajeado dos Fragosos sobre a População de Borrachudos**. Comunicado Técnico 338, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Dezembro 2003, p.1-3.

BELLI FILHO, P. **Aplicação de modelo de gestão da suinocultura com enfoque na integração e eficiência do uso da água**. Disponível em: <<http://cnpq.br/resultadosjulgamento/cthidro>>. Acesso em: 07 maio 2002.

BENKE, A. C., WALLACE, B., HARRISON, J. W., KOEBEL, J. W. Food web quantification using secondary production analysis: predaceous invertebrates of the snag habitat in a subtropical river. **Freshwater Biology**, Vol. 46, p.329-346, 2001.

BEYRUTH, Z.; CALEFFI, S. ; MENEZES, L.C.B.; PETERNELLA, F.A.S. & ROCHA, S. M. Impactos antrópicos e qualidade ambiental do rio Embu-mirim. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, "Perspectivas da Limnologia para o século XXI"**, Florianópolis, UFSC, VOL. 02, 1999, 440p.

BOBOT, T. E. & HAMADA, N. **Comparação Entre Dois Métodos de Amostragem para a Captura se Insetos Aquáticos, em Quatro Igarapés da Região Amazônica, Brasil.** IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGÍA, 2003. CD-ROM.

BOND, N. R. & DOWNES, B. J. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.455-465, 2003.

BONIN, H. L., GRIFFITHS, R. P., CALDWELL, B. A. Nutrient and microbiological characteristics of fine benthic organic matter in sediment settling ponds. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.1117-1126, 2003.

BORROR D. J. **An introduction to the study of insects.** Saunders college Publishing, USA, 875p, 1992.

BOUCKAERT, F. W. & DAVIS, J. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around streams boulders. **Freshwater Biology**, Vol. 40, p.77-86, 1998.

BOULTON, A. J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.1173-1185, 2003.

BRANCO, S. M.(a) Alteração das características físicas devidas à poluição. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição.** CETESB – Centro tecnológico de Saneamento Básico, São Paulo 1969, p.182-190.

----- Características naturais da água – Conceito de padrões de qualidade e potabilidade. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição.** CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(b), p.39-54.

----- Caracterização hidrobiológica da poluição – organismos indicadores. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição.** CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(c), p. 198-206.

----- Conceituação geral de poluição - Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição.** CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(d), p.175-182.

----- Dinâmica da autodepuração. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(e), p. 207-212.

----- Mecanismos físicos, químicos e biológicos da autodepuração. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(f), p. 213-230.

----- Parâmetros de autodepuração. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(g), p. 230-256.

----- Zona de autodepuração. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(h), 257-265pp.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada a Engenharia Sanitária**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1978, p. 620.

BREWER, R. **The science of ecology**. Saunders College Publishing, Florida, 2º ed. 1994, 773p.

BUNN, S. E., DAVIES, P. M., MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, Vol. 41, p.333-345, 1999.

BUSS, D. F. ; BAPTISTA, D. F. ; NESSIMIAN, J. L. & DORVILLÉ, L. F. M. Procedimento integrado para avaliação da qualidade da água de rios. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 01, 1999, 718p.

CASTRO, L. C. **Caracterização hidrológica da microbacia do Lajeado dos Fragosos (oeste do Estado de Santa Catarina) e os efeitos do despejo de dejetos animais e resíduos domésticos sobre a população de larvas do borrachudo (Diptera: Simuliidae)**. 1999. 110p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CETESB. **Água: rios e reservatórios**. Disponível em: <<http://www.cetesb.com.br>>. Acesso em: 15 de abril 2004.

CHARÁ, J. **Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas**. Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuária, CIPAV, Cali, Colómbia, 2003, 52p.

CHRISTOVÃO, D. de A. Caracterização bacteriológica de poluição e contaminação padrões bacteriológicos. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p.74-166.

CLARKE, R. T., FURSE, M. T., GUNN, R. J. M., WINDER, J. M., WRIGHT, J. F. Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.1735-1751, 2002.

CLAUSEN, B. & BIGGS, B. J. F. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. **Freshwater Biology**, Vol. 38, p.327-342, 1997.

COELHO, C. C. de S. R. **A questão ambiental dentro das indústrias de Santa Catarina: uma abordagem para o segmento industrial têxtil**. 1996. 210p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção e Sistemas, Florianópolis.

COSTA, J. M. , SOUZA, L. O. I. de & OLDRINI, B. B. **Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata)**. Publicações Avulsas do Museu Nacional, Nº 99, Rio de Janeiro, 2004, p.3-44.

COUTINHO, C. I. **Planejamento para o manejo de dejetos suínos. Estudo de caso: Bacia dos Fragosos. Concórdia/SC**. 2001. 200p Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DAHM, C. N., BAKER, M. A., MOORE, D. I., THIBAUT, J. R. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.1219-1231, 2003.

DANGLES, O., GUEROLD, F., USSEGLIO-POLATERA, P. Role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. **Freshwater Biology**, Vol. 46, p.575-586, 2001.

DELETTRE, Y. R. & MORVAN, N. Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. **Freshwater Biology**, Vol. 44, p.399-411, 2000.

DOBSON, M., MAGANA, A., MATHOOKO, J. M., NDEGWA, F. K. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.909-919, 2002.

DOLÉDEC, S., STATZNER, B., BOURNARD, M. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. **Freshwater Biology**, Vol. 42, p.737-758, 1999.

DONOHUE, I. & IRVINE, K. Seasonal patterns of sediment loading and benthic invertebrate community dynamics in Lake Tanganyika, Africa. **Freshwater Biology**, Vol. 49, p.320-331, 2004.

ELLIOT, J. M. A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.1652-1668, 2003.

FÁVERO, J. A., CRESTANI, A. M., PERDOMO, C. C., BELLAVER, C., PILLON, C. N. , FIALHO, F. B., LIMA, G. J. M. de, ZANELLA, J. R. C. , MORÉS, N. & SILVEIRA, P. R. S. da. **Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos**. Comunicado Técnico 39, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Outubro 2003, p.1-3.

FERRAZ-DE-QUEIROZ, J.; STRIXINO, S. T.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos Bentônicos Como Bioindicadores De Qualidade De Água. In: **Curso Teórico-Prático Sobre Bioindicadores De Qualidade Da Água Métodos Químicos E Biológicos** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2001. CD-ROM.

FESL, C. Biodiversity and resource use of larval chironomids in relation to environmental factors in a large river. **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.1065-1087, 2002.

FIGUEROA, R., VALDOVINOS, C., ARAYA, E., PARRA, O. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile**. Revista Chilena de Historia Natural, n. 76, 2003, p. 275-285.

FIGUEROA, R., VALDOVINOS, C., ARAYA, E., PARRA, O. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua**. VI Jornadas del CONAPHI-CHILE, 2004, p.1-24.

GALLAGHER, A. S. Drainage Basins. In: **Aquatic habitat assessment. Common Methods**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1999, p.25-34.

GAYRAUD, S., STATZNER, B., BADI, P., HAYBACH, A., SCHOLL, F., USSEGLIO-POLATERA, P., BACCHI, M.. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.2045-2064, 2003.

GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos**. 1997. 126p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de pós-graduação em engenharia ambiental. Florianópolis.

GOULART, R. M. **Processo de compostagem: Alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos suínos**. 1997. 135p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GROUP RAINDROPS. **Aproveitamento da água da chuva**. Ed. Organic Trading, Curitiba, 2002, 196p.

GRUBAUGH, J. W., WALLACE, J. B., HOUSTON, E. S. Production of benthic communities along a southern Appalachian river continuum. **Freshwater Biology**, Vol. 37, p.581-596, 1997.

GUERESCHI, R. M. & FONSECA-GESSNER, A. A. Uso de substrato artificial para amostragem de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de 3

córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP (Brasil) **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, Vol. 01, 1999, 718p.

GUIVANT, J. Atores e arenas na construção de uma rede para o controle da poluição por dejetos suínos no estado de Santa Catarina. In: **WORKSHOP SOBRE DEJETOS SUÍNOS**. Concordia, SC, 1999. **Anais**. Concordia: EMBRAPA – CNPSA, 1999, 92p.p.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L. ; ASSIS, J. C. F.; PASSOS, M. I. DOS; BUSS, D. F. ; NESSIMIAN, J. L. & HUAMANTINCO, A. H. Estudo da Comunidade de Insetos Aquáticos de um Riacho, Teresópolis, RJ. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, Vol. 01, 1999, 718p.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L. & DORVILLÉ, L. F. M. Larvas de Chironomidae (Insecta: Díptera) Presentes no Folhicho Submerso num Riacho na Floresta da Tijuca, RJ. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, Vol. 01, 1999, 718p.

HESS, M. L. Caracterização química de poluição - Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p.190-198.

HEWLETT, J. D. **Principles of forest hydrology**. The University of Georgia Press, Athens, 1982, 183p.

HUBERT, W. A. & BERGERSEN, E. P. Approaches to habitat analysis. In: **Aquatic habitat assessment. Common Methods**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1999, p.7-9.

HURLBERT, S. H. **Morfologia e chaves para invetebrados aquáticos do sul da América do Sul**. Biota Acuática da Sudamerica Austral, San Diego, USA, 1977, 1325p.

HURLBERT, S.H. **The nonconcept of species diversity. A critique and alternative parameters**. Ecology, v.54, p.577-586, 1971.

IMBIMBO, H.R.V.1; SHIMIZU , G.Y.1; KUHLMANN, M.L. **Amostragem da comunidade bentônica para avaliação da qualidade ambiental: substrato artificial x van Veen**. IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 2003. CD-ROM

JOHNSON, L. B. & GAGE, S. H. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, Vol. 37, p.113-132, 1997.

LI, J., HERLIHY, A., GERTH, W., KAUFMANN, P., GREGORY, S., URQUHART, S., LARSEN, D. P. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, Vol. 46, p.87-97, 2001.

LEÃO, J. C. **Brazil Energy. Country report for lake water quality management course.** Osaka International Center, Japan international cooperation agency, 2003, 3-18p.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do Estado do Paraná.** 2003. p 94-114. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LIMA, J. S. **Processos biológicos e biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos.** Martos, H. L., N. B. Maia, and W. Barella, São Paulo, 2000, 100p.

LINKE, S., BAILEY, R. C., SCHWINDT, J. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, Vol. 42, p.575-584, 1999.

LOZOVEI A. L.; PETRY, F.; FERRAZ, M. E.& NETO, L. G. dos S. **Levantamento das espécies de *Simulium* (Diptera, Simuliidae), Riacho dos Padres, município de Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil.** Revista Brasileira de Entomologia , v. 1, n. 48, março 2004, p. 91-94.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement.** London: Croom Helm Publ., 1988.

MARQUES, M.M.G. **A comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho médio da bacia do Rio Doce, MG.** 1996. 112p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação em Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Belo Horizonte.

MASSAD, C.E. & TONIOLLO, V. Macroinvertebrados bentônicos de rios da bacia litorânea, Guaraqueçaba, PR (Brasil). **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, "Perspectivas da Limnologia para o século XXI"**, Florianópolis, UFSC, Vol. 02, 1999, 440p.

MATTHAEI, C.D. & HUBER, H. Microform bed clusters: are they preferred habitats for invertebrates in a flood-prone stream? **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.2174-2190, 2002.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology.** Science Books International Inc. North América, 1981, 448p.

MEIXLER, M. S. (a) Water body identification. In: **Aquatic habitat assessment. Common Methods.** American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1999, p.35-45.

----- Regional setting. In: **Aquatic habitat assessment. Common Methods.** American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1999(b), p.11-24.

MILLS, K. E. & STEVENSON, N. J. Riparian vegetation. In: **Aquatic habitat assessment. Common Methods**. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1999, p.125-134.

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. **Water environment management in Japan**. Environmental management bureau. Ministry of the Environment, Tokyo, Japão, 2001, 45p.

MIRANDA, C. R. de, ZARDO, A. O., GOSMANN, H. A. **Uso De Dejetos De Suínos Na Agricultura II** Mar/1999

MIRANDA, C.R. de & COLDEBELLA, A. **Aspectos produtivos e ambientais da suinocultura desenvolvida na Sub-Bacia do Lajeado Fragosos - Concórdia-SC**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA, Concórdia, 2002, p.6-21.

NARANJO, L. G. & AVILA, V.J. **Distribucion habitacional y dieta del pato de Torrentes (*Merganetta armata*) en el Parque Regional Natural Ucumari en la Cordillera Central de Colombia**. Ornitologia Colombiana, n.1, 2003, p.22-38.

NEEDHAM, J. G. & NEEDHAM, P. R. **Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces**. Editorial Reverté, Barcelona, 1978, 131p.

OLIVEIRA, P. A. V., LEAL, P. M., PERDOMO, C. C. **Bebedouro de nível para suínos**. Comunicado Técnico 171, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Março 1991, p. 1–3

OLIVEIRA, W. E. de. Água e doenças. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p.23-38.

OLIVEIRA, L.G. & FROEHLICH, C. G. Tricóptero-fauna de córregos do planalto central do Brasil no contexto da teoria do continuum fluvial. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 02, 1999, 440p.

OMETO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A., BALLESTER, M. V., GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L., WILLIAMS, M.. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, Vol. 44, p.327-337, 2000.

PAGLIOSA, P. R., LORENZI, L., LANA, P. da C. **Monitoramento dos macroinvertebrados bênticos na área de abrangência do reservatório da usina hidrelétrica de Salto Caxias no Rio Iguaçu (Boa Vista da Aparecida – PR)**. 2001. p 21-55. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PAGLIOSA ALVES, P. R. ; LORENZI, L. & LANA, P. C. Variação espacial e temporal da macrofauna bêntica em 4 rios da bacia hidrográfica do Iguaçu (Terceiro

Planalto – Oeste do Paraná). **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 02, 1999, 440p.

PAIVA, D. P. DE. **Controle de moscas e borrachudos baseado no Manejo de dejetos em criações de suínos**. Comunicado Técnico 208. EMBRAPA–CNPSA, Concórdia-SC, Fevereiro 1994, p.1–3.

PAIVA, D. P. de. **Controle integrado de moscas em criações de suínos**. Suinocultura Dinâmica, EMBRAPA–CNPSA, Ano II, n.12, Março 1994.

PALHARES, J. C. P., BARIONI, W. J., JACOB, A. D., PERDOMO, C. C. **Impacto Ambiental da Concentração de Suínos na Microbacia Hidrográfica do Rio Fragosos**. Comunicado Técnico 307. EMBRAPA-CNPSA, Concórdia- SC, Novembro 2002, p. 1-3.

PANCERI, B. **O campo do saneamento ambiental rural: estudo das percepções, habitus e gênero na visão comunitária e institucional**. 1997. 165p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis.

PAPROCKI, H. Insetos Arquitetos. **Ciência Hoje**. São Paulo, v.32. n. 190, p. 64-73, jan./fev. 2003.

PASCOAL, C., PINHO, M., CÁSSIO, F., GOMES, P. Assessing structural and functional ecosystem condition using breakdown: studies on a polluted river. **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.2033-2044, 2003.

PERA, A. F. Padrões físicos e químicos. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p. 55-74.

PERDOMO, C. C. **Alternativas para o Manejo e Tratamento de Dejetos Suínos**. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 20 de abril 2004.

PETRY, F.; LOZOVEI A. L.; FERRAZ, M. E.& NETO, L. G. dos S. **Controle integrado de espécies de *Simulium* (Diptera, Simuliidae) por *Bacillus thuringiensis* e manejos mecânicos no riacho e nos vertedouros de tanques de piscicultura, Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil**. Revista Brasileira de Entomologia, v. 1, n. 48, março 2004, p.127-132.

PIRES, G. S. P. **Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbico e meio com aeração intermitente**. 1999. 150p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PNMA II. **Abrangência**. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 25 de maio 2004.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONCÓRDIA ON-LINE. Disponível em: <<http://www.amauc.org.br/municipios/cdia>>. Acesso em: 07 de junho 2004.

PROÁGUA RELATORIO DE GESTÃO 95/98. **III Programa de Suporte Técnico à Gestão de Recursos Hídricos**. Ministerio do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasil em Ação - Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior. CD-ROM

QUEIROS, J. F. de, STRIXINO, S. T. , NASCIMENTO, V. M. Organismos bentônicos como bioindicadores de qualidade de água. In: **Curso Teórico-Prático Sobre Bioindicadores De Qualidade Da Água Métodos Químicos E Biológicos** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2001. CD-ROM

QUIÑONES, M. L. , RAMÍREZ, J. J. R. & DÍAZ, C. A. Estructura numérica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos derivadores en la zona de Ritrál del Rio Medellín. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, Vol. 01, 1999, 718p.

READ, M. G. & BARMUTA, L. A. Comparisons of benthic communities adjacent to riparian native eucalypt and introduced willow vegetation. **Freshwater Biology**, Vol. 42, p.359-374, 1999.

REBOUÇAS, A. da C, BRAGA, B., TUNDISI, J. G.. **Água doce no mundo e no Brasil, Capital Ecológico, uso e conservação**. Escrituras Editora, São Paulo, 1717p, 1999.

REMPEL, L. L., RICHARDSON, J. S. & HEALEY, M. C. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. **Freshwater Biology**, Vol. 45, p.57-73, 2000.

RICKLEFS, R. E. **A economia da Natureza**. 3º ed. Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro, 1983, 470p.

ROCHA, S. M. & PIVELI, R. P. Utilização dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição da represa de Guarapiranga – SP. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, Vol. 01, 1999, 718p.

RODRIGUES, G. S. **Bases ecológicas para a seleção e utilização de bioindicadores em estudos de qualidade ambiental**. IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGÍA, 2003, CD-ROM.

ROY, A. H., ROSEMOND, A. D., PAUL, M. J., LEIGH, D. S., WALLACE, J. B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). **Freshwater Biology**, Vol. 48, p.329-346, 2003.

ROQUE, F. O. **Distribuição espacial dos macroinvertebrados nos córregos do Parque Estadual do Jaraguá (SP): considerações para a conservação ambiental**.

2002. 100p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-graduação em Ecologia de Recursos Naturais, São Carlos.

SABBAG, S. K., ALVES, V. P., BRITO, C. **Situação do monitoramento da qualidade da água no Brasil**. O ESTADO DAS ÁGUAS NO BRASIL 2001 -2002. Edição Comemorativa Do Dia Mundial Da Água. ANA (Agencia Nacional das Águas) Ministério do Meio Ambiente Brasília DF, Brasil, 2002. CD-ROM.

SAIZ-SALINAS, J.I. & URKIAGA-ALBERDI, J. Faunal responses to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). **Marine Environmental Research** , Vol. 47, p.331-347, 1998.

SALATI, E., LEMOS, H. M. de, SALATI, E. Água e o Desenvolvimento Sustentável. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p.39-64.

SANTOS, J. E. ; PIRES, J. S. R. ; FERREIRA, W. A. ; SILVA, E. F. L. & PIRES, A. M. Z. C. R. BUSS, D. F. ; BAPTISTA, D. F. ; EGLER, M. & SILVEIRA, M. P. Monitoramento da qualidade da água no planejamento ambiental e manejo da bacia hidrográfica. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 01, 1999, 718p.

SAUNDERS, R. J. & WARFORD, J. J. **Abastecimento de água em pequenas comunidades – Aspectos econômicos e Políticos nos países em desenvolvimento**. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasília , 1983, 252p.

SCARSBROOK, M. R. Persistence and stability of lotic invertebrate communities in New Zeland. **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.417-431, 2002.

SCHÄFER, Alois. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Eduni-Sul, 1985. 532 p.

SCHMID, P. E. & SCHMID-ARAYA, J. M. Predation on meiobenthic assemblages: resource use of a tanypod guild (Chironomidae, Diptera) in a gravel stream. **Freshwater Biology**, Vol. 38, p.67-91, 1997.

SEGANFREDO, M. A. **Análise Dos Riscos De Poluição Do Ambiente, Quando Se Usa Dejetos De Suínos Como Adubo Do Solo**. Comunicado técnico 268, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Dezembro 2000, p. 1–3

SEGANFREDO, M.A. **Modelo Simplificado de Avaliação de Risco Ambiental na Reciclagem dos Dejetos de Suínos como Fertilizante do Solo**. Comunicado Técnico 343, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Dezembro 2003, p.1-3.

SEGANFREDO, M.A. SOARES, I. J., KLEIN, C. S. **Potencial Fertilizante e Poluente dos Dejetos de Suínos no Contexto das Pequenas Propriedades do Oeste de SC**. Comunicado Técnico 342, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Dezembro 2003, p1-3.

SEGANFREDO, M.A. SOARES, I. J., KLEIN, C. S. **Qualidade da Água de Rios numa Região de Pecuária Intensiva de SC.** Comunicado Técnico 341, EMBRAPA–CNPSA, Concórdia- SC, Dezembro 2003, p.1-3.

SHIGA, O. **Guidelines of lake management. Principles of lake management.** Ed. S. E. Jorgenes adn R. A. Vollen Weider, Japão, v. 1, 1988, 195p.

SILVA, A. P. **Diagnóstico Sócio, Econômico e Ambiental. Aspectos sobre a Sustentabilidade da Bacia Hidrográfica dos Fragosos, Concórdia/SC.** 2000. 156p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SILVA, L. C. F. da, CARDOSO, C. L. P., OLIVEIRA, L. G. **Aspectos da comunidade de Insetos Aquáticos (Ephemeroptera, Plecóptera e Trichoptera) de Córregos do Parque Estadual da serra de Caldas Novas - IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGÍA, CD-ROM, 2003.**

SOIL & WATER CONSERVATION SOCIETY OF METRO HALIFAX HOMEPAGE (SWCSMH). **Taxa Tolerance Values.**

Disponível em: <<http://lakes.chebucto.org/ZOOBENTH/BENTHOS/tolerance>>. Acesso em: 05 de maio 2004.

STRIXINO, S. T. & NASCIMENTO, V. M. Indicadores Básicos De Qualidade Ambiental Para Bacias Hidrográficas: Macroinvertebrados Bentônicos Como Indicadores Biológicos. In: **Curso Teórico-Prático Sobre Bioindicadores De Qualidade Da Água Métodos Químicos E Biológicos** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, CD-ROM, 2001.

STRIXINO, S. T. & STRIXINO, G. **Larvas de chironomidae (diptera) do estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros.** Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995, 214p.

SUGAI, M. R. von B. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos. O ESTADO DAS ÁGUAS NO BRASIL 2001 -2002.** Edição Comemorativa Do Dia Mundial Da Água. ANA (Agencia Nacional das Águas) Ministério do Meio Ambiente, Brasília DF, Brasil, 2002. CD-ROM.

SWAN, C. M. & PALMER, M. A. What drives small-scale spatial patterns in lotic meiofauna communities? **Freshwater Biology**, Vol. 44, p.109-121, 2000.

TAKEDA, A.M. ; FUJITA, S. D.; PEREIRA, P. A. C. & AMARO, C. L. *Corbicula fluminea* (Bivalvia) de Dois Canais Secundários da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná – MS: Flutuação Mensal (1997-1998). **VII Congresso Brasileiro de Limnologia, “Perspectivas da Limnologia para o século XXI”**, Florianópolis, UFSC, VOL. 01, 1999, 718p.

TAKEDA, A.M. , HIGUTI, J., PEREIRA, S. R. da S., MONKILSKI, A. **Zoobentos**. Disponível em: <[http://www.Peb.uem.br/relat2000/2\\_z\\_compbioticozoobentos.pdf](http://www.Peb.uem.br/relat2000/2_z_compbioticozoobentos.pdf)>. Acesso em: 10 de abril 2004.

THOMSON, J. R. The effects of hydrological disturbance on the densities of macroinvertebrate predators and their prey in a coastal stream. **Freshwater Biology**, Vol. 47, p.1333-1351, 2002.

TOMM, I. **Avaliação da qualidade da água do Rio Toledo - Paraná através de macroinvertebrados bentônicos**. 2001, 150p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TUNDISI, T.M. **Estudo de diversidade de espécies de zooplâncton lacustre do Estado de São Paulo**. Versão preliminar: junho 1997. UFSCar.

TUNDISI, J. G. , TUNDISI, T. M., ROCHA, O.(a) **Ecosistemas de Águas Interiores**. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969, p.195-225.

----- **Limnologia de Águas Interiores. Impactos, Conservação e Recuperação de Ecosistemas Aquáticos**. In: **Água Qualidade, Padrões de potabilidade e poluição**. CETESB – Centro tecnológico de saneamento básico, São Paulo 1969(b), p.153-194.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (UICN), PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA) & FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA (WWF). **Cuidando do Planeta Terra - Uma estratégia para o futuro da Vida**. São Paulo, 1991, 246p.

URS, **Estado de calidad del rio Ebro, entre Zaragoza y Escatrón, en condiciones de estiaje extremo**. Disponível em: <<http://www.oph.chebro.es>>. Acesso em: 18 de maio 2002.

URS. **Confederación Hidrográfica del Ebro Comisaría de Aguas Ministerio de Medio Ambiente Asistencia Técnica para la Actualización Limnológica de Embalses Estado de Calidad del Río Ebro, entre Zaragoza y Escatrón, en Condiciones de Estiaje Extremo 2002**. Disponível em: <<http://www.oph.chebro.es>>. Acesso em: 20 de maio 2004.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Ed. Interciência, Rio de Janeiro, 2000, 116p.

VAUGHN, C. C. & HAKENKAMP, C. C. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. **Freshwater Biology**, Vol. 46, p.1431-1446, 2001.

ZAVOIANU, I. **Developments in water science: Morphometry of drainage basins**. Editura Academiei, Romania, 1985, 238p.

WAICHMAN, A. V., NINA, N. C. S., RÖMBKE, J. Agrotóxicos: elemento novo na Amazônia. **Ciência Hoje**. São Paulo, v.32. n. 190, p. 70-73. Jan./fev. 2003.

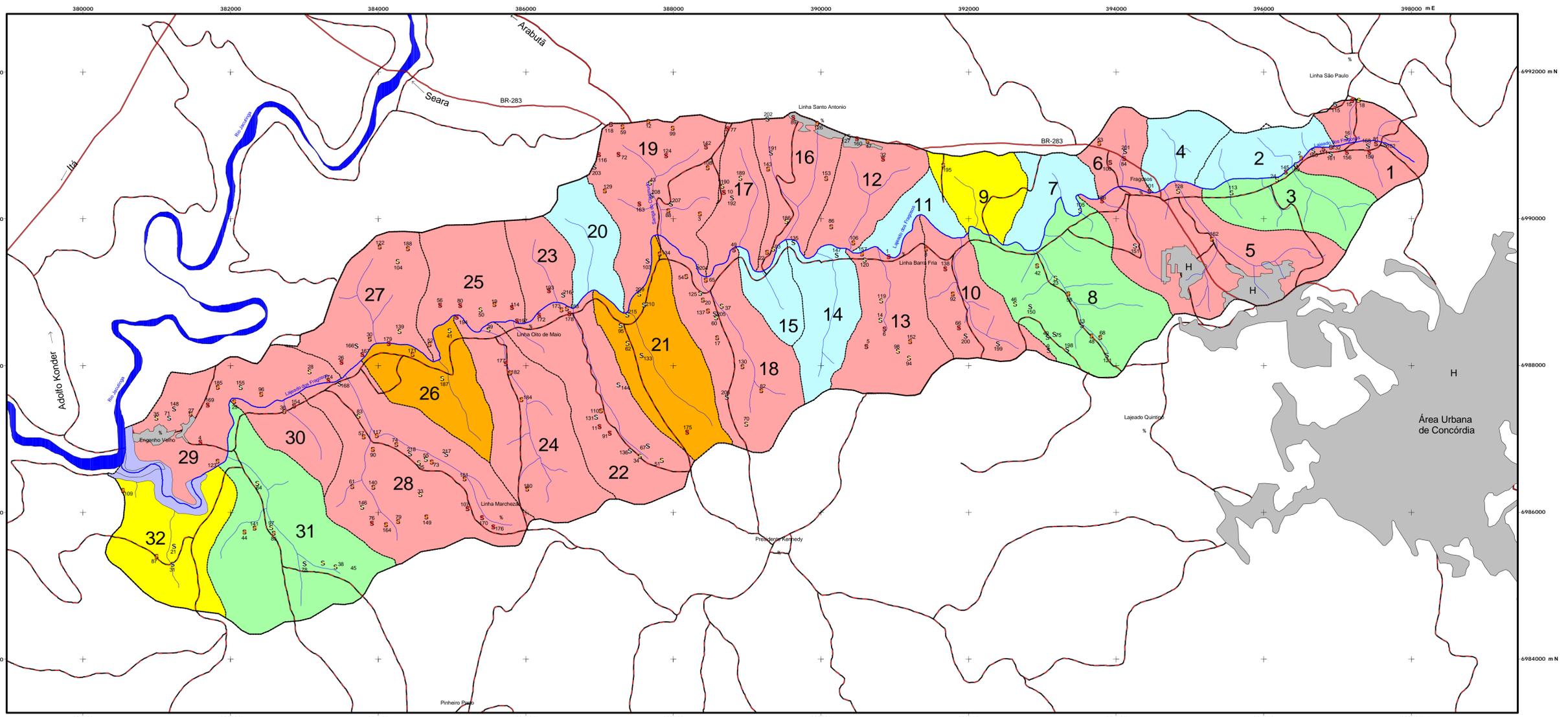
WATANABE, H.M.; KUHLMANN, M.L.; JONSCHER-FORNASARO, G.; LAMPARELLI, M.C.; MENEGON, JR, N. & BEVILACQUA, J.E. A Comunidade Bentônica na Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGÍA. **Água rompendo fronteiras entre ciência, educação e cidadania**. Universidade Federal de Juiz de Fora - MG. Juiz de Fora , Julho de 2003. CD-ROM.

WILLIAMS, D. D. & SMITH, M. R. Colonization dynamics of river benthos in response to local changes in bed characteristics. **Freshwater Biology**, Vol. 36, p.237-248, 1996.

WINTERBOTTOM, J. H., ORTON, S. E., HILDREW, A. G. Field experiments on the mobility of benthic invertebrates in a southern English stream. **Freshwater Biology**, Vol. 38, p.37-47, 1997.



**ANEXO I**




 Governo do Estado de Santa Catarina  
 Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura  
 Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A.  
 Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais de Santa Catarina - CIRAM  
 Sub-bacia Hidrográfica do Lajeado dos Fragosos  
 MUNICÍPIO DE CONCÓRDIA  
**MAPA DE MICROBACIAS X POTENCIAL DE POLUIÇÃO**  
 Área da Sub-bacia: 6.154 ha

**CONVENÇÕES CARTOGRÁFICAS**  
 NÚCLEOS URBANOS  
 Área Urbana  
 Comunidade  
 RODOVIAS  
 Pavimentada  
 Sem pavimentação  
 LIMITES  
 Limite aproximado da Sub-bacia  
 Limite aproximado das Microbacias

**ATIVIDADES DAS PROPRIEDADES**  
 S Alciobios  
 S Produtores de Leite  
 S Surocultores  
 S Outras Atividades  
**HIDROGRAFIA**  
 1 - Curso d'água  
 2 - Lago ou Lagoa  
 3 - Alagado  
 4 - Cachoeira, Corredeira  
 5 - Represa  
 Área aproximada de Inundação da Barragem de Itá

**LEGENDA**  
 Altamente poluidora  
 Poluidora  
 Moderadamente poluidora  
 Pouco poluidora  
 Não poluidora  
**PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR**  
 Origem da quilometragem Equador MC 51° W Gr  
 Datum Horizontal: Corrego Alegre, MG  
 Datum Vertical: Imbituba, SC

Base Cartográfica compilada a partir das cartas topográficas escala 1:100.000 elaboradas pelo DSG/EXERCITO.  
 Georeferenciamento das Propriedades Rurais Executado pela EMBRAPA e Epagri  
 Data de elaboração: Julho de 2000  
 Divisão de Geoprocessamento e Mapeamento  
 Direitos de Reprodução Reservados  
 A Epagri agradece a comunicação de falhas ou omissões verificadas neste mapa.  
 O padrão de exibição cartográfico obtido neste mapa é compatível com o objetivo deste: Diagnóstico Socio-Econômico e Ambiental da Sub-Bacia do Lajeado dos Fragosos  
 Este mapa é parte integrante do relatório técnico referente ao Diagnóstico Socio-Econômico e Ambiental da Sub-bacia do Lajeado dos Fragosos

**DECLINAÇÃO MAGNÉTICA 2000.1 E CONVERGÊNCIA MERIDIANA DO CENTRO DA FOLHA**  
 -14°35'12"    0°30'42"  
 A DECLINAÇÃO MAGNÉTICA CRESCE -7,7 ANUALMENTE  
 Escala : 1:25000  
 500 0 500 1000 Meters



- Classificação do substrato.

TIPO DE SUBSTRATO	TAMANHO DO GRÃO (mm)
ROCHA	>256
PEDRA	64-256
PEDREGULHO	16-63
CASCALHO	2-15
AREIA	0,06-1
SILTE E ARGILA	<0,059

Fonte : Bain e Stevenson, 1999.

DOENÇAS TRANSMITIDAS PELA ÁGUA:  
DOENÇAS RELACIONADAS COM DEFICIÊNCIA NO ABASTECIMENTO DE ÁGUA OU NA  
DISPOSIÇÃO DE DEJETOS

C

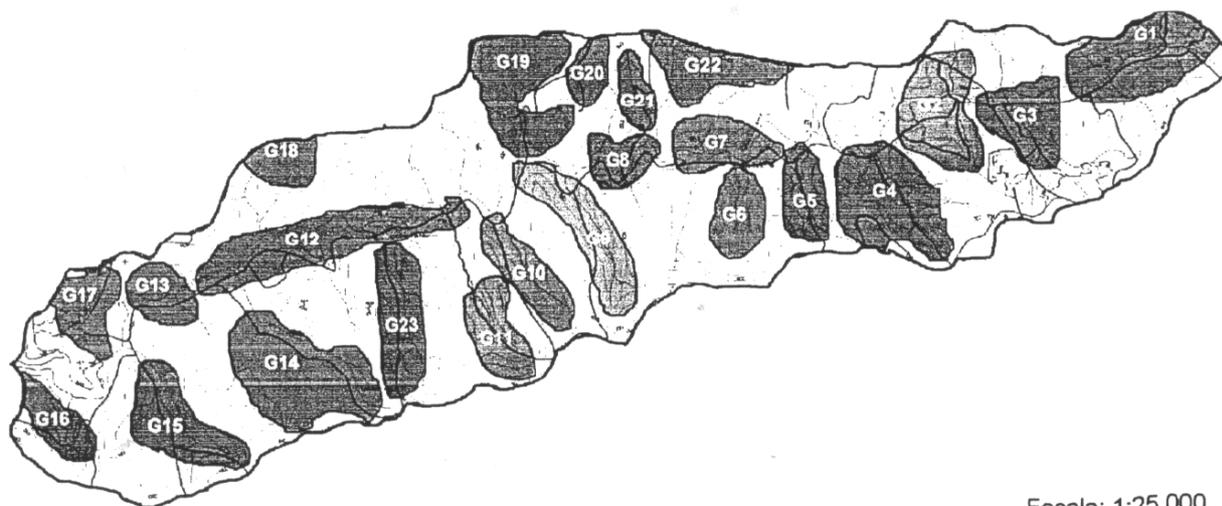
GRUPO	DOENÇAS	VIA DE ENTRADA NO CORPO HUMANO	VIA DE SAÍDA DO CORPO HUMANO
Doenças transmitidas pela água	Cólera	Oral	Fezes
	Febre tifóide	Oral	Fezes e urina
	Leptospirose	Oral e percutânea	Fezes e urina
	Giardíase	Oral	Fezes
	Amebíase	Oral	Fezes
	Hepatite infecciosa	Oral	Fezes
Doenças controladas pela limpeza com água	Escabiose	Cutânea	Cutânea
	Lepra	?	Nariz e ?
	Piolho e tifo	Picada	Picada
	Conjuntivite	Cutânea	Cutânea
	Disenteria bacilar	Oral	Fezes
	Salmonelose	Oral	Fezes
	Diarréia por entero virus	Oral	Fezes
	Febre paratifoide	Oral	Fezes
	Ascaridíase	Oral	Fezes
	Tricurose	Oral	Fezes
	Enterobiose	Oral	Fezes
	Ancilostomose	Oral e percutâneo	Fezes
	Doenças associadas à água	Esquistossomose urinária	Percutânea
Esquistossomose retal		Percutânea	Fezes
Doenças cujos vetores se relacionam com a água	Febre amarela	Picada mosquito	Picada
	Dengue	Picada mosquito	Picada
	Febre hemorrágica por dengue	Picada mosquito	Picada
	Malária	Picada mosquito	Picada
Oncocercose	Picada mosca simulum	Picada	
Doenças associadas ao destino de dejetos	Necatoriose	Percutâneo	Fezes
	Clonorquíase	Peixe	Fezes
	Difilobotríase	Peixe	Fezes
	Fasciolose	Planta comestível camarão de água doce	Fezes

Fonte: Saunders e Warford, 1983.

Agrupamento das famílias de macroinvertebrados bentônicos de acordo com a tolerância à poluição (Loyola, 2000)

FAMÍLIAS	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, <b>Athericidae</b> , <b>Blephariceridae</b>	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, <b>Glossosomatidae</b>	8
<i>Ephemerellidae</i> , <b>Prosopistomatidae</b> , Nemouridae, <u>Gripopterygidae</u> , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, <u>Hydrobiosidae</u> , Pyralidae, <u>Psephenidae</u>	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, <b>Thiaridae</b> , Hydroptilidae, Unionidae, <u>Mycetopodidae</u> , <u>Hyriidae</u> , <u>Corophilidae</u> , Gammaridae, <u>Hyalellidae</u> , <b>Atyidae</b> , <u>Palaemonidae</u> , <u>Trichodactylidae</u> , Platycnemididae, Coenagrionidae, <u>Leptohyphidae</u>	6
<b>Oligoneuridae</b> , <b>Polymitarcyidae</b> , Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), <i>Helophoridae</i> , <i>Hydrochidae</i> , <i>Hydraenidae</i> , Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, <b>Dugesiiidae</b> , <u>Aeglididae</u>	5
Baetidae, <i>Caenidae</i> , <i>Haliplidae</i> , <i>Curculionidae</i> , <i>Chrysomelidae</i> <b>Tabanidae</b> , <b>Stratiomudae</b> , <b>Empididae</b> , <b>Dolichopodidae</b> , <b>Dixidae</b> , <b>Ceratopogonidae</b> , <b>Anthomyidae</b> , <b>Limoniidae</b> , <b>Psychodidae</b> , <b>Sciomyzidae</b> , <b>Rhagionidae</b>	4
Sialidae, <u>Corydalidae</u> , Piscicolidae, <b>Hydracarina</b>	
<i>Mesoveliidae</i> , <i>Hydrometridae</i> , <i>Gerridae</i> , <i>Nepidae</i> , <i>Naucoridae</i> , <u>Limnocoeridae</u> , Pleidae, Notonectidae, <i>Corixidae</i> , <b>Veliidae</b> , <i>Helodidae</i> , <i>Hydrophilidae</i> , <i>Hygrobiiidae</i> , <i>Dytiscidae</i> , <i>Gyrinidae</i>	3
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, <i>Bithyniidae</i> , <i>Bythinellidae</i> , Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, <b>Ostracoda</b>	
Chironomidae, <b>Culicidae</b> , <b>Ephydriidae</b> , <b>Thaumaleidae</b>	2
Oligochaeta (todas as classes), <b>Syrphidae</b>	1

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO
I	Boa	> 120 101 - 120	Águas muito limpas; Águas não contaminadas ou não alteradas de modo sensível;
II	Aceitável	61 - 100	São evidentes alguns efeitos de contaminação
III	Duvidosa	36 - 60	Águas contaminadas
IV	Crítica	16 - 35	Águas muito contaminadas
V	Muito Crítica	< 15	Águas fortemente contaminadas



Escala: 1:25.000.

– Mapa da Microbacia do Lajeado Fragosos com os 23 grupos de propriedades

– Volume de dejetos de suínos produzidos por cada grupo da microbacia e seu equivalente em N, P e K.

Grupo	Volume de dejetos (m <sup>3</sup> /ano)	Nitrogênio (kg/ano)	Fósforo (kg/ano)	Potássio (kg/ano)
1	4.215,75	9.822,70	6.365,78	4.553,01
2	6.425,83	14.972,17	9.703,00	6.939,89
3	2.429,08	5.659,74	3.667,90	2.623,40
4	2.584,20	6.021,19	3.902,14	2.790,94
5	739,13	1.722,16	1.116,08	798,26
6	3.255,80	7.586,01	4.916,26	3.516,26
7	3.367,13	7.845,40	5.084,36	3.636,50
8	2.693,70	6.276,32	4.067,49	2.909,20
9	6.508,68	15.165,22	9.828,11	7.029,37
10	465,38	1.084,32	702,72	502,61
11	1.573,15	3.665,44	2.375,46	1.699,00
12	16.411,86	38.239,63	24.781,91	17.724,81
13	4.999,41	11.648,61	7.549,10	5.399,36
14	8.001,17	18.642,71	12.081,76	8.641,26
15	2.562,30	5.970,16	3.869,07	2.767,28
16	1.806,75	4.209,73	2.728,19	1.951,29
17	8.708,17	20.290,04	13.149,34	9.404,82
18	2.299,50	5.357,84	3.472,25	2.483,46
19	15.057,35	35.083,61	22.736,59	16.261,93
20	7.971,60	18.573,83	12.037,12	8.609,33
21	1.445,40	3.367,78	2.182,55	1.561,03
22	9.604,61	22.378,74	14.502,96	10.372,98
23	1.527,53	3.559,13	2.306,56	1.649,73
<b>Total</b>	<b>114.653,44</b>	<b>267.142,50</b>	<b>173.126,69</b>	<b>123.825,71</b>