

CAROLINA FAGUNDES CARON

**PROPOSTA DE UM SISTEMA PARA REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS E
REDUÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E DE NUTRIENTES EM CORPOS
AQUÁTICOS DE PEQUENO PORTE: ESTUDO DE CASO NO CÓRREGO
BLANCHE**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof^a. Maria Cristina Borba Braga, PhD

**CURITIBA
2006**

CAROLINA FAGUNDES CARON

**PROPOSTA DE UM SISTEMA PARA REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS E
REDUÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E DE NUTRIENTES EM CORPOS
AQUÁTICOS DE PEQUENO PORTE: ESTUDO DE CASO NO CÓRREGO
BLANCHE**

**CURITIBA
2006**

Aos meus pais, Luiz e Leila, e à
minha irmã, Bianca, pelo incentivo
e estímulo.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e à minha irmã pelo carinho, incentivo, apoio, compreensão não somente durante o curso de mestrado, mas em todos os momentos importantes de minha vida. Agradeço meu pai pelas dicas, sugestões e críticas durante a realização do trabalho. À minha mãe pela compreensão e carinho. E à minha irmã companheira de sempre.

À professora Cristina, minha orientadora, pelo incentivo, amizade, contribuições, auxílios, correções e por sempre acreditar na realização deste trabalho e auxiliar no meu crescimento profissional.

Ao professor Cristóvão e ao professor Ota pelas sugestões, disponibilidades e incentivos durante a realização deste trabalho.

Ao Laboratório Professor Francisco Borsari Netto – LABEAM, pelo espaço cedido para a realização das análises e para a armazenagem dos produtos utilizados no trabalho.

Agradeço em especial à Construtora MONJOLO ENGENHARIA DE PRÉ-MOLDADO, pela construção do sistema dimensionado e pelas dicas durante a sua implantação no córrego.

À SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE e à SECRETARIA DE PARQUES E PRAÇAS, pela concessão da Licença Ambiental para realização deste trabalho.

À SANEPAR pelas informações disponibilizadas e pelas dicas durante a realização de algumas análises.

Aos verdadeiros amigos que fiz neste curso de mestrado. Em especial à Leane, quem sempre acreditou no meu potencial e sempre me auxiliou no contato com a SANEPAR.

Ao Rafael que muito contribuiu para a realização deste trabalho, e sempre me auxiliou nas horas mais difíceis, me ajudando a manter a “calma”. Valeu Rafa!

À Josete, à Cris Marin, à Ise, ao Paulo, ao Anderson e ao professor Bruno Veiga pelo auxílio, disponibilidade e vontade em me ajudar nos momentos necessários.

À UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, em especial ao coordenador do curso.

Agradeço à DEUS e a todos que acreditaram, contribuíram e incentivaram a realização deste trabalho.

À CAPES que tornou viável este projeto.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE GRÁFICOS.....	xi
LISTA DE TABELAS E QUADRO.....	xiii
LISTA DE SIGLAS.....	xiv
LISTA DE SÍMBOLOS.....	xv
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1. ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL.....	5
2.1.1 Lei Federal dos Recursos Hídricos – Lei N° 9.433/97.....	5
2.1.2 Lei Estadual dos Recursos Hídricos – Lei N° 12.726/99.....	5
2.1.3 Portaria SUREHMA N° 20/92.....	6
2.1.4 Resolução CONAMA N° 20/86 <i>versus</i> CONAMA N° 357/05.....	7
2.2. SANEAMENTO VERSUS QUALIDADE DA ÁGUA.....	10
2.3. A INTERFERÊNCIA DA PRESENÇA DE SÓLIDOS NA ÁGUA.....	16
2.4. A IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NA ÁGUA.....	21
2.5. COAGULANTES UTILIZADOS PARA A REMOÇÃO DE SÓLIDOS E MATÉRIA ORGÂNICA	27
2.6. SISTEMAS APLICADOS NO PRÓPRIO RIO VISANDO A REMOÇÃO DE SÓLIDOS	32
OBJETIVOS.....	43
OBJETIVO GERAL	43
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	43
3. MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1. DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	45
3.2. CONCEPÇÃO E DEFINIÇÃO DO SISTEMA E SUAS CARACTERÍSTICAS GEOMÉTRICAS.....	47
3.2.1 Compartimento de Coagulação/Floculação.....	48

3.2.2	Compartimento de Decantação	49
3.2.3	Compartimento de Filtração	49
3.2.4	Dispositivo Restritor do Fluxo da Água.....	49
3.2.5	Dispositivo Dosador do Agente Coagulante	50
3.2.6	Medidor do Fluxo da Água no Sistema.....	50
3.2.7	Dispositivo para Remoção do Lodo.....	50
3.2.8	Anteparo de Entrada	51
3.3.	DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA	52
3.3.1	Compartimento de Coagulação/Floculação.....	52
3.3.2	Compartimento de Decantação	53
3.3.3	Compartimento de Filtração	54
3.3.4	Dispositivo Restritor do Fluxo da Água.....	54
3.3.5	Sistema Dosador do Agente Coagulante	55
3.3.6	Medidor do Fluxo da Água no Sistema.....	56
3.3.7	Dispositivo para Remoção do Lodo.....	56
3.3.8	Anteparo de Entrada	57
3.4.	DEFINIÇÃO DO AGENTE COAGULANTE.....	57
3.5.	TESTE DE JARRO	57
3.6.	PLANO DE MONITORAMENTO.....	60
3.6.1	Definição das Campanhas Realizadas.....	60
3.6.2	Definição dos Pontos de Amostragem	61
3.6.3	Frequência de Análises	63
3.6.4	Determinação da Vazão	63
3.6.5	Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos.....	64
3.6.6	Manutenção e Limpeza do Sistema	67
3.6.7	Elaboração da Ficha de Registro das Campanhas	67
3.7.	QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO DO SISTEMA.....	68
3.8.	PESQUISA NAS RESIDÊNCIAS CONTRIBUINTES À BACIA DO CÓRREGO BLANCHE.....	68
3.9.	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	69
4.	ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	70
4.1.	DIMENSÕES DO SISTEMA	70
4.1.1	Dimensões do Coagulador/Floculador	70

4.1.2	Dimensões do Decantador	70
4.1.3	Dimensões do Compartimento de Filtração	71
4.1.4	Dispositivo Restritor do Fluxo da Água.....	72
4.1.5	Anteparo de Entrada	72
4.2.	CONSTRUÇÃO DO SISTEMA	72
4.3.	IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA	76
4.4.	QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO	82
4.5.	VAZÕES	83
4.6.	IDENTIFICAÇÃO DA SITUAÇÃO DE LIGAÇÕES DE ESGOTO NA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO CÓRREGO BLANCHE	88
4.7.	MANUTENÇÃO DO SISTEMA	90
4.7.1	Problemas Externos à Operação do Sistema.....	93
4.8	QUALIDADE DA ÁGUA NO CÓRREGO BLANCHE.....	95
4.8.1	Campanha de Reconhecimento	95
4.8.2	Campanha de Monitoramento	101
4.8.2.1	Campanha de monitoramento – PONTO 1	101
4.8.2.2	Campanha de monitoramento – PONTOS 2 e 3	104
4.9	EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....	121
4.10	RELAÇÃO CONAMA N° 357 E EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....	136
5.	CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	138
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	141
	APÊNDICES	
	ANEXOS	

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1	–	RELAÇÕES DO CARBONO ORGÂNICO NA ÁGUA.....	24
FIGURA 2.2	–	ESQUEMA DO SISTEMA SHIMANTO-GAWA.....	34
FIGURA 2.3	–	ESQUEMA DO FLOTFLUX®	38
FIGURA 2.4	–	SISTEMA DE GABIÕES INSTALADOS NO CÓRREGO BLANCHE.....	41
FIGURA 3.1	–	DIAGRAMA UNIFILAR DO SISTEMA DE MACRODRENAGEM DA BACIA DO ALTO IGUAÇU.....	46
FIGURA 3.2	–	ÁREA DE ESTUDO: CÓRREGO BLANCHE.....	47
FIGURA 3.3	–	DISPOSITIVO RESTRITOR DO FLUXO DA ÁGUA.....	49
FIGURA 3.4	–	DISPOSITIVO DOSADOR DO AGENTE COAGULANTE...	50
FIGURA 3.5	–	DISPOSITIVO PARA REMOÇÃO DO LODO.....	51
FIGURA 3.6	–	VISTA DO ANTEPARO DE ENTRADA.....	51
FIGURA 3.7	–	TESTES PARA VALIDAÇÃO DO DISPOSITIVO RESTRITOR DO FLUXO DA ÁGUA.....	55
FIGURA 3.8	–	SISTEMA DOSADOR (DIMENSÕES – cm).....	56
FIGURA 3.9	–	TESTE DE JARRO.....	60
FIGURA 3.10	–	PONTO DE COLETA NA CAMPANHA DE RECONHECIMENTO.....	61
FIGURA 3.11	–	PONTOS DE COLETA NA CAMPANHA DE MONITORAMENTO.....	62
FIGURA 4.1	–	VISTA DO SISTEMA.....	71
FIGURA 4.2	–	DETALHE DAS PEÇAS PRÉ-MOLDADAS.....	73
FIGURA 4.3	–	PEÇAS PRÉ-MOLDADAS.....	74
FIGURA 4.4	–	DISPOSITIVO RESTRITOR EM FUNCIONAMENTO.....	75
FIGURA 4.5	–	DISPOSITIVO DOSADOR COM GOTEJADORES.....	75
FIGURA 4.6	–	ABRIGO PARA ESTOCAGEM DOS MATERIAIS.....	76
FIGURA 4.7	–	LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA NO CÓRREGO BLANCHE.....	77
FIGURA 4.8	–	INSTALAÇÃO DO SISTEMA.....	78
FIGURA 4.9	–	CONCRETAGEM DAS PEÇAS.....	78
FIGURA 4.10	–	FINALIZAÇÃO DA INSTALAÇÃO DO SISTEMA.....	79
FIGURA 4.11	–	ESCAVAÇÃO DO LEITO DO CÓRREGO APÓS DIAS DE CHUVA.....	80
FIGURA 4.12	–	LIMPEZA E CONCRETAGEM DO SISTEMA APÓS DIAS DE CHUVA.....	80
FIGURA 4.13	–	SISTEMA INSTALADO.....	81
FIGURA 4.14	–	SISTEMA COM CANAL EXTRAVASOR.....	81
FIGURA 4.15	–	RESÍDUOS COLETADOS DURANTE A LIMPEZA DIÁRIA.....	90
FIGURA 4.16	–	RESÍDUOS ENCONTRADOS NO CÓRREGO BLANCHE..	91
FIGURA 4.17	–	RETIRADA DO LODO PRODUZIDO NO INTERIOR DO SISTEMA.....	92
FIGURA 4.18	–	LIMPEZA DAS PEDRAS FILTRANTES.....	93
FIGURA 4.19	–	DESPEJOS DE ESGOTO NO CÓRREGO BLANCHE.....	94
FIGURA 4.20	–	PRESENÇA DE RATOS SOBRE O SISTEMA.....	94

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 4.1 –	PRINCIPAIS RECLAMAÇÕES DOS FREQUENTADORES DO BOSQUE.....	82
GRÁFICO 4.2 –	PERCEPÇÃO DOS FREQUENTADORES DO BOSQUE APÓS INSTALAÇÃO DO SISTEMA.....	83
GRÁFICO 4.3 –	CURVA DE PERMANÊNCIA DO CÓRREGO BLANCHE.....	84
GRÁFICO 4.4 –	HISTOGRAMA HORÁRIO DO DIA 3/10/2005.....	84
GRÁFICO 4.5 –	HISTOGRAMA HORÁRIO DIA 29/11/2005.....	85
GRÁFICO 4.6 –	HISTOGRAMA HORÁRIO DIA 27/12/2005.....	85
GRÁFICO 4.7 –	SITUAÇÃO DAS LIGAÇÕES DE ESGOTO NA BACIA DO CÓRREGO BLANCHE.....	89
GRÁFICO 4.8 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO.....	97
GRÁFICO 4.9 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO.....	98
GRÁFICO 4.10 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SS.....	99
GRÁFICO 4.11 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONDUTIVIDADE.....	100
GRÁFICO 4.12 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SD.....	100
GRÁFICO 4.13 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO e OD.....	102
GRÁFICO 4.14 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO.....	103
GRÁFICO 4.15 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC.....	103
GRÁFICO 4.16 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SS E TURBIDEZ.....	104
GRÁFICO 4.17 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO.....	105
GRÁFICO 4.18 –	DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO.....	106
GRÁFICO 4.19 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO.....	107
GRÁFICO 4.20 –	DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO.....	108
GRÁFICO 4.21 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO.....	109
GRÁFICO 4.22 –	DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO.....	110
GRÁFICO 4.23 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC.....	111
GRÁFICO 4.24 –	DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC.....	112
GRÁFICO 4.25 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DOC.....	113

GRÁFICO 4.26 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	115
GRÁFICO 4.27 –	DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	116
GRÁFICO 4.28 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE OD.....	117
GRÁFICO 4.29 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA DBO E DO OD NO PONTO 3.....	118
GRÁFICO 4.30 –	VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DA CONDUTIVIDADE.....	119
GRÁFICO 4.31 –	VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONDUTIVIDADE E DOS SD NO PONTO 3.....	120
GRÁFICO 4.32 –	CORRELAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE SD E A CONDUTIVIDADE NO PONTO 3.....	120
GRÁFICO 4.33 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DBO.....	122
GRÁFICO 4.34 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO.....	123
GRÁFICO 4.35 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.....	124
GRÁFICO 4.36 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO KJELDAHL.....	126
GRÁFICO 4.37 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL.....	127
GRÁFICO 4.38 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO.....	128
GRÁFICO 4.39 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS.....	129
GRÁFICO 4.40 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	130
GRÁFICO 4.41 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	131
GRÁFICO 4.42 –	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DA CARGA ORGÂNICA	132
GRÁFICO 4.43 –	CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE SS E DBO.....	133
GRÁFICO 4.44 –	CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE SS E TOC.....	134
GRÁFICO 4.45 –	CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE OS PARÂMETROS.....	135

LISTA DE TABELAS E QUADRO

TABELA 2.1	– EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DO SISTEMA SHIMANTO - GAWA.....	35
TABELA 2.2	– EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DO SISTEMA FLOTFLUX® ...	37
TABELA 3.1	– RESULTADOS DA ANÁLISE DO TESTE DE JARRO.....	59
TABELA 4.1	– VAZÃO NO SISTEMA.....	88
TABELA 4.2	– CONDIÇÃO DO TEMPO E HORÁRIO DA REALIZAÇÃO DAS COLETAS.....	96
TABELA 4.3	– CONCENTRAÇÃO DE DBO.....	106
TABELA 4.4	– CONCENTRAÇÃO DE DQO.....	108
TABELA 4.5	– CONCENTRAÇÃO DE TOC.....	112
TABELA 4.6	– CONCENTRAÇÃO DE DOC.....	114
TABELA 4.7	– CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	117
TABELA 4.8	– EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DBO, DQO e P TOTAL.....	121
TABELA 4.9	– EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO NTK, TOC e DOC.....	125
TABELA 4.10	– REMOÇÃO DE ST, SS e TURBIDEZ.....	128
TABELA 4.11	– COMPARAÇÃO CONAMA N° 357/05 E CONCENTRAÇÕES DO CÓRREGO BLANCHE.....	136
QUADRO 3.1	– ANÁLISES REALIZADAS.....	65

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOC	Carbono Orgânico Dissolvido
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
PT	Fósforo Total
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC	Carbono Inorgânico
NBR	Norma Brasileira
NPOC	Carbono Orgânico Não Purgável
NTK	Nitrogênio Kjeldahl
POC	Carbono Orgânico Purgável
NT	Nitrogênio Total
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SD	Sólidos Dissolvidos
SMMA	Secretaria Municipal do Meio Ambiente
SMVMA	Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente
SS	Sólidos Suspensos
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SUREHMA	Superintendência dos Recursos Hídricos e do Meio Ambiente
TC	Carbono Total
TIC	Carbono Inorgânico Total
TOC	Carbono Orgânico Total
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UNICEF	United Nations Children's Fund

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área (m ²)
Al	Alumínio
Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de Alumínio
B	Seção transversal (m)
c	Coefficiente adimensional de contração
CO ₂	Gás Carbônico
FeCl ₃	Cloreto Férrico
g	Aceleração da gravidade (m/s ²)
h	Altura da lâmina d'água (m)
H ₂ O	Água
L	Comprimento (m)
n	Coefficiente adimensional do canal
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão (m ³ /s)
Q _{10,7}	Vazão mínima semanal com período de retorno de 10 anos
Q ₉₀	Vazão com garantia de 90% de probabilidade de ser mantida
Q ₉₅	Vazão com garantia de 95% de probabilidade de ser mantida
R	Raio Hidráulico (m)
S	Declividade do canal (m/m)
Si	Silício
SO ₃	Trióxido de Enxofre
Td	Tempo de detenção (s)
V	Volume (m ³)
Φ	Diâmetro da partícula

RESUMO

Visando a melhoria da qualidade da água de corpos aquáticos de pequeno porte, através da remoção de sólidos suspensos e da redução da concentração de matéria orgânica e de nutrientes, diretamente no canal do escoamento, este estudo desenvolveu, implantou e avaliou a eficiência de um sistema físico-químico de tratamento, composto por compartimentos de coagulação/floculação, decantação e filtração instalado no córrego Blanche, Curitiba/PR. O sistema, apesar da simplicidade da sua concepção, apresentou eficiências comparáveis aos sistemas de tratamento primário, tendo sido a eficiência para a remoção de sólidos suspensos em torno de 43% e para a redução da concentração da DBO em torno de 31%, de TOC e de fósforo total, em torno de 37%. A remoção de sólidos suspensos em relação à redução da matéria orgânica apresentou forte correlação linear, com r de 0,680. O sistema instalado no córrego Blanche não será a solução, nem se pretendia que fosse, mas poderá, caso sejam realizados mais estudos e seja instalado em vários córregos, amenizar a poluição contributiva e possibilitar a redução dos investimentos necessários para recuperar rios de maior porte.

ABSTRACT

In order to evaluate the improvement in the quality of water of streams which receive sewage discharges, this study presents an alternative system designed to remove suspended solids concentrations with the aim to reduce organic matter concentrations in the water body. The system was conceptualized taking into consideration the same principles and criteria of primary treatment utilized in water treatment plants, which are carried out through coagulation, flocculation and sedimentation. The designed system was installed inside the stream and an urban water body, the Blanche creek, in Curitiba/PR, was utilized as a case study. In spite of its simple design approach, the performance of the system proved to be in accordance to the primary treatment criteria adopted in the designing process. For the physico-chemical parameters evaluated, the removal efficiency was, approximately, 43% for suspended solids, 31% for BOD and 37% for both TOC and total phosphorus. A strong correlation between concentration removals of suspended solids and organic matter was observed ($r = 0,68$). It is worth mentioning that the develop system is not intended to be the final solution for environmental and sanitation problems related to domestic sewage discharges, however, it proved to be an alternative solution for the reduction of organic matter concentrations when the improvement of water quality is to be considered. This system is not intended to be taken as a solution for the problem related to organic matter present in urban streams which receive domestic sewage, however, if the study is to be continued and other unities were installed in other streams also contaminated with sewage, it would be possible to gain some results with regard to water quality and investments in water resources management.

1. INTRODUÇÃO

Estudos recentes afirmam que 1,1 bilhão de pessoas no mundo não possuem acesso à água de qualidade, enquanto 2,4 bilhões não possuem condições sanitárias apropriadas ao uso da água. Estes não são os únicos problemas enfrentados pelo mau gerenciamento deste recurso em todo o mundo, isto porque, a escassez de água, as inundações, a contaminação de aquíferos e as águas de drenagens poluídas por esgotos são algumas das dificuldades adicionais enfrentadas pela população mundial (IIC – JICA, 2002). Mais de 2 milhões de pessoas morrem todos os dias devido a doenças causadas pelo contato/ingestão de águas poluídas, sendo a maioria crianças com idade inferior a 5 anos (UNICEF, 2003).

No século passado, diversos países criaram e aperfeiçoaram legislações e órgãos governamentais voltados à proteção das águas e do meio ambiente. Por exemplo, no Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei N° 9.433/97, define os mecanismos e os instrumentos para a gestão das águas, e a Resolução CONAMA N° 357/05 estabelece padrões para a melhoria da qualidade das águas.

Entretanto, em diversas regiões brasileiras, principalmente as regiões de maiores concentrações urbanas e industriais, a escassez de água com qualidade adequada ao consumo já é realidade. O lançamento ininterrupto de efluentes urbanos e industriais não tratados nas águas de rios, lagos e áreas costeiras constitui-se num dos maiores agravantes à depreciação da qualidade das águas, sendo o tratamento do esgoto uma das ações mitigadoras importantes para a solução do problema. Desta forma, seria imprescindível que a solução de problemas relacionados à melhoria da qualidade das águas ocupasse lugar de destaque entre os desafios do poder público.

Os resultados da Pesquisa Nacional de Saneamento (IBGE, 2000) mostram o Brasil como um país extremamente deficitário em relação a programas de saneamento, não apenas nas áreas urbanas como também nas rurais. Os

dados mostram que 47,8% dos municípios brasileiros não possuem serviço de esgotamento sanitário e que a cobertura de esgoto tratado encontra-se em torno de 44,5% da população, sendo 51,1% urbana e 15,8% rural. Segundo HELLER e NASCIMENTO (2004), um dos principais desafios para o setor de saneamento é o atendimento às populações pobres, concentradas em favelas ou dispersas no meio rural.

Apesar de Curitiba apresentar 70,45% do esgoto coletado e tratado (Marisa Theobald, SANEPAR, contato pessoal, 2004), a qualidade das águas da cidade está entre os principais problemas ambientais/sanitários enfrentados pela administração pública, pois parte do esgoto gerado pode estar sendo retido em tanques sépticos ou ainda estar chegando aos rios através de ligações clandestinas.

Neste contexto apresentado, encontra-se a motivação para a busca de soluções e alternativas não convencionais e tecnologias inovadoras que aliem custos relativamente baixos, e eficiências comprovadas na redução de cargas de poluentes dos rios, canais, lagos e reservatórios urbanos poluídos por esgoto doméstico.

Esse estudo, realizado em Curitiba/PR, no córrego Blanche, apresenta uma contribuição a esta busca de alternativas e soluções, e dá continuidade ao conceito proposto por JORGE (2002). Propõe um sistema para a remoção de sólidos, redução das concentrações de nutrientes e das cargas orgânicas em águas superficiais contaminadas por esgoto doméstico, apresentando um maior número de compartimentos para o tratamento da água do que aquele concebido anteriormente, sendo baseado nos estudos realizados por MATSUMOTO (1997) e pela SABESP (2005).

O sistema desenvolvido, de abordagem não convencional, não pretende ser substitutivo dos atuais sistemas de tratamento de esgoto, mas sim um complemento e um elemento auxiliador para a melhoria da qualidade da água objetivando o enquadramento dos recursos hídricos segundo a legislação – SUREHMA N° 20/92. Este sistema, adequado para rios de pequeno porte, é indicado às áreas urbanas,

rurais, às áreas de concentração de favelas, e ainda nas quais os custos para a ampliação do sistema de coleta e tratamento de esgoto sejam elevados.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

2.1.1 Lei Federal dos Recursos Hídricos – Lei N° 9.433/97

A Lei Federal N° 9.433, sancionada em 08 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, estabelecendo assim novos procedimentos a serem adotados na gestão das águas no território nacional. Esta Lei incorporou princípios, normas e padrões de gestão de águas já aceitos e praticados em muitos países. A Lei N° 9.433 deu início à transformação na gestão tanto dos recursos hídricos quanto do meio ambiente (BORSOI e TORRES, 1997).

Os instrumentos legais previstos para permitir a implantação e a execução da Política Nacional de Recursos Hídricos são:

- I – os Planos de Recursos Hídricos;
- II – o enquadramento dos corpos d'água em classes;
- III – a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos;
- IV – a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- V – a compensação aos municípios;
- VI – os Sistemas de Informações sobre Recursos Hídricos.

Todos estes instrumentos devem ser utilizados em conjunto, com o objetivo de assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável, e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais (BRASIL, 1997; SANTOS, 1998).

Os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores, que visam fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos. Com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos, os planos diretores são planos longos e devem ser elaborados por bacias hidrográficas, por estado e para o país (MONTEIRO, 2005).

Em relação ao instrumento de enquadramento, os corpos d'água são enquadrados em classes, de acordo com os usos preponderantes da água, ou seja, este instrumento objetiva adequar os usos atuais e pretendidos a um nível de qualidade desejado, para compatibilizar as atividades antrópicas com a manutenção do equilíbrio ecológico e aquático. Portanto, o enquadramento das águas visa assegurar às águas uma qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, assim como reduzir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes. De acordo com o artigo 44, inciso XI, item "a", da Lei N° 9.433/97, cabe às Agências de Água propor o enquadramento dos corpos d'água nas classes de uso (BRASIL, 1997).

2.1.2 Lei Estadual dos Recursos Hídricos – Lei N° 12.726/99

Em 1999 foi aprovada, no Estado do Paraná, a Lei N° 12.726 que instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e criou o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, de acordo com os termos da Constituição Estadual e da Legislação Federal aplicáveis (PARANÁ, 1999).

Os artigos 3° e 6° desta lei apresentam, respectivamente, os objetivos e os instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos, em âmbito estadual, a serem elaborados por bacia ou conjunto de bacias hidrográficas.

Objetivando a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, o artigo 4° apresenta as seguintes diretrizes gerais de ação:

I – a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade;

II – a gestão sistemática dos recursos hídricos adequadas às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do Estado;

III – a integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental;

IV – a articulação da gestão dos recursos hídricos com as dos setores usuários e com os planejamentos regional, estadual e nacional;

V – a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo e o controle de cheias;

VI – a integração da gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras.

Em relação ao enquadramento dos corpos d'água em classes de acordo com os seus usos preponderantes, a Lei Estadual determina que deverá ocorrer conforme os seguintes critérios (PARANÁ, 1999):

I – ser compatível com os objetivos e metas de qualidade ambiental definidos pelo respectivo Plano de Bacia Hidrográfica;

II – ser factível frente à disponibilidade social de inversão, sinalizada pelo quadro de fontes de recursos previsto no respectivo Plano de Bacia Hidrográfica;

III – objetivar padrões de qualidade das águas compatíveis com os usos a que forem destinadas, subsidiando o processo de concessão de outorga de direitos de uso de recursos hídricos.

2.1.3 Portaria SUREHMA N° 20/92

A Portaria SUREHMA (designação anterior do Instituto Ambiental do Paraná) N° 20, de maio de 1992 (SUREHMA, 1992), no uso de suas atribuições, enquadrou os cursos d'água da Bacia do rio Iguaçu, de domínio do Estado do Paraná, como pertencentes à Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA N° 20/86, e que

deverá estar em conformidade com a Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005).

Portanto, de acordo com as especificações da referida portaria, os rios da Bacia do Alto Iguaçu deverão apresentar níveis de DBO_5 igual ou inferior a 5 mg/L e OD não inferior a este mesmo valor em qualquer amostra colhida dos rios.

O córrego Blanche, objeto de escopo deste trabalho, é tributário da Bacia do rio Iguaçu, o que justifica o interesse na apresentação desta portaria (SUDERHSA, 2005).

2.1.4 Resolução CONAMA N° 20/86 *versus* CONAMA N° 357/05

Segundo JULIANO (1996), citado por AISSE (2002), a definição de um padrão de qualidade envolve todo um instrumento legal e institucional para promulgação de leis e normas para a implementação das leis que definem os limites e condições toleráveis no meio aquático.

A Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, substitui a Resolução CONAMA N° 20, de 18 de junho de 1986. Ambas resoluções dispõem sobre a classificação dos corpos d'água e definem diretrizes ambientais para o seu enquadramento em função dos usos preponderantes atuais e futuros da água. Estabelecem, também, as condições e padrões para lançamento de efluentes (CONAMA, 1986; CONAMA, 2005).

O enquadramento dos corpos d'água em classes segundo seus usos preponderantes é o instrumento de gestão que permite o estabelecimento do planejamento da qualidade da água na bacia. No entanto, cabe ressaltar que quanto maior a diferença entre a qualidade real da água e o valor definido para sua classe, menos efetivo será o enquadramento como instrumento de gestão. Desta forma, metas exigentes em relação à qualidade das águas no presente podem não ser atingidas a curto e médio prazo, mesmo com a utilização de intervenções, o que sugere a violação do enquadramento (MAGALHÃES, 2005). Assim, a utilização de

metas progressivas de qualidade da água poderá tornar-se um instrumento mais efetivo.

O conceito de enquadramento foi introduzido pela Resolução CONAMA N° 20/86, que classificou as águas brasileiras em doces (salinidade < 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05% e 3%) e salinas (salinidade > 3%) e, em função dos usos previstos e da qualidade requerida, foram criadas nove classes (MAGALHÃES, 2005). Por outro lado, o artigo 3° da Resolução CONAMA N° 357/05, classifica as águas em 13 classes, de acordo com os artigos 4°, 5° e 6°, são elas:

- Águas Doces: Classe Especial, 1, 2, 3 e 4;
- Águas Salinas: Classe Especial, 1, 2 e 3;
- Águas Salobras: Classe Especial, 1, 2 e 3.

A Resolução CONAMA N° 357/05 classifica as águas doces como:

- Classe Especial – águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- Classe 1 – águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário (natação, mergulho, esqui aquático), à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas e à proteção das comunidades aquáticas em Terras indígenas;
- Classe 2 – águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário (natação, mergulho, esqui aquático), à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aqüicultura e à atividade de pesca;

- Classe 3 – águas destinadas ao abastecimento doméstico para consumo humano após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais;
- Classe 4 – águas destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Estes padrões de qualidade foram especificados de acordo com uma escala de nobreza dos usos que, para as águas doces, vai do abastecimento humano (Classe Especial) aos usos menos exigentes, como harmonia paisagística (Classe 4).

A principal crítica à Resolução CONAMA N° 20/86 foi o fato de considerar os padrões de lançamento em termos de concentração e não de carga, tornando complicado o incentivo à minimização do consumo de água e a produção de esgotos em uma indústria. Isto pode ser exemplificado através do pequeno poluidor, que não tinha como provar a sua menor participação, em função da sua vazão reduzida, na deterioração da qualidade do corpo receptor (AISSE, 2002).

Com base nas observações em relação às deficiências apresentadas pela Resolução CONAMA N° 20/86, a Resolução CONAMA N° 357/05, estabelece a introdução de metas intermediárias de melhoria da qualidade da água, objetivando o cumprimento da lei a médio e longo prazo e, através do artigo 10, a fixação de uma vazão de referência para a verificação do atendimento ao enquadramento.

Através da vazão de referência poderá ser calculada a carga de nutrientes ou de DBO a serem lançadas nos corpos aquáticos. De acordo com o artigo 10, § 1° e 2°, os níveis de nutrientes e de DBO, estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser superiores aos valores especificados, quando estudos de autodepuração provarem a capacidade de recuperação dos corpos aquáticos em função da vazão de referência (CONAMA, 2005).

Segundo MAGALHÃES (2005), a vazão de referência tem sido calculada como um percentual de uma vazão associada a um período de estiagem como, por exemplo, a $Q_{10,7}$ (vazão mínima semanal com período de retorno de 10 anos) ou a

Q_{90} ou a Q_{95} (vazão com garantia de 90% ou 95% de probabilidade de ser mantida, respectivamente). Segundo o autor, a vantagem da utilização destas 2 últimas vazões é justificada pelo fato de possuírem agregadas a si o percentual de tempo que este valor poderá vir a não ocorrer, isto é, no primeiro caso 10% e no segundo 5% do tempo.

A Resolução CONAMA N° 357/05 também estabelece, por meio dos artigos 8° e 9°, que os parâmetros selecionados para subsidiar a proposta de enquadramento deverão ser monitorados periodicamente, através de procedimentos com controle de qualidade analítica, sempre atendendo as condições exigíveis.

Mesmo com as alterações incorporadas na Resolução CONAMA N° 357/05, críticas têm sido feitas, pois o elenco de análises é bastante extenso e a maioria das cidades brasileiras não apresentam condições para a sua realização. No entanto, análises de TOC e DOC, importantes para a identificação, qualificação e quantificação da matéria orgânica em águas doces, ainda não são parte integrantes do CONAMA N° 357/05. Porém, em relação às águas salinas, estes parâmetros já fazem parte do conjunto de análises a serem realizadas para verificação da qualidade das águas. CAVICHILO, BRAGA e FERNANDES (2003) discutem a importância de análises como a condutividade e a sua não inserção ao elenco de análises do CONAMA N° 20/86, fato repetente na versão N° 357/05.

Outro fator que também tem sido foco de questionamento são os efeitos sinérgicos entre as substâncias presentes na água, o que, muitas vezes, não pode ser avaliado através da análise simples dos parâmetros individuais. Cabe salientar que estas críticas remontam a Resolução CONAMA N° 20/86 (CONAMA, 2005; MAGALHÃES, 2005; MONTEIRO, 2005).

2.2. SANEAMENTO *VERSUS* QUALIDADE DA ÁGUA

A exploração dos recursos naturais, como os solos e as águas, além das variações climáticas e das ações antrópicas, afetam diretamente os recursos

hídricos. O saneamento, compreendido por ações, serviços e obras voltadas à melhoria das condições de salubridade das cidades, influencia e é influenciado pelos impactos causados aos recursos hídricos (FARIA e FARIA, 2004; HELLER e NASCIMENTO, 2004; NASCIMENTO e HELLER, 2005). Segundo estes autores, o setor de saneamento é aquele que apresenta maior interface com o de recursos hídricos, sendo seus reflexos notórios sobre o meio ambiente e, principalmente, sobre os recursos hídricos. Este fato pode ser explicado pelas atividades do setor de saneamento serem usuárias intensivas das águas e instrumento de combate e controle da poluição, tendo como foco a preservação dos recursos hídricos.

A água possui características essenciais à sobrevivência humana, que por sua vez é a principal usuária e também sua maior poluidora. JORGE (2002), citando SANEPAR (2001), aponta que cerca de 500 milhões de litros de dejetos seriam lançados sem tratamento, por mês, nos rios da Bacia do Alto Iguaçu. GIORDANI (2002), afirma ser lançado por dia cerca de 1 bilhão de litros de esgoto nos rios paranaenses. Com a crescente e desordenada urbanização, este quadro tem se agravado, comprometendo tanto as condições do saneamento quanto as dos recursos hídricos (GIORDANI, 2002; FARIA e FARIA, 2004; HELLER e NASCIMENTO, 2004; MIRANDA e TEIXEIRA, 2004; NASCIMENTO e HELLER, 2005). Como exemplo, pode-se citar o caso do abastecimento doméstico em regiões metropolitanas. Com o crescimento urbano não planejado, a ocupação em áreas mananciais torna a quantidade da água insuficiente e a qualidade deteriorada, trazendo conseqüências a toda a biota local e ainda problemas às empresas de saneamento para suprir a demanda para o abastecimento público (FENDRICH, 1997; REBOUÇAS et al., 1999; BRAGA, GRASSI e ASSIS, 2001; GIORDANI, 2002).

Segundo FENDRICH (1997), o grau de poluição e degradação das águas do rio Belém, tributário do rio Iguaçu, e de seus afluentes excedem a capacidade de autodepuração ao longo do curso natural dos rios. Esta contaminação, por quase

toda a extensão dos corpos d'água, é proveniente de despejos domésticos, industriais e do lançamento de resíduos sólidos nas encostas dos rios.

BRAGA, GRASSI e ASSIS (2001), durante a avaliação da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Altíssimo Iguaçu, área de manancial da Região Metropolitana de Curitiba/PR, constataram que o elevado nível de coliformes fecais presentes em quatro dos principais contribuintes da bacia, rios Irai, Palmital, Piraquara e Itaqui, era devido ao lançamento de esgoto *in natura*, resultado da ocupação desordenada na região. Resultados da avaliação realizada entre março e novembro de 2001 indicaram valores de coliformes fecais que variaram de 15.000 NMP/100 mL a 64.000 NMP/100 mL, tendo sido o menor valor para o rio Irai e o maior para o Palmital, que em 2002, foi desqualificado como manancial de abastecimento da cidade devido ao seu elevado grau de poluição. No entanto, em épocas de estiagem este rio ainda vem sendo utilizado para suprir a falta de água na região, recebendo, assim, um tratamento diferenciado dos demais mananciais (Edson Sakae Nagashima, SUDERHSA, contato pessoal, 2006). A utilização deste rio como manancial, em períodos de estiagem, pode ser justificada pela dificuldade do aproveitamento dos recursos hídricos curitibanos devido a fatores geográficos (GIORDANI, 2002).

Inovações tecnológicas, na área de interface entre saneamento e recursos hídricos, têm sido desenvolvidas e estudadas objetivando garantir a qualidade das águas dos corpos hídricos urbanos e a redução da demanda por água de abastecimento. Os estudos realizados concentram-se no controle das perdas físicas nos sistemas de abastecimento de água, no reúso intensivo da água, em técnicas de coleta de água da chuva e na adoção de procedimentos para a economia do consumo de água.

Neste cenário, cabe enfatizar os estudos realizados por MATSUMOTO (1997) e pela SABESP (2005) para contribuir na melhoria da qualidade das águas e garantir as condições ambientais necessárias aos corpos hídricos. Estes estudos são

dedicados principalmente às áreas de drenagem urbana, nas quais os sistemas de esgotamento convencionais não são suficientes em função do complexo controle de cargas clandestinas, difusas e residuais. As suas abordagens enfatizam o tratamento do rio no próprio rio, como uma contribuição ambiental a ser propiciada aos seus receptores.

No estudo desenvolvido por MARQUES (2003), foi discutida uma metodologia para o cálculo estimativo dos volumes de água de abastecimento perdidos em vazamentos decorrentes de rompimentos e das atividades de descargas das redes. Visando apresentar alternativas para os problemas relacionados aos usos da água, GIORDANI (2002) avaliou as possibilidades de reúso dos efluentes gerados nas Estações de Tratamento de Esgoto das Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira (Região Metropolitana de Curitiba). Neste estudo foram enfatizadas as práticas de reúso visando o desenvolvimento sustentável da região. FENDRICH (2002) estudou a aplicabilidade do armazenamento, da utilização e da infiltração das águas pluviais na drenagem urbana, tomando como base os aumentos significativos dos níveis de água máximo das enchentes urbanas na cidade de Curitiba, especificadamente, as que ocorrem na bacia urbana do rio Belém.

Portanto, pode ser observado que estudos vêm sendo realizados com o intuito de auxiliar na busca de novos métodos para que a escassez de água, fato real em países da África e do Oriente Médio e ainda em locais com elevadas taxas de crescimento populacional, possa vir a ser contornada em cidades como Curitiba, (FENDRICH et al., 1991; FENDRICH, 1997; FENDRICH, 2002; GIORDANI, 2002).

A urbanização, além de impactar diretamente os mananciais, interfere nos processos de natureza física, como o aumento dos volumes e velocidades de escoamento e redução de recarga de aquíferos. Estes problemas, decorrentes da impermeabilização de superfícies, implantação de canais artificiais e canalização de cursos d'água, têm apresentado aumento da frequência e da gravidade de inundações, da intensificação de processos erosivos, e assim, processos de

transporte e deposição de sedimentos, ocasionando assoreamento em canais e galerias (FENDRICH et al., 1991; GIORDANI, 2002; NASCIMENTO e HELLER, 2005).

As inundações podem ser consideradas um grave problema relacionado à interface entre os setores de recursos hídricos e de saneamento. A inexistência de redes de esgoto, além de degradar a qualidade da água e possibilitar a veiculação de doenças, potencializa a possibilidade de inundações. Cidades que apresentam coleta de lixo inadequada e cidadãos com comportamento indisciplinado, contribuem para o entupimento de bueiros e galerias, favorecendo a ocorrência de inundações e a redução da qualidade das águas (MIRANDA e TEIXEIRA, 2004; NASCIMENTO e HELLER, 2005).

Como exemplo pode-se citar São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Florianópolis, cidades urbanizadas, que apresentam grandes áreas impermeabilizadas e canalizações de cursos d'água. Estas cidades, em épocas de chuvas convectivas, sofrem com os estragos decorrentes das inundações, agravadas pelo lançamento de resíduos nas calçadas, nos bueiros e nos próprios rios. No Parque Ibirapuera, em São Paulo/SP, através do "Projeto Piloto para a Despoluição da Bacia do Córrego do Sapateiro e Recuperação da Qualidade da Água dos Lagos do Parque Ibirapuera", vem sendo proposta a redução das áreas impermeáveis do parque, através da utilização de pavimentos permeáveis e de faixas de vegetação nos pisos, com o intuito de reduzir as inundações decorrentes das chuvas (SMVMA, 2004).

SCHIKOWSKI et al. (2003) propõem a redução dos riscos de inundação, a recuperação e a conservação dos mananciais da Região Metropolitana de Curitiba através de projetos de gerenciamento de resíduos sólidos em áreas de favelas.

Pode-se notar que o saneamento e os recursos hídricos estão inter-relacionados e geram problemas que se referem não somente às inundações, como também à saúde pública, aos riscos inerentes a que os habitantes locais são

submetidos, ao clima, aos corpos aquáticos e a sua biota (SCHIKOWSKI et al., 2003; HELLER e NASCIMENTO, 2004; NASCIMENTO e HELLER, 2005).

As carências em infra-estrutura de esgotamento sanitário representam fontes de poluição concentradas que podem resultar na redução da disponibilidade hídrica devido à deterioração da qualidade da água dos corpos receptores (BRAGA, GRASSI e ASSIS, 2001). Desta forma, a utilização de sistemas de coleta e tratamento de esgoto tornam-se importantes para a redução dos impactos ocasionados pelos lançamentos de efluentes domésticos nos corpos d'água, assegurando a disponibilidade dos recursos hídricos segundo metas de qualidade estabelecidas através do instrumento de enquadramento de corpos d'água (BRASIL, 1997; PARANÁ, 1999; CONAMA, 2005).

De acordo com dados do censo de saneamento (IBGE, 2000), apesar de 78% dos domicílios brasileiros serem atendidos com abastecimento de água tratada, apenas 27% do esgoto produzido é coletado e tratado. Segundo MOTTA (2004), a coleta de esgoto em áreas urbanas no Brasil está entre as piores da América Latina. Este autor afirma que esta discrepância pode ser explicada em função dos incentivos fornecidos pelo governo para o fornecimento de água tratada a toda população, visto que, no século passado, a saúde da população brasileira estava associada apenas as águas de abastecimento, sem que houvesse qualquer preocupação com os impactos gerados com o lançamento de esgotos nos cursos de água.

No entanto, nesta última década, maiores incentivos têm sido dados aos estudos e projetos ligados ao tratamento de esgoto, através de fundos do BNDES e a da CEF, principais fomentadores do setor de saneamento no Brasil (IBGE, 2000; HELLER e NASCIMENTO, 2004; MOTTA, 2004; NASCIMENTO e HELLER, 2005).

Segundo dados do censo de saneamento, a cobertura nacional do sistema de esgotamento sanitário passou de 47,3%, em 1989 para 52,2% em 2000. Ao longo destes 11 anos, o número de municípios brasileiros aumentou em torno de 24% e,

no entanto, o serviço de esgotamento sanitário não acompanhou este crescimento, tendo aumentado apenas 10% (IBGE, 2000).

Ainda de acordo com dados do IBGE (2000), a Região Sudeste apresenta a maior proporção de municípios com serviço de esgotamento sanitário, em torno de 93%, enquanto a Região Sul apresenta índices em torno de 39%. No entanto, as discrepâncias nesta região são grandes, como exemplo pode-se citar Curitiba e Joinville, para as quais os índices de coleta e tratamento de esgoto são de, aproximadamente, 70,45% e 15% para cada cidade, respectivamente (Marisa Theobald, SANEPAR, contato pessoal, 2004).

Visto que a cobertura do sistema de esgotamento sanitário é reduzida e o tratamento do esgoto coletado não é abrangente, o destino final do esgoto sanitário contribui para um quadro precário do serviço realizado. Segundo o IBGE (2000), apenas 33% dos municípios brasileiros tratam o esgoto coletado, sendo nos 67% restantes dos municípios, o esgoto despejado em corpos aquáticos ou em solos, o que compromete a qualidade das águas de abastecimentos, irrigação e recreação. Desta forma, a gestão adequada dos sistemas urbanos de abastecimento e esgotamento pode vir a reduzir uma série de impactos negativos, trazendo benefícios à sociedade em geral (MIRANDA e TEIXEIRA, 2004).

2.3. A INTERFERÊNCIA DA PRESENÇA DE SÓLIDOS NA ÁGUA

Os sólidos totais representam uma das mais importantes características físicas das águas, estando relacionados à presença de matéria orgânica e inorgânica nos corpos aquáticos. São subdivididos em sólidos em suspensão ($\Phi > 0,0001 \mu\text{m}$), sólidos dissolvidos ($0,001 < \Phi < 1 \mu\text{m}$), sólidos coloidais ($\Phi < 1 \mu\text{m}$) e sólidos sedimentáveis (aqueles que sedimentam em cone Imhoff em um período de 1 hora). Quanto as suas características químicas podem ser classificados em voláteis, representando principalmente matéria orgânica, e fixos, que representam a matéria inorgânica.

A sua determinação, segundo METCALF e EDDY (2003) e KRONIMUS et al. (2004), é de extrema importância para a avaliação da qualidade das águas e do meio ambiente em geral. Fato justificado pela influência dos sólidos na formação de sedimentos nos corpos aquáticos, na adsorção de contaminantes, que muitas vezes são carregados por longas distâncias, na presença de microorganismos, como bactérias, vírus e protozoários, adsorvidos aos sedimentos nas águas, além da geração de gases e odores resultantes da decomposição das matérias orgânicas adsorvidas aos sólidos. BRAGA (2001) apresenta e explica a importância da identificação e da quantificação destes sólidos. Citando como exemplo a presença de sólidos suspensos na água, esta autora afirma que estes componentes possuem elevada superfície de contato, o que aumenta a capacidade de adsorção e desorção de elementos traços. Fatos como estes prejudicam não apenas a estética e a biota local, mas exercem influência em uma vasta área, dependendo das condições hidráulicas do corpo aquático (HEM, 1989; APHA, 2001; BRAGA, 2001; METCALF e EDDY, 2003; KRONIMUS et al., 2004).

Os sólidos presentes nos cursos d'água podem ser originados através de processos de erosão natural ou acelerada do solo, lançamento de efluentes domésticos e industriais, disposição de resíduos sólidos no ambiente, carregados pelas chuvas através da drenagem superficial ou, ainda, através de processos de urbanização de bacias hidrográficas. Desta forma, pode-se dizer que as principais fontes de sólidos na água estão associadas à intervenção humana ao meio ambiente (HEM, 1989; FENDRICH et al., 1991; EDWARDS, 1996, FENDRICH, 1997).

As águas, os ventos e as ações antrópicas exercem influência sobre o processo de desagregação e remoção de sedimentos do solo, a erosão. Acredita-se que o desmatamento seja uma das ações de maior influência para a ocorrência deste processo. A água e o vento, ao incidirem sobre a superfície descoberta do

solo, arrastam sua camada superficial, carreando os sedimentos para corpos aquáticos próximos (FENDRICH et al., 1991; REYES et al., 2005).

Os esgotos domésticos, muitas vezes lançados diretamente nos cursos d'água, contêm aproximadamente 0,1% de sólidos, sendo esta fração a principal responsável pela contaminação das águas. Em geral, estes sólidos apresentam 70% de origem orgânica e 30% de origem inorgânica e microbiológica (METCALF e EDDY, 2003).

Por outro lado, os sedimentos transportados pelo sistema de drenagem contêm porções de argila, partículas orgânicas e inorgânicas, óleos e graxas, e podem apresentar contaminação por esgotos domésticos e por metais pesados provenientes de despejos industriais (PALERMO e THACKSON, 1988; HEM, 1989; METCALF e EDDY, 2003).

O estudo realizado por OLIVEIRA e BAPTISTA (1997), citado por NASCIMENTO e HELLER (2005), demonstrou que o aumento na produção de sedimentos nas bacias hidrográficas está estritamente relacionado aos processos de urbanização em regiões próximas. Os resultados do estudo realizado na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pampulha, Minas Gerais, permitiu concluir que o aumento em torno de 50% a 100% na produção de sedimentos foi decorrente do processo de urbanização na região.

A presença de sólidos nos corpos aquáticos causa interferências na utilização da água tanto para o abastecimento público como para a agricultura, para a produção de energia e para a recreação. Pode-se afirmar que, a presença destes materiais promove a deterioração da qualidade das águas, e os efeitos podem ser físicos, químicos e/ou biológicos (HEM, 1989).

As interferências físicas ocasionadas pela presença de sólidos nas águas estão relacionadas à redução da entrada e na dispersão dos raios luminosos nos corpos aquáticos, desta forma, propiciando turbidez e cor às águas (VIEIRA, 2000) e alterações nos processos de fotossíntese, devido à redução na concentração de

oxigênio dissolvido nas águas, resultado da decomposição da matéria orgânica aderida aos sólidos (METCALF e EDDY, 2003; STEINBERGER e HONDZO, 1999; COOPER et al., 2000).

Outro processo preocupante relativo à presença de sólidos nas águas é o fenômeno de sedimentação. Com o tempo os sólidos tendem a sedimentar formando bancos de sedimentos ao longo do canal, reduzindo a profundidade e interferindo nos processos bióticos do corpo aquático (PALERMO e THACKSON, 1988; EDWARDS, 1996; COOPER et al., 2000; BRAGA, 2001).

Através de processos de adsorção, os sedimentos presentes nos cursos d'água tendem a fixar nutrientes, matéria orgânica, metais pesados, pesticidas e microorganismos. Estes contaminantes, quando aderidos à interface sólida tendem a ser transportados por longas distâncias, poluindo demais trechos do corpo aquático em que estejam inseridos. Esses sólidos contaminados podem, ainda, sedimentar durante o percurso, podendo ser os responsáveis pela contaminação local das águas (BRAGA, 2001; METCALF e EDDY, 2003; GUO et al., 2003; LEIKNES et al., 2004; REYES et al., 2005; VILLA, 2005).

BRAGA (2001), citando como exemplo a adsorção do mercúrio em sedimentos, afirma que a quantidade a ser adsorvida é influenciada pelas espécies e compostos deste metal, além do tipo de sedimento que irá adsorvê-lo. Desta forma, coloca que a razão entre a desorção e a adsorção de mercúrio em um período de 24 horas é de 1:10 para as areias e 1:100 para as argilas. Comenta ainda que, a adsorção é resultado da atração de íons pela superfície dos sólidos, e esta atração pode ser física ou química.

A liberação das substâncias contaminantes adsorvidas aos sólidos, para a coluna d'água ocorre por processos de desorção, resultantes de alterações no pH, alcalinidade, potencial redox, salinidade e temperatura do meio (BRAGA, 2001; METCALF e EDDY, 2003; VILLA, 2005). Além destes fatores, a contaminação pode ocorrer através de materiais sedimentados no leito dos corpos aquáticos que são

ressuspensos através do lançamento de águas de drenagem, efluentes ou processos de dragagem que promovem alterações no meio físico do ambiente (PALERMO e THACKSON, 1988; EDWARDS, 1996). REIMERS e KRENKEL (1974), citados por BRAGA (2001), afirmam que a adsorção de mercúrio para o sedimento pode ser considerada uma boa forma de remoção deste metal de uma determinada solução. No entanto, afirmam que operações de dragagens podem atuar na direção oposta devido à resuspensão do mercúrio precipitado quando os sedimentos são revolvidos.

Os processos biológicos decorrentes da presença de sólidos na água, apesar de intimamente ligados às interferências físicas e químicas, estão relacionados à incubação de microorganismos neste material e à redução da concentração de oxigênio dissolvido nas águas. A presença de matéria orgânica no corpo aquático e também aderida aos sólidos propicia o crescimento e o desenvolvimento dos microorganismos, assim, elevando o consumo de oxigênio dissolvido.

A depleção de oxigênio dissolvido nas águas, desta forma, está associada à presença de sólidos, os quais influenciam nas trocas gasosas entre a atmosfera e a superfície da água. Quando a matéria orgânica apresenta-se em elevadas concentrações, o processo de decomposição é continuado, e os organismos aeróbios são extinguidos, o que interfere no desenvolvimento de toda a biota do corpo aquático. Como consequência da redução na concentração de oxigênio dissolvido, inicia-se o processo anaeróbio de decomposição e, assim, o desenvolvimento de maus odores associados, torna-se comum (HEM, 1989; METCALF e EDDY, 2003; QUANTIN et al., 2005). VILLA (2005) afirma que a percepção de maus odores nas proximidades do lago do Parque Barigüi, em Curitiba, é devido à decomposição anaeróbia de matéria orgânica presente no lago e à adsorvida no sedimento de fundo deste lago.

Em função do acima exposto, pode-se notar a importância da qualificação, quantificação e remoção de sólidos nos ambientes aquáticos.

2.4. A IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NA ÁGUA

Estudos relacionados à presença de matéria orgânica em corpos aquáticos têm, cada vez mais, atraído a atenção dos pesquisadores em qualidade da água (MARHABA et al., 2000; GUO et al., 2003; GARNIER et al., 2004; LEIKNES et al., 2004; EVANS et al., 2005; LEE et al., 2005; REYES et al., 2005; SACHSE et al., 2005; VAN HEES et al., 2005; VISCO et al., 2005). O interesse e a aparente importância da aplicação desta variável como um indicador global da poluição e da qualidade das águas tem feito com que os estudos relacionados a sua identificação, quantificação e qualificação, além de sua interação com os processos naturais e antrópicos, tenham aumentado.

Segundo LEIKNES et al. (2004) e TANGERINO e DI BERNARDO (2005), a presença de matéria orgânica natural em corpos aquáticos, principalmente as frações dissolvidas, está relacionada à cor, ao gosto, às incrustações nas redes de distribuição e à formação de subprodutos tóxicos, como os trihalometanos. Estes subprodutos são originados através da aplicação de agentes oxidantes e desinfetantes, como o cloro e o dióxido de cloro, em águas para o abastecimento humano que apresentem matéria orgânica natural, neste caso representado como carbono orgânico dissolvido. Devido a estes e às demais interferências no meio ambiente, a presença matéria orgânica na água tem sido motivo de muitos estudos (BRAGA, GRASSI e ASSIS, 2001; TANGERINO e DI BERNARDO, 2005).

Em termos de qualidade da água, o indicador mais utilizado para a obtenção de informações quantitativas e qualitativas da matéria orgânica tem sido o carbono orgânico total (TOC). Na prática, a presença de carbono orgânico é proveniente de fontes naturais, não influenciando diretamente na saúde humana. Entretanto, as atividades antrópicas propiciam a formação de compostos aromáticos, os quais atuam na saúde humana (HEM, 1989; GARNIER et al., 2004; EVANS et al., 2005; SACHSE et al., 2005; VAN HEES et al., 2005; VISCO et al., 2005).

A análise do TOC é uma medida indireta da concentração de matéria orgânica presente na água, pois não fornece informações sobre a sua natureza e estrutura, apenas quantifica os componentes orgânicos presentes na amostra analisada, sendo necessárias outras análises para a qualificação desta matéria orgânica. No entanto, sabe-se que, em águas não poluídas, a presença de TOC pode estar relacionada à degradação de vegetais e animais e, também, às substâncias húmicas, como os ácidos húmicos, fúlvicos e compostos com baixa massa molecular, tais como os ácidos orgânicos e os aminoácidos, estes em menor quantidade. Por outro lado, a presença de TOC em águas poluídas resulta de atividades antrópicas como a utilização de fertilizantes, pesticidas, agentes surfactantes e soluções oriundas de efluentes tratados em estações com baixa eficiência (GUO et al., 2003; AZEVEDO, 2005; VAN HEES et al., 2005; VILLA, 2005; VISCO et al., 2005).

GUO et al. (2003); EVANS et al. (2005); VAN HEES et al. (2005); VISCO et al. (2005) afirmam que as concentrações de TOC são influenciadas por uma gama de parâmetros, tais como a temperatura, a salinidade, o pH, as atividades microbiológicas e a vegetação local, sendo, desta forma, dependentes da sazonalidade do ambiente local. Com isto, valores de TOC, altamente variáveis, dependem da biota local em que as águas serão coletadas. Segundo VISCO et al. (2005), em corpos aquáticos, como rios e lagos, podem ocorrer variações na concentração de carbono orgânico total entre 2 mg/L a 10 mg/L. Águas subterrâneas e águas do mar apresentam valores, segundo este mesmo autor, inferiores a 1 mg/L, ao contrário de regiões pantanosas que apresentam valores superiores a 10 mg/L, consequência da alta atividade microbiana.

No entanto, quando as concentrações de matéria orgânica apresentam-se superiores àquelas aceitáveis para que o ambiente aquático realize sua autodepuração, os seguintes problemas, decorrentes das fontes antrópicas, são

gerados (HEM, 1989; BRAGA, 2001; GUO et al., 2003; GARNIER et al., 2004; LEIKNES et al., 2004; EVANS et al., 2005; SACHSE et al., 2005):

- proliferação de microorganismos aeróbios;
- redução da concentração de oxigênio dissolvido na água decorrentes do consumo pelos microorganismos aeróbios;
- proliferação de microorganismos anaeróbios decorrentes da redução de oxigênio dissolvido;
- adsorção de matéria orgânica pelos sedimentos presentes na água: alguns autores sugerem que esta última situação é favorável ao ambiente aquático, uma vez que a matéria orgânica estará sendo removida da coluna da água para os sedimentos, onde poderá permanecer por vários anos. No entanto, a movimentação do fundo pode induzir a liberação da matéria orgânica antes adsorvida no sedimento (BRAGA, 2001; GUO et al., 2003; REYES, 2005; VILLA, 2005);
- elevação da acidez das águas devido à presença de matéria orgânica, já períodos de maior produtividade primária tornam o pH superior a 7,0;
- alteração química da água com a complexação de metais e a produção de compostos tóxicos devido à interação com outras substâncias;
- a ressuspensão do sedimento aumenta a matéria orgânica particulada e dissolvida na coluna da água e, conseqüentemente, diminui sua transparência, alterando a biota do meio.

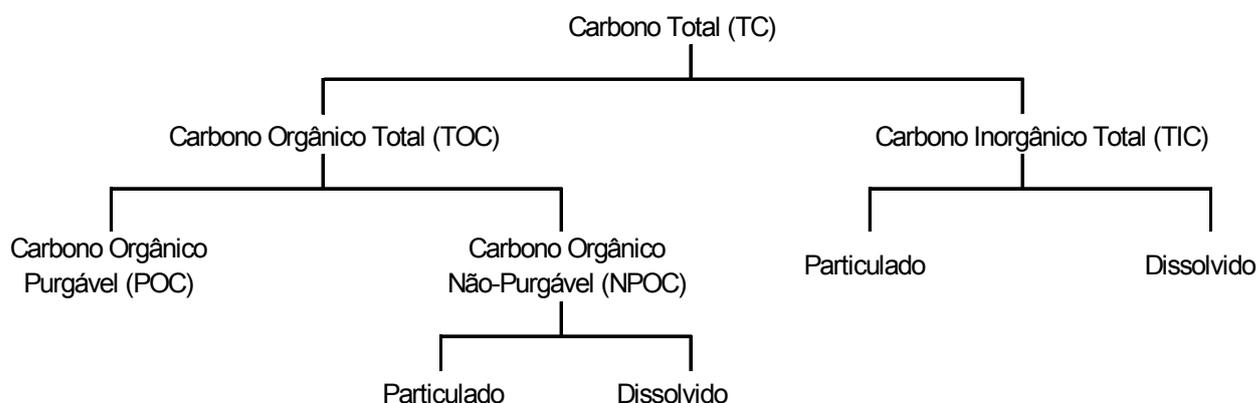
Em águas superficiais, a presença de matéria orgânica dissolvida, associada à presença de cloro livre pode ocasionar a formação de substâncias tóxicas como os compostos organoclorados. Segundo EVANS et al. (2005), o aumento da concentração de carbono orgânico dissolvido é decorrente da complexação de metais. Isto pode explicar o aumento significativo das concentrações de ferro e alumínio nas águas.

Atualmente, a inclusão da análise de TOC tem sido adotada como um importante parâmetro para o controle da qualidade dos efluentes a serem descarregados em cursos d'água (HEM, 1989; VISCO et al., 2005).

As análises de TOC são baseadas na oxidação quantitativa da matéria orgânica contida na solução em análise e na determinação da concentração de CO₂ produzido, o qual é correlacionado ao valor total de carbono orgânico da amostra.

Dois métodos podem ser utilizados para a determinação do TOC, como mostra a Figura 2.1. O primeiro, adota a quantificação de carbono total (TC) e inorgânico (IC) presentes na amostra. O resultado para a concentração do TOC é representado pela subtração entre valores de TC e IC. O segundo método retira, inicialmente, todo o carbono inorgânico (IC) presente na amostra, oxidando a CO₂ apenas as moléculas orgânicas que, por ventura, tenham sido capturadas juntamente com as inorgânicas. Estas moléculas são denominadas carbono orgânico purgável (POC). Em seguida, as moléculas remanescentes na amostra inicial, conhecidas por carbono orgânico não-purgável (NPOC), são oxidadas. Desta forma, a concentração de TOC é dada pela soma entre as concentrações de NPOC e de POC (VISCO et al., 2005).

FIGURA 2.1 - RELAÇÕES DO CARBONO ORGÂNICO NA ÁGUA



FONTE: ADAPTADO DE VISCO et al. (2005)

Entre as frações de TOC, o carbono orgânico dissolvido (DOC) encontra-se entre as mais estudadas. O DOC é produzido através de fontes autóctones¹ e alóctones², esse último originado a partir da decomposição parcial de organismos (plantas, animais, microorganismos) presentes na água e no solo, sendo a concentração de DOC influenciada pelas atividades antrópicas (MAIER e SWAIN, 1978; HEM, 1989; GARNIER et al., 2004; EVANS et al., 2005; SACHSE et al., 2005). Esta fração pode ser obtida através da filtração, em membrana de 0,45 µm, da amostra a ser analisada (HEM, 1989; APHA, 2001; EVANS et al., 2005).

Em águas superficiais, a concentração de DOC pode ser inferior a 1 mg/L ou superior a 50 mg/L. Esta variação pode ocorrer pelo fato desta fração de carbono orgânico ser altamente variável em função da fauna e da flora local e, também, devido à interferência dos processos antrópicos. Desta forma, o monitoramento a ser realizado em um corpo aquático deve levar em conta estas influências e, assim, ser realizado em diferentes períodos do dia e do ano, para possibilitar uma visão ampla da situação, uma vez que a qualidade da água varia com a sazonalidade e com o ambiente local (HEM, 1989; EVANS et al., 2005; SACHSE et al., 2005).

Os compostos constituintes da fração dissolvida de carbono orgânico são ilimitados, sendo impossível informar a sua composição química completa. Entretanto, sabe-se que esta fração inclui quantidades reduzidas de compostos com baixo peso molecular e elevadas quantidades de substâncias húmicas (EVANS et al., 2005). Segundo SACHSE et al. (2005), a caracterização do DOC, embora difícil, torna-se importante, pois uma vez determinada a sua concentração, podem ser estabelecidas relações entre a influência das atividades autóctones¹ e alóctones² nos corpos d'água.

¹ Referente aos materiais produzidos dentro do sistema, particularmente matéria orgânica produzida e minerais reciclados em córregos e lagos (RICKLEFS, 1993).

² Referente à matéria transportada para dentro do sistema, particularmente matéria orgânica e minerais transportados por córregos e lagos (RICKLEFS, 1993).

A importância da determinação das concentrações de DOC está relacionada ao funcionamento dos sistemas aquáticos. A presença desta fração nas águas influencia na acidez, na temperatura, nos mecanismos de transporte e transferência de metais traços, na absorvância da luz, na qualidade das águas de abastecimento, além de atuar em processos de suprimento de energia, carbono e nutrientes, nos sistemas aquáticos, impactando, desta forma, a biota das águas doce e marinha (MARHABA et al., 2000; LEIKNES et al., 2004; EVANS et al., 2005; SACHSE et al., 2005).

Nos estudos realizados por EVANS et al. (2005), foi observado que ao longo de 15 anos de monitoramento realizado em lagos e rios do Reino Unido, as concentrações de DOC aumentaram em 91%, tendo sido demonstrado que os 22 pontos de coleta apresentaram elevações significativas de matéria orgânica dissolvida. Segundo os autores, os motivos deste aumento estão estritamente ligados aos processos antrópicos no meio ambiente, tais como a utilização de fertilizantes, pesticidas e agentes surfactantes, além da presença de efluentes domésticos ou industriais lançados inadequadamente nos corpos aquáticos. Foi constatado que o aumento da concentração de DOC está, também, relacionado ao aumento da temperatura ambiente e à redução das deposições ácidas nos solos. Entretanto, tanto estes autores quanto REYES et al. (2005), afirmam ser difícil a compreensão e o estabelecimento de tendências entre estas relações, devido à escassez de pesquisas relacionadas ao assunto. Fato que se justifica por ser tema somente de pesquisas recentes.

O estudo realizado por VILLA (2005), que avaliou a qualidade da água do lago do Parque Barigüi, em Curitiba, enfatizou a avaliação da concentração da matéria orgânica presente no ecossistema. Através do monitoramento da qualidade da água do lago, foi possível observar o grande aporte de matéria orgânica e nutrientes, o que eleva a tendência do sistema à eutrofização e à depleção da concentração de oxigênio dissolvido na água. A realização de análises como DBO, DQO, OD, TOC, DOC e sólidos permitiram a quantificação da matéria orgânica nas águas do Lago

Barigüi e a compreensão do ciclo do carbono neste meio. No entanto, a qualificação da matéria orgânica do ecossistema foi melhor compreendida através da realização de análises de fluorescência e absorvância, como mencionado pelos autores HEM (1989), AZEVEDO (2005), EVANS et al. (2005), SACHSE et al. (2005).

Os resultados obtidos por VILLA (2005) evidenciaram a necessidade da compreensão do ecossistema como um todo para a avaliação da qualidade da água e para a gestão dos recursos hídricos.

2.5. COAGULANTES UTILIZADOS PARA A REMOÇÃO DE SÓLIDOS E MATÉRIA ORGÂNICA

A utilização de coagulantes em águas visando a separação de impurezas através da formação de dispersões coloidais tem sido uma técnica bastante empregada que remonta a épocas antigas da história da humanidade. No Egito antigo eram utilizadas farinhas de favas e de amendoim como agentes removedores das partículas coloidais; na Índia eram empregadas nozes moídas e, na China, o alumínio, um sulfato duplo de alumínio e potássio, precursor dos modernos coagulantes minerais. Na Inglaterra, em 1853, J. Simpson fez as primeiras tentativas de coagulação em grande escala com sulfato de alumínio. No entanto, apenas em 1885, foi lançada, por Isaiah Hyatt, a primeira patente deste produto (PAVANELLI, 2001).

Vários estudos têm sido realizados com o intuito de melhor compreender as interações entre os coagulantes empregados em um determinado tratamento e as impurezas a serem removidas, outros têm sido desenvolvidos na tentativa da melhoria da qualidade da água com a utilização de coagulantes e auxiliares de coagulação (LEENTVAAR et al., 1978; SEMMENS e FIELD, 1980; CURI, 1995; STUMM e MORGAN, 1962; SILVA, 1999; VILGÉ-RITTER et al., 1999; AGUILAR et al., 2002; CENTURIONE e DI BERNARDO, 2002; GAO, 2002; EXALL, 2003; HURST et al., 2004; SAMRANI, 2004; AL-MUTAIRI et al., 2004), outros ainda, têm sido realizados com o objetivo de desenvolver novos coagulantes (CURI, 1995;

SILVA, 1999; VILGÉ-RITTER et al., 1999; FAN et al., 2000; ABDESSEMED et al., 2000; ARSLAN, 2001; PAVANELLI, 2001; AGUILAR et al., 2002; GAO, 2002), entre eles destaca-se o polímero de silicato de alumínio – PASIC, coagulante inorgânico composto por sais de alumínio e sílica ativada (GAO, 2002). Esse estudo tem sido conduzido com a intenção de obter melhores proporções Al/Si para elevar a eficiência na remoção das impurezas das águas poluídas.

Os coagulantes geralmente utilizados em estações de tratamento de água são os sais de alumínio, os sais férricos, os polímeros sintéticos e os naturais (CURI, 1995; SILVA, 1999; AGUILAR et al., 2002; AL-MUTAIRI et al. 2004; EBELING et al., 2005), entretanto, o sulfato de alumínio é o mais empregado devido aos baixos custos associados a sua utilização (COSTA, 2005; EBELING et al., 2005) e a sua elevada eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes como o fósforo (SILVA, 1999; EBELING et al., 2005).

O sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3.nH_2O]$ apresenta entre 14 e 18 moléculas de água de cristalização. Quando anidro apresenta peso molecular de 342,16 g, a temperatura de decomposição esta na faixa de 600°C, e apresenta despreendimento de anidrido sulfúrico (SO_3). Segundo SEMMENS e FIELD (1980), o sulfato de alumínio apresenta elevada capacidade para remoção de orgânicos, devido à rápida associação cinética entre as substâncias orgânicas e o alumínio.

O $Al_2(SO_4)_3.nH_2O$ possui as seguintes vantagens quando comparado aos demais agentes coagulantes utilizados (BRATBY, 1980; CURI, 1995; PAVANELLI, 2001; AL MUTAIRI et al., 2004; COSTA, 2005; EBELING et al., 2005):

- ampla faixa de aceitação e aplicação em relação ao pH;
- elevada eficiência na remoção de sólidos conduzindo à rápida clarificação e decantação de sólidos da água em tratamento;
- apesar da elevada decantação dos sólidos, o volume de lodo gerado é sempre menor quando comparado aos polímeros sintéticos e orgânicos;

- facilidade de aquisição, armazenamento, mistura, aplicação e custo relativamente baixo.

O cloreto férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), empregado em águas altamente poluídas, acarreta redução drástica de matéria orgânica e sólidos suspensos, fazendo com que parâmetros como DBO e turbidez sejam reduzidos, assim como, a presença de fosfatos (PAVANELLI, 2001). Segundo este autor, as melhores faixas de pH para a atuação deste coagulante situam-se entre 5,7 e 6,2 para águas com elevada cor e turbidez.

De acordo com AL-MUTAIRI et al. (2004), os polímeros sintéticos, citando como exemplo o Praestol, polímero sintético não iônico bastante utilizado nas ETA's do Kuwait, geram maior volume de lodo com menor quantidade de sólidos suspensos decantados. Um estudo desenvolvido por esse autor, para comparar as eficiências da remoção de sólidos suspensos através da utilização de sulfato de alumínio e de Praestol, apresentou como resultado as eficiências de 99% para o sulfato de alumínio e de 96% para o Praestol. Nesse mesmo estudo, considerando a remoção da turbidez, do carbono orgânico dissolvido e dos sólidos suspensos os valores obtidos variaram entre 100 mg/L e 300 mg/L, para o sulfato de alumínio e 30 mg/L e 70 mg/L para o Praestol.

Outro coagulante bastante utilizado é o policloreto de alumínio – PAC-18, coagulante polimérico inorgânico. Este coagulante apresenta vantagens como ampla faixa de aplicação de pH, rápida velocidade de agregação para a formação de flocos, necessidade de pequenas doses para a obtenção de eficiência elevada, baixa sensibilidade às variações de temperatura e baixa concentração de metal residual (AGUILAR et al., 2002; GAO, 2002). No entanto, o seu custo elevado inviabiliza a utilização em larga escala em países como o Brasil (PAVANELLI, 2001).

Nos estudos realizados por AGUILAR et al. (2002) foram comparadas as eficiências na remoção de nutrientes obtidas através de tratamento físico-químico, com a aplicação de sulfato de alumínio, sulfato férrico e PAC em efluentes domésticos. A eficiência obtida para a remoção de fósforo total e ortofosfato, para os

coagulantes aplicados foi de, aproximadamente, 100%, diferentemente da eficiência obtida para a remoção de nitrogênio amoniacal, que foi inferior a 15%. Para a remoção de nitrogênio albuminóide, fração relacionada apenas à parte protéica, as eficiências variaram de 74 % a 83%, para o sulfato de alumínio, de 85% a 88%, para o sulfato férrico e de 68% a 77% para o PAC. A remoção de nitrogênio total variou entre 30% e 44%, quando utilizado o sulfato de alumínio, 50% e 57%, para o sulfato férrico e, em torno, de 40% para o PAC.

No estudo realizado por LEIKNES et al. (2004), foi testada a eficiência da remoção de matéria orgânica natural e cor de águas de abastecimento na Noruega, através do processo de coagulação e microfiltração por membranas de metais inorgânicos, utilizando-se o alumínio como tela. Neste estudo, o agente coagulante utilizado foi o PAC e a eficiência obtida para a remoção de matéria orgânica natural variou entre 65% e 75%, enquanto para a remoção de cor foi sempre superior a 95%.

No estudo realizado por JIMÉNEZ e LANDA (1998), foi avaliada a eficiência da remoção de sólidos suspensos totais, nitrogênio total, fósforo total, DQO e ovos de helmintos, através de processo de coagulação seguido por um processo de filtração. Os coagulantes utilizados foram o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Para a remoção de ovos de helmintos a eficiência obtida foi em torno de 99%, utilizando-se dosagens de 5 a 40 mg/L para o sulfato de alumínio, e de 20 a 40 mg/L para o cloreto férrico. A eficiência da remoção de sólidos suspensos totais foi em torno de 73%, já para a remoção de nitrogênio total foi de 50% e para o fósforo total foi de 39%. No entanto, a eficiência da remoção de DQO variou entre os coagulantes. Quando utilizado o sulfato de alumínio a eficiência de remoção foi de 42% e para o cloreto férrico foi de 49%. As dosagens utilizadas foram iguais as utilizadas para a avaliação na remoção de ovos de helmintos.

Um outro estudo, para avaliar a eficiência da remoção de DQO através da utilização de cloreto férrico, levado a efeito por ABDESSEMED et al. (2001), apresentou como resultado uma eficiência de 73%.

Entre os polímeros naturais que têm sido estudados pode-se destacar a quitosana e o tanino. A quitosana, polímero natural produzido a partir da quitina presente em resíduos de processamento de camarão e caranguejo, tem se mostrado efetiva na coagulação de sólidos suspensos em resíduos de processamento de vegetais, aves e laticínios, além de ser um agente efetivo na coagulação de lodos ativados. O lodo resultante da utilização deste polímero natural é conhecido por ser mais nobre, por ser natural, o que possibilita o seu reaproveitamento como ingrediente nas formulações para nutrição animal ou ainda como fertilizante (CURI, 1995).

O tanino, polímero natural extraído de vegetais, possui a propriedade de adsorver metais dissolvidos na água, aglutinando-os por precipitação no meio. Alguns países, entre eles Cuba, utilizam este polímero em águas poluídas por metais com a finalidade de tratamento para fins potáveis. Este polímero possui importante papel nas áreas de engenharia sanitária e ambiental, entretanto, apesar do Brasil ser rico em fontes vegetais de taninos, poucas são as áreas em que eles são industrializados e comercializados. No Brasil, os principais vegetais fornecedores de taninos são a Acácia Negra ou Mimosa, o Barbatimão, o Angico, sendo o Paraná o único estado que o industrializa, o Murici (*malpighiaceae*), a Aroeira, o Mangue Vermelho (*rizorforácea*), o Quebracho, o Mangue Branco, o Jatobá da Mata, o Majoleiro, o Pinheiro e o Eucalypto, a Bananeira e a Goiabeira (SILVA, 1999).

Nos estudos desenvolvidos por CURI (1995), o critério adotado para a interpretação dos dados foi o de 95% de remoção de sólidos suspensos totais em relação à aplicação de quitosana, de tanino e de sulfato de alumínio. As dosagens ótimas encontradas para esta remoção variaram de 20 mg/L a 30 mg/L para a quitosana, 250 a 500 mg/L para o tanino e em torno de 25 mg/L para o sulfato de alumínio.

A escolha do coagulante a ser utilizado para a separação das impurezas nas águas poluídas, segundo BRATBY (1980), AGUILAR et al. (2002) e AL-MUTAIRI et

al. (2004), deve ser baseada nas características dos efluentes, na geração de lodo, na facilidade de transporte, na disponibilidade e nos custos relacionados à utilização do coagulante.

2.6. SISTEMAS APLICADOS NO PRÓPRIO RIO VISANDO A REMOÇÃO DE SÓLIDOS

A qualidade ambiental de grandes cursos d'água de bacias urbanizadas tem sido uma das grandes questões abordadas pelo saneamento ambiental, não apenas em países em desenvolvimento, como o Brasil, mas também em países desenvolvidos, como o Japão.

A aplicação de recursos financeiros elevados para a realização de soluções convencionais de esgotamento sanitário requer, muitas vezes, prazos consideráveis devido à vinculação e à captação de financiamentos nacionais ou internacionais. Desta forma, tecnologias inovadoras, que aliam baixos investimentos e custos operacionais a prazos curtos de implantação, têm sido estudadas por MATSUMOTO (1997), AHSAN et al. (2001), ANGELIS et al. (2001), JORGE (2002), SABESP (2005). No entanto, deve-se enfatizar que estas tecnologias de tratamento aparecem como um auxiliador', nunca como um substitutivo aos sistemas convencionais de tratamento de esgoto (ANGELIS et al., 2001).

Um dos primeiros estudos sistematizados, simulando o tratamento do rio dentro do rio, remonta a 1988, quando AYOUB e NAZZAL, no Líbano, avaliaram a eficiência para a redução da turbidez de águas promovidas pela instalação de septos de cascalhos em um canal de floculação. Foi constatado que, o aumento de 20% na eficiência do sistema com a utilização destes septos permitiu a redução em 60% do comprimento do fluxo do canal anteriormente utilizado para o processo de floculação. A aplicação desta alternativa proporcionou como resultado uma eficiência para a remoção da turbidez das águas de até 95%. Apesar deste estudo não ter sido realizado no leito de um rio, a utilização de sistemas restritores do fluxo da água

demonstraram elevada eficiência e bons resultados, sugerindo a viabilidade do desenvolvimento de estudos em situações reais.

Uma alternativa implantada no canal de escoamento de um rio foi proposta e avaliada por MATSUMOTO (1997). Este estudo foi levado a efeito através da utilização de materiais naturais e restos da construção civil para viabilizar o sistema Shimanto-Gawa, concebido para tratar quantidades de descargas de poluentes no próprio leito de drenagem do córrego Shimanto, no Japão. Segundo o autor, a redução na concentração de poluentes em pequenos rios e córregos acarreta a melhoria da qualidade da água não apenas a estes corpos aquáticos, como também aos seus receptores.

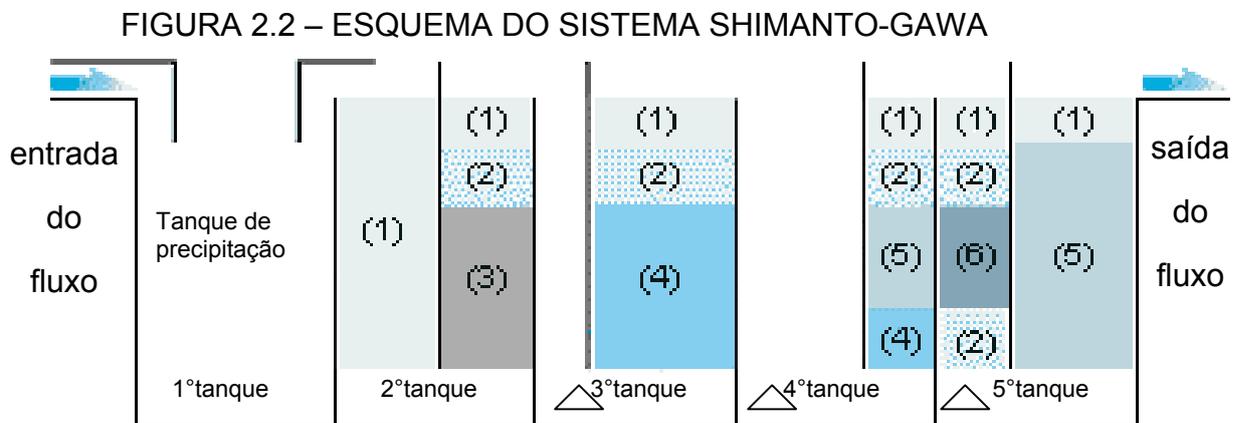
Este equipamento, concebido em 5 compartimentos, foi dimensionado para pequenas comunidades, para áreas com baixa densidade populacional, e apresenta capacidade de tratamento de aproximadamente 70 m³/d de água.

Na concepção de MATSUMOTO (1997), o primeiro compartimento, conhecido como tanque de precipitação, é responsável pela remoção de areia e metais pesados. A precipitação de metais neste tanque ocorre através de processos de interação físico-química e biológica, em meio ácido, entre o efluente a ser tratado e um líquido anaeróbio disposto neste tanque, desenvolvido pelo grupo de pesquisa de solos do Dr. Satoshi Matsumoto da Universidade de Tóquio.

O segundo compartimento atua como um tanque de filtração, sendo responsável pela remoção de sólidos suspensos, matérias orgânicas e nutrientes, através da utilização de filtro plástico, nitrolite (bom adsorvedor de íons amônia) e matéria orgânica, esta última dispostas em pacotes. Estes pacotes foram desenvolvidos com o intuito de remoção do nitrogênio inorgânico através de processos biológicos entre a matéria orgânica e o efluente em tratamento. Nestes pacotes foram colocadas folhas, restos de caules, raízes, materiais com altas taxas de carbono.

O terceiro e o quarto compartimentos foram concebidos para remover material orgânico pouco solúvel (compostos sintéticos) e, ainda, degradar macromoléculas de carboidratos. Nestes tanques são utilizados, além de filtro plástico e nitrolite, carvão e carvão vegetal. O quinto, e último compartimento, destina-se à adsorção de íons fosfato, utilizando além dos filtros já citados, pedras de calcário que auxiliam na adsorção deste íon.

A Figura 2.2 mostra o esquema do sistema Shimanto-Gawa implantado no rio Shimanto, no Japão.



LEGENDA: (1) FILTRO PLÁSTICO (2) NITROLITE (3) MATÉRIA ORGÂNICA
(4) CARVÃO VEGETAL (5) CARVÃO (6) PEDRAS DE CALCÁRIO △ AERAÇÃO

FONTE: ADAPTADO DE MATSUMOTO (1997)

As eficiências obtidas para a melhoria da qualidade da água através da utilização do sistema Shimanto-Gawa, para a remoção de DBO, DQO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), detergentes (Deterg.) e coliformes fecais são mostradas na TABELA 2.1. Como podem ser observadas, as remoções de nutrientes foram relativamente inferiores a 80%, devido às baixas concentrações de nitrogênio e fósforo total presentes no córrego Shimanto, que apresenta concentrações inferiores a 10 mg/L (MATSUMOTO, 1997).

TABELA 2.1 – EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DO SISTEMA SHIMANTO-GAWA

PARÂMETROS	DBO	DQO	NT	PT	Deterg.	Coliformes Fecais
REMOÇÃO EM (%)	93	82	61	66	92	95-98

FONTE: ADAPTADO DE MATSUMOTO (1997)

O sistema de purificação Shimanto-Gawa funciona em sentido vertical ao fluxo da água do rio, sendo enterrado em declividade de 1/80. Outra característica referente ao sistema é a aeração proporcionada aos terceiro, quarto e quinto compartimentos, além do fechamento mecânico da comporta de entrada do fluxo da água em dias de elevada precipitação, minimizando o aporte de pedras e areias ao sistema. MATSUMOTO (1997) afirma que chuvas torrenciais podem proporcionar a diluição de pequenas concentrações de substâncias poluentes nas águas drenadas ao corpo hídrico, desta forma, estas águas podem vir a não necessitar de tratamento.

Em contraposição, os estudos realizados por HURST et al. (2004), na Inglaterra, mostraram que chuvas intensas dificultam o tratamento das águas, devido ao aumento da turbidez e das concentrações de matéria orgânica. Neste estudo, foi observado que a elevação das concentrações, em relação ao carbono orgânico dissolvido, chegaram a 40%.

Estudos realizados por AHSAN et al. (2001), avaliaram a capacidade de filtração e remoção de sólidos suspensos, íons fosfato, amônia, nitrato e DQO, em uma mistura de efluentes domésticos e químicos da Universidade de Mie/Japão, através da utilização de materiais naturais e residuais, como conchas, pedras calcárias, papéis com concreto e cimento. Os resultados deste estudo demonstraram eficiência e viabilidade da utilização de materiais naturais e residuais para o tratamento de efluentes, propiciando custos mais acessíveis para a realização do tratamento, em geral oneroso. Este estudo é parte integrante às pesquisas realizadas com o Sistema Shimanto-Gawa, desenvolvido por MATSUMOTO (1997), que utiliza materiais naturais para remoção de poluentes.

Segundo AHSAN et al. (2001), a eficiência na remoção de sólidos suspensos utilizando carvão vegetal apresentou valores na ordem de 99% a 100%. Entretanto, para a utilização de papéis e restos de concreto, a remoção variou entre 55% e 78%, permitindo concluir que a utilização de partículas com diâmetros menores propicia maior remoção de sólidos suspensos. Neste estudo, a utilização de papéis e restos de cimento mostrou-se eficiente na remoção de íons fosfatos, sendo de 80%, ao contrário da sua utilização para remoção de amônia e nitrato, que variou entre 0% e 13%, e 14% e 23%, respectivamente. No mesmo estudo, os resultados mostraram que a utilização de conchas e carvão vegetal foi pouco eficiente na remoção de nitrato, chegando a níveis de remoção próximos a 38%, para ambos materiais, enquanto a remoção de DQO, em presença de carvão vegetal, foi elevada e em torno de 85% a 88%.

Uma alternativa brasileira foi desenvolvida e tem sido estudada pela SABESP como uma nova tecnologia de tratamento das águas dos rios no próprio rio, este sistema é designado como Estação de Flotação e Remoção de Flutuantes, FLOTFLUX[®]. Este equipamento, de tratamento não convencional, aplica técnicas de coagulação/floculação e flotação, de forma seqüencial e direta, no leito do rio em que esteja instalado. Possui dimensões compactas, exige reduzido volume de obras civis, podendo ser aplicado em diferentes localidades, como bosques e parques (SABESP, 2005). Este equipamento atua em cinco etapas, sendo elas: a) retenção de resíduos sólidos, b) injeção de coagulantes e polímeros – coagulação/floculação, c) micro-aeração da massa líquida – flotação, d) remoção e transporte do lodo flotado, e) cloração (ANGELIS et al., 2001). O coagulante e os polímeros utilizados, assim como, a aplicação de cloro à água, dependem do uso a que esta água se destina.

No sistema FLOTFLUX[®], inicialmente, a água a ser tratada passa por compartimentos de caixa de areia e gradeamento, visando a remoção de sólidos grosseiros e a retenção de resíduos sólidos carregados, respectivamente. Em seguida, o tratamento físico-químico é iniciado através da injeção de coagulante e

auxiliares de coagulação (polímeros), objetivando melhor eficiência na remoção de sólidos. Nesta fase, é realizada a medição da vazão do volume de água em tratamento, através de uma calha Parshall. Na seqüência, o processo de flotação é iniciado através da injeção da mistura de água e ar micro-pulverizada, resultando na suspensão de sólidos na forma de lodo à superfície da água. Neste processo, a interação entre os flocos advindos do sistema de floculação e as micro-bolhas geradas pelo processo determina a elevada eficiência da etapa de flotação (SANTOS et al., 2004). A remoção do lodo formado é viabilizada por 2 conjuntos de palhetas que captam o material flutuante, que posteriormente é enviado às estações de tratamento de esgoto (ETE).

As eficiências obtidas, com a utilização do sistema FLOTFLUX[®], para a redução de DBO, DQO, sólidos suspensos (SS), fosfato, coliformes fecais, turbidez e cor têm sido satisfatórias, e encontram-se apresentadas na TABELA 2.2 (ANGELIS et al., 2001; SABESP, 2005).

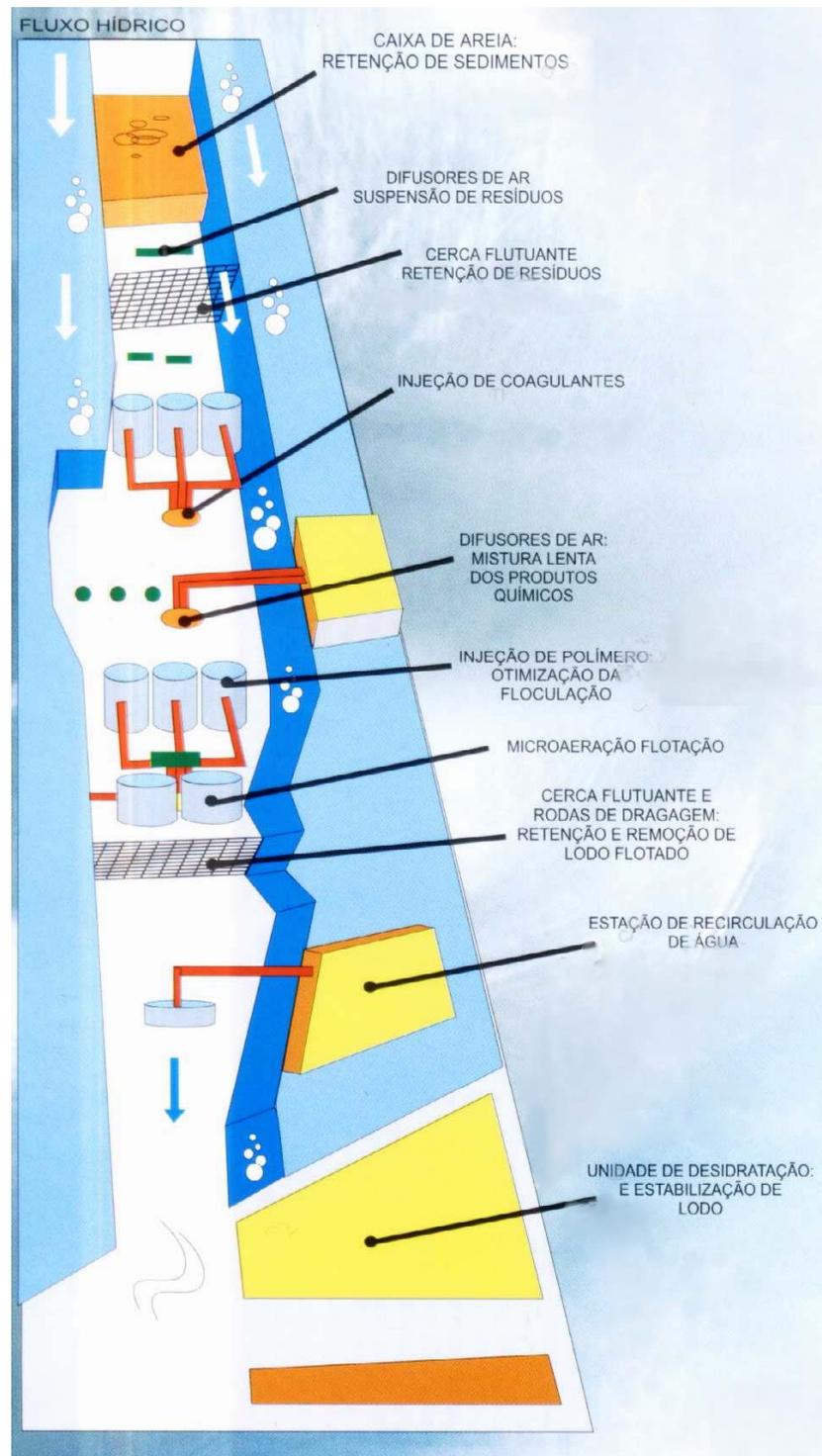
TABELA 2.2 – EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DO SISTEMA FLOTFLUX[®]

PARÂMETROS	DBO	DQO	SS	Fosfato	Colif. Fecais	Turbidez	Cor
(%) DE REMOÇÃO	65-80	60-75	91-95	95-98	99,4-99,9	92-97	85-95

FONTE: ADAPTADO DE ANGELIS et al. (2001); SABESP (2005)

O incremento na concentração de OD também tem sido um dos impactos positivos na melhoria da qualidade da água, chegando a acréscimos que variam de 4 mg/L a 6 mg/L (ANGELIS et al., 2001; SABESP, 2005). A Figura 2.3 mostra o esquema do sistema FLOTFLUX[®].

FIGURA 2.3 – ESQUEMA DO FLOTFLUX®



FONTE: DT ENGENHARIA (2005)

A primeira aplicação do sistema FLOTFLUX® remonta a 1998, na Praia da Enseada, em Guarujá/SP. Este sistema foi aplicado com o intuito de garantir balneabilidade às praias locais e atender às condições emergenciais verificadas

durante as temporadas de veraneio. Esta unidade foi desenvolvida para operar com uma vazão de até 50 L/s (DT ENGENHARIA, 2005).

Com a significativa melhoria na qualidade da água na Praia da Enseada foi definido, em novembro de 2000, a instalação de um sistema similar nos Parques Ibirapuera e da Aclimação, em São Paulo/SP (SMVMA, 2004). Com o “Projeto de Despoluição da Bacia do Córrego do Sapateiro e Recuperação da Qualidade da Água dos Lagos do Parque Ibirapuera”, a instalação do sistema FLOTFLUX[®] ocorreu, primeiramente, neste córrego, a montante dos lagos do Parque Ibirapuera. Com este projeto foram realizadas tentativas para a intensificação do desligamento de trechos da rede coletora de esgotos das galerias de águas pluviais da bacia do córrego do Sapateiro. Neste sentido também foram identificadas e corrigidas as ligações clandestinas de esgotos. Segundo a Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente – SMVMA, atualmente os lagos do Parque Ibirapuera não recebem nenhum lançamento de esgotos, e a qualidade das águas tem sido motivo de maior procura do parque por parte da população (SMVMA, 2004).

O sistema FLOTFLUX[®] que opera no Parque Ibirapuera, local onde o sistema possui 92 m de extensão, possui capacidade de tratamento máxima em torno de 150 L/s, enquanto o da estação instalada no Parque da Aclimação trata uma vazão de até 50 L/s (ANGELIS et al., 2001).

Ainda em relação a projetos desenvolvidos pela SABESP, para a despoluição do rio Pinheiros/SP, estima-se que os investimentos ultrapassem US\$ 100 milhões (SMVMA, 2004), e estão previstas a instalação de 7 unidades do sistema FLOTFLUX[®], 3 no rio Pinheiros e 4 nos seus principais afluentes; Zavuvus, em Santo Amaro; Morro do S, próximo ao Morumbi; Jaguaré e Pirajuçara (SMVMA, 2004). Outros locais de instalação e operação são os lagos do Horto Florestal, com capacidade de tratamento de uma vazão até 50 L/s, do Parque do Jaraguá, com capacidade de tratamento de uma vazão até 30 L/s, e o afluente da represa do Guarapiranga, o rio Guavirutuba, com capacidade de tratamento de uma vazão até

200 L/s. Em São Paulo o Sistema FLOTFLUX[®] tem sido utilizado para fornecer água para irrigar canteiros do Projeto São Paulo Pomar. As estações que tem sido utilizadas possuem capacidade para tratar vazões de até 5 L/s (DT ENGENHARIA, 2005; SMVMA, 2005).

O Sistema FLOTFLUX[®] também foi instalado, e está em funcionamento, na Praia de Ramos, na Baía da Guanabara/RJ, onde opera com a utilização do coagulante policloreto de alumínio – PAC, ao contrário dos demais sistemas que utilizam sulfato de alumínio ou cloreto férrico. Nas praias de São Conrado e do Flamengo os sistemas instalados tratam vazões de até 300 L/s (DT ENGENHARIA, 2005).

Em Minas Gerais, o Sistema FLOTFLUX[®] foi instalado para recuperar a Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte, com estações na foz dos córregos da Ressaca e Sarandi, possibilitando o tratamento de 750 L/s de água (DT ENGENHARIA, 2005).

Na cidade de Joinville/SC, que apresenta apenas 15% da população atendida por coleta de esgoto (CASAN, 2005), foi instalada, e está em funcionamento uma unidade em escala piloto experimental do sistema FLOTFLUX[®]. Esta unidade foi instalada no rio Cachoeira e com custo orçado em R\$ 8 milhões, e custos de manutenção na ordem de R\$ 16 a 41 mil (DT ENGENHARIA, 2005).

Outra proposta para a solução de problemas relacionados à poluição hídrica, especialmente relacionados a corpos aquáticos que recebem descarga de esgoto doméstico, foi desenvolvida por JORGE (2002). Neste estudo, foi utilizado um sistema composto por dois gabiões ligados em série e implantados no leito do córrego Blanche, em Curitiba. Este estudo teve por finalidade avaliar a remoção de sólidos suspensos e a conseqüente redução da carga orgânica, através da redução da velocidade do fluxo do escoamento e da retenção de sólidos. O estudo foi realizado em duas etapas, sendo a primeira sem injeção de agente coagulante e a segunda com a injeção de coagulantes, tendo sido utilizado o sulfato de alumínio, desta forma, pôde-se avaliar a eficiência proporcionada pela injeção deste coagulante na remoção de sólidos em suspensão.

O sistema possuiu dimensões de 0,6 m de comprimento; 0,26 m de altura e 1 m de largura. Para a composição dos gabiões foram utilizadas pedras, retiradas do próprio leito do córrego, com diâmetros que variaram entre 10 cm e 25 cm.

Os resultados obtidos por JORGE (2002), apresentaram eficiência para a remoção de DBO que variaram entre 19% e 35%, média de 27%, sem a adição de sulfato de alumínio, e entre 32% e 63%, após adição. Por outro lado, a eficiência obtida para remoção de sólidos suspensos variou entre 50,3% e 68,1%, com a adição de sulfato de alumínio. A remoção da carga orgânica variou entre 5,4 kg/d e 21,48 kg/d, sem a adição de coagulante, e entre 16,3 kg/d e 41,2 kg/d com a adição de sulfato alumínio.

A Figura 2.4 mostra o esquema dos gabiões implantados no córrego Blanche, por JORGE (2002).

FIGURA 2.4 – SISTEMA DE GABIÕES INSTALADOS NO CÓRREGO BLANCHE



FONTE: JORGE (2002)

Em função da identificação dos problemas relacionados à qualidade da água em Curitiba e na tentativa de propor uma alternativa tecnológica para a remoção de

sólidos objetivando a redução da concentração de matéria orgânica e nutrientes, esta dissertação é uma contribuição aos trabalhos desenvolvidos para a melhoria da qualidade das águas superficiais, em sistemas aquáticos de pequeno porte, através da aplicação de sistemas de tratamento no próprio rio. Está baseada nas contribuições realizadas por MATSUMOTO (1997) e pela SABESP e, dá continuidade, ao trabalho desenvolvido por JORGE (2002), também no córrego Blanche.

O sistema aqui proposto apresenta como principais características o baixo nível de investimentos para construção, implantação e manutenção; o reduzido impacto ambiental devido ao pequeno volume de obras civis; as dimensões compactas e a versatilidade para aplicação em corpos aquáticos de pequeno porte localizados em qualquer área de comunidades urbanas ou rurais.

OBJETIVOS

Apesar de 70,45% do esgoto produzido pela população curitibana ser coletado e tratado (Marisa Theobald, SANEPAR, contato pessoal, 2004), sabe-se que muitos rios da cidade encontram-se em situações críticas com a poluição, prejudicando não apenas o meio ambiente local, mas a cidade como um todo.

Visto desta maneira, a realização deste trabalho visou alcançar os seguintes objetivos:

OBJETIVO GERAL

Desenvolver, implantar e monitorar um sistema que promova a remoção dos sólidos suspensos e reduza as concentrações de matéria orgânica e de nutrientes, e, portanto, possa permitir a melhoria da qualidade de corpos aquáticos de pequeno porte, sendo utilizado como estudo de caso o córrego Blanche.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para atingir o objetivo geral desta pesquisa, os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

1. dar continuidade para o desenvolvimento do sistema de contenção de sólidos desenvolvido por JORGE (2002), através do acréscimo de partes e fases do tratamento de água que possibilitem aumento da eficiência e eficácia do sistema a ser desenvolvido;
2. dimensionar o sistema de tratamento das águas do córrego Blanche;
3. implantar o sistema de tratamento no leito do córrego Blanche;
4. definir um plano de monitoramento para o córrego Blanche;
5. avaliar a capacidade do sistema em reduzir a concentração de sólidos suspensos, comparando dados a montante e a jusante a sua instalação;
6. avaliar a capacidade do sistema em reduzir a concentração de matéria orgânica, comparando dados a montante e a jusante a sua instalação;

7. avaliar a capacidade do sistema em reduzir a concentração dos nutrientes nitrogênio e fósforo, comparando dados a montante e a jusante a sua instalação;
8. estabelecer a relação entre a remoção de sólidos suspensos e a redução de matéria orgânica;
9. elaborar e aplicar um questionário de aceitação do sistema para verificar as impressões, percepções e verificar a aceitação dos frequentadores;
10. avaliar o comportamento hidráulico do sistema em estudo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

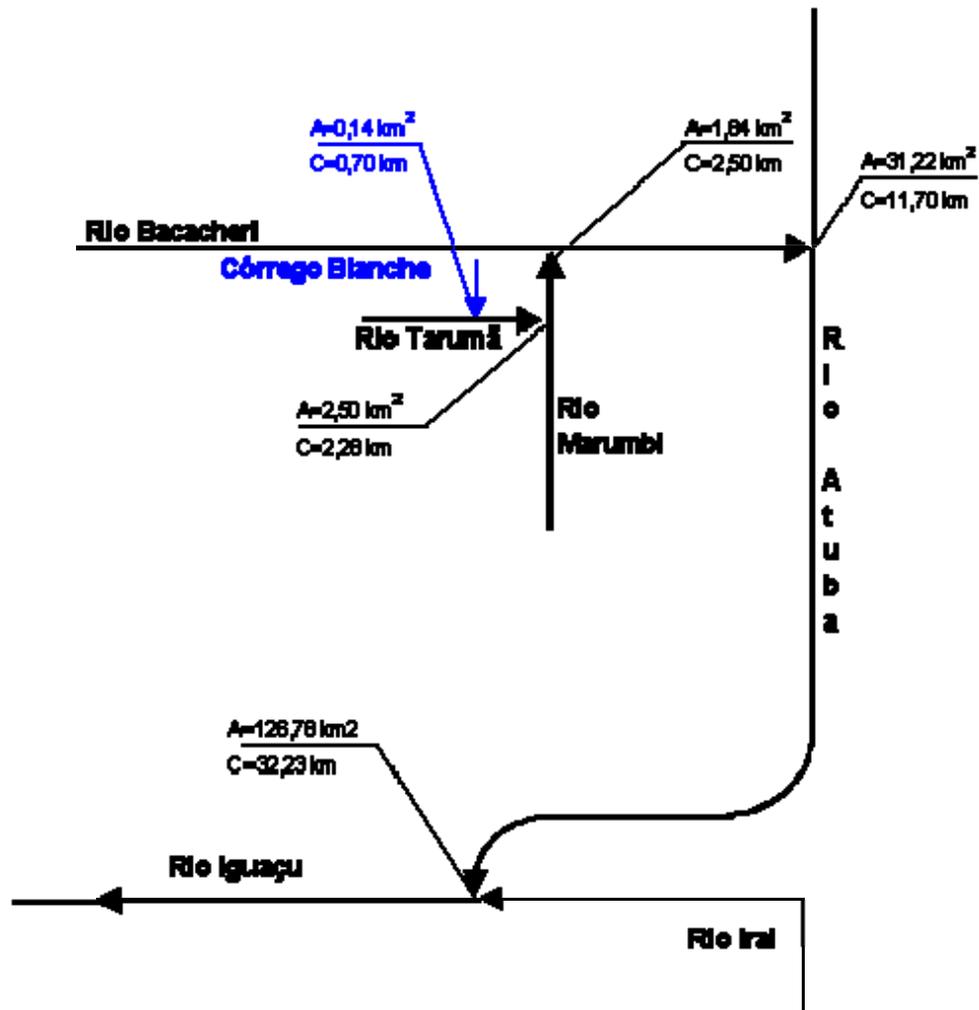
3.1. DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O despejo de esgotos domésticos nos cursos de água de Curitiba é um dos maiores problemas ambientais no âmbito municipal. Apesar de 70,45% do esgoto ser coletado e tratado na cidade de Curitiba (Marisa Theobald, SANEPAR, contato pessoal, 2004), torna-se difícil avaliar o volume total de esgoto descarregado nos rios da cidade, pois parte dele pode estar sendo retido em tanques sépticos ou ainda pode chegar aos rios através de ligações clandestinas.

Para dar continuidade a um estudo anterior (JORGE, 2002) desenvolvido em Curitiba/PR, o córrego Blanche foi adotado como estudo de caso para esta pesquisa. Este córrego é afluente do rio Tarumã que, por sua vez, está incluso na Bacia do Atuba, que é constituinte da Bacia do Alto Iguaçu. Outros fatores que contribuíram para esta escolha foi a facilidade para a coleta das amostras, para o monitoramento e para a limpeza do sistema implantado, isto porque o córrego em estudo é de pequeno porte e está localizado em área urbanizada, o que facilita o acesso e representa menor risco de vandalismo.

A área de estudo constitui uma micro-bacia com predomínio de residências uni-familiares e pouco comércio (JORGE, 2002). Apresenta uma bacia de contribuição de 0,14 km² (SUDERHSA, 2005) e, desde a nascente até a confluência com o rio Tarumã, o comprimento do córrego Blanche é de 700 m, dos quais apenas os 36 m finais não se encontram canalizados. A nascente do córrego Blanche está situada na cabeceira da pista do Aeroporto do Bacacheri e a exutória está localizada no Bosque de Portugal, junto ao rio Tarumã, conforme mostrado na Figura 3.1 (SUDERHSA, 2005). As vazões de contribuição deste córrego são devidos à água proveniente da nascente, às precipitações, à drenagem superficial de lavagem de calçadas e jardins e aos esgotos lançados diretamente nas redes de drenagens superficiais (JORGE, 2002).

FIGURA 3.1 – DIAGRAMA UNIFILAR DO SISTEMA DE MACRODRENAGEM DA BACIA DO ALTO IGUAÇU



Legenda : A = área (km^2)
 C = extensão (km)
 FONTE: SUDERHSA (2002)

As águas pluviais são captadas por bocas de lobo e encaminhadas ao córrego através de tubulações de concreto. Estas águas, rapidamente drenadas das áreas impermeabilizadas, geram impactos caracterizados pelo aumento dos picos de cheias e pelo carreamento da poluição, além de causar erosão nas áreas mais frágeis da exutória do córrego.

O Bosque de Portugal, onde está localizada a porção não canalizada do córrego Blanche (Figura 3.2), possui vasta área verde (21.000 m^2), o que reduz o

coeficiente de escoamento superficial e a poluição difusa carregada ao córrego (JORGE, 2002).

FIGURA 3.2 – ÁREA DE ESTUDO: CÓRREGO BLANCHE



Através da Portaria SUREHMA Nº 20, de 16 de junho de 1992 (SUREHMA, 1992), as águas da Bacia do rio Iguaçu foram enquadradas como Classe 2, entretanto, as águas do córrego em estudo, segundo JORGE (2002), apresentaram faixa de variação da DBO entre 120 a 290 mg/L e da concentração de OD inferior a 3 mg/L.

3.2. CONCEPÇÃO E DEFINIÇÃO DO SISTEMA E SUAS CARACTERÍSTICAS GEOMÉTRICAS

Este estudo, proposto para a melhoria da qualidade da água do córrego Blanche, foi idealizado a partir dos sistemas concebidos por MATSUMOTO (1997) e

pela SABESP (2005). Desta forma, foi desenvolvido um sistema para tratamento de águas poluídas de córregos de baixa vazão, objetivando a remoção de sólidos suspensos e a conseqüente redução das concentrações de matéria orgânica e de nutrientes, utilizando conceitos do tratamento primário de esgotos e águas residuárias. O escoamento do córrego, com vazão média de 2,6 L/s, foi considerado como de uma estação de tratamento de águas residuárias, isto é, em operação contínua. No entanto, com regulares descargas intermitentes de esgoto doméstico e poluição difusa.

O sistema desenvolvido para este estudo, foi concebido, em fluxo seqüencial e horizontal, aplicando técnicas de coagulação/floculação, decantação e filtração, ou seja, técnicas físico-químicas e gravitacionais. Além de contar com as etapas e compartimentos para a aplicação destas técnicas, o sistema possuiu um dispositivo restritor do fluxo da água, um vertedouro para medir a vazão deste fluxo, um dosador do agente coagulante, um dispositivo para a remoção do lodo gerado no interior do sistema, além de septos para a separação dos compartimentos definidos.

A concepção deste equipamento atendeu às seguintes exigências:

- ter dimensões compactas;
- apresentar facilidade de implantação e manutenção;
- ter aplicação em áreas relativamente restritas (córregos de baixa vazão);
- apresentar necessidade de pequeno volume de obras civis;
- possuir baixos custos de construção e de implantação.

3.2.1 Compartimento de Coagulação/Floculação

Para a remoção de materiais em suspensão e coloidais foi desenvolvido um compartimento específico para o processo de coagulação/floculação hidráulica que, por conseguinte, reduz a turbidez (orgânica e inorgânica), a cor, as concentrações de matéria orgânica e de nutrientes, sendo assim, de substâncias precursoras de sabor e odor nas águas.

3.2.2 Compartimento de Decantação

Este compartimento foi desenvolvido para promover a sedimentação dos flocos formados durante a etapa de coagulação/floculação e dos sedimentos mais densos que a água. Optou-se pela conformação retangular de fluxo horizontal para este compartimento, devido à simplicidade de construção e baixa sensibilidade a condições de sobrecarga.

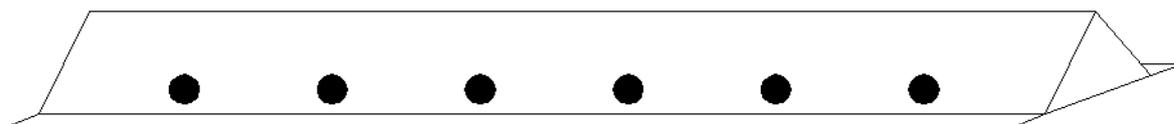
3.2.3 Compartimento de Filtração

Como a abordagem para este estudo foi dar continuidade a uma pesquisa anteriormente desenvolvida (JORGE, 2002), foi considerado conveniente a utilização de filtros de pedras como último componente do sistema.

3.2.4 Dispositivo Restritor do Fluxo da Água

O sistema de tratamento das águas do córrego Blanche foi concebido para tratar uma vazão média de 2,6 L/s. No entanto, devido às cargas difusas e pontuais recebidas por este córrego, foi adotada uma vazão máxima para tratamento de 3,5 L/s. Esta vazão foi admitida objetivando dimensões reduzidas ao sistema. Para que a vazão máxima influente no sistema fosse 3,5 L/s foi necessário o desenvolvimento de um dispositivo que restringisse a vazão de entrada em dias de chuvas intensas. O mecanismo de restrição adotado foram orifícios empregados ao longo da seção transversal de um dispositivo triangular instalado na entrada do sistema (Figura 3.3).

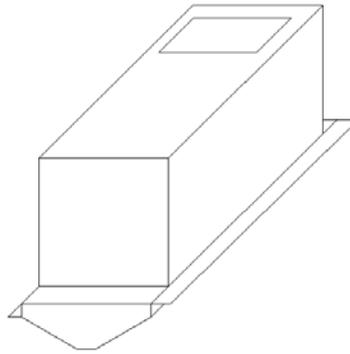
FIGURA 3.3 – DISPOSITIVO RESTRITOR DO FLUXO DA ÁGUA



3.2.5 Dispositivo Dosador do Agente Coagulante

O dispositivo dosador do agente coagulante foi desenvolvido em formato de calha, possuindo na parte superior uma caixa retangular para o armazenamento da solução coagulante e na inferior os pequenos dosadores de hidroponia, dispostos ao longo de toda a seção transversal, conforme mostrado na Figura 3.4.

FIGURA 3.4 – DISPOSITIVO DOSADOR DO AGENTE COAGULANTE



O dispositivo dosador foi posicionado no compartimento de coagulação do sistema concebido.

3.2.6 Medidor do Fluxo da Água no Sistema

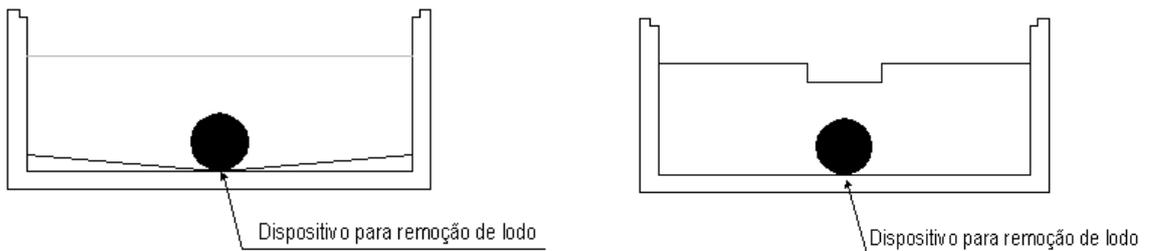
Para a determinação da vazão no interior do sistema foi adotado um vertedouro retangular de soleira delgada, posicionado no segundo septo entre os compartimentos de decantação e filtração. A leitura da lâmina da água foi realizada por meio de uma régua de metal.

3.2.7 Dispositivo para Remoção do Lodo

Este dispositivo foi desenvolvido para remover o lodo formado nos compartimentos do sistema concebido, pois os processos de coagulação e sedimentação geram um volume elevado de lodo. Para facilitar a manutenção e a limpeza do sistema, por meio da remoção do lodo gerado, foram instalados dois tubos com diâmetro de 150 mm. Estes tubos, com comprimento de 0,61 m e de 0,93 m

foram instalados no interior do sistema, um entre os compartimentos de floculação e decantação, e outro entre os compartimentos de decantação e filtração, conforme apresentado na Figura 3.5 a e b.

FIGURA 3.5 – DISPOSITIVO PARA REMOÇÃO DO LODO



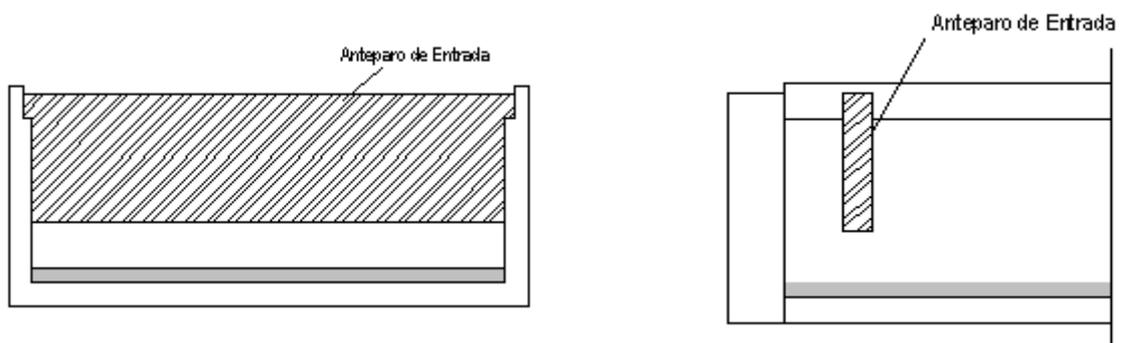
a – DISPOSITIVO NO PRIMEIRO SEPTO

b – DISPOSITIVO NO SEGUNDO SEPTO

3.2.8 Anteparo de Entrada

Foi desenvolvido um anteparo de entrada com o objetivo de conter os sólidos grosseiros que entrassem pelo dispositivo restritor do fluxo da água. Este anteparo foi instalado na parte superior interna do sistema, logo após o dispositivo restritor, fazendo com que o fluxo da água influente passasse por baixo do mesmo, e os sólidos grosseiros sedimentassem. Este anteparo pode ser visualizado na Figura 3.6 a e b.

FIGURA 3.6 – ANTEPARO DE ENTRADA



a – VISTA FRONTAL

b – VISTA LATERAL

3.3. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA

O dimensionamento do sistema concebido e definido na Seção 3.2 será exposto a seguir. As plantas podem ser visualizadas no APÊNDICE 1.

3.3.1 Compartimento de Coagulação/Floculação

As dimensões dos tanques de coagulação e floculação foram realizadas segundo RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991) e HAMMER e VIESSMAN (1998).

A coagulação/floculação foi levada a efeito em 2 tanques ligados em série, sendo o primeiro para mistura rápida e o segundo para mistura lenta. No primeiro tanque, a mistura rápida foi realizada através de ressalto hidráulico fornecido pela mudança do fluxo da água de regime torrencial para fluvial. Este regime, modificado pela alteração da profundidade do sistema, de menor para maior, e pela velocidade do fluxo da água, de maior para menor, facilitou a mistura do coagulante adicionado ao fluxo da água no sistema. O segundo tanque foi concebido como floculador hidráulico, tendo sido utilizada a energia hidráulica dissipada em forma de perda de carga para promover a floculação.

O tanque de coagulação foi projetado com base nas Equações 1 e 2 e nos seguintes parâmetros:

- tempo de detenção hidráulica (T_d)=15 s. Usualmente, este valor deve ser inferior a 30 segundos;
- vazão (Q)=2,6 L/s. Foi adotada aquela definida por JORGE (2002);
- seção transversal do compartimento (b)=1 m (valor adotado com base na seção transversal do rio);
- altura (H_1) do primeiro septo=0,25 m.

$$T_d = V / Q \quad (1)$$

$$V = b \times L \times H_1 \quad (2)$$

Onde:

T_d = tempo de detenção hidráulica (s);

V = volume (m^3);

Q = vazão média do córrego (m^3/s);

b = seção transversal do compartimento (m);

L = comprimento do compartimento (m);

H_1 = altura do primeiro septo (m).

O dimensionamento do compartimento de floculação foi realizado com base nas Equações 1 e 2 e nos seguintes parâmetros:

- tempo de detenção hidráulico (T_d)=5 min.;
- vazão=2,6 L/s. Foi adotada aquela definida por JORGE (2002);
- seção transversal do compartimento (b)=1 m (valor adotado com base na seção transversal do rio);
- altura (H_1) do primeiro septo=0,25 m.

3.3.2 Compartimento de Decantação

O dimensionamento do decantador foi desenvolvido com base nas Equações 1 e 2 e nas exigências definidas na Seção 3.2, sendo assim, nem todos os parâmetros adotados condizem com os tomados como típicos, como os sugeridos por VALENCIA (2000).

Os parâmetros adotados no dimensionamento do decantador foram:

- relação comprimento/largura (L/b)=4;
- tempo de detenção hidráulico (T_d)=9 min;
- vazão=2,6 L/s. Foi adotada aquela definida por JORGE (2002);
- seção transversal do compartimento (b)=1 m (valor adotado com base na seção transversal do rio);
- altura (H_2) do segundo septo=0,20 m.

A inclinação adotada para a declividade do decantador foi estabelecida como uma relação altura/largura de 0,14. Apesar deste valor não ser o sugerido pela NBR 12.209/1992 (ABNT, 1992), este valor foi o adotado devido às dificuldades financeiras, de construção e instalação do sistema.

3.3.3 Compartimento de Filtração

Para o dimensionamento deste compartimento foram assumidas as dimensões finais estabelecidas por JORGE (2002). As pedras utilizadas foram retiradas do próprio córrego e foram dispostas de modo a reduzir os espaços vazios do compartimento, proporcionando maior contato entre o fluxo da água e as pedras.

Este compartimento permaneceu aberto em sua parte posterior, para facilitar a saída do fluxo da água.

3.3.4 Dispositivo Restritor do Fluxo da Água

O dimensionamento deste dispositivo foi realizado em acordo com a Equação 3. Através desta equação foi definido o número de orifícios restritores do fluxo da água, com diâmetros de 3 cm, necessários para que a vazão máxima influente ao sistema fosse de 3,5 L/s.

$$Q = c \times A \times \sqrt{2gh} \quad (3)$$

Onde:

Q=vazão máxima influente ao sistema (m³/s);

c=coeficiente adimensional de contração;

A=área do orifício (m²);

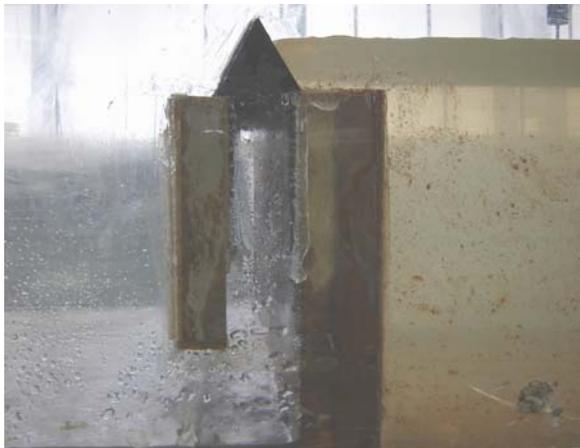
g=aceleração da gravidade (m/s²);

h=altura da lâmina da água (m).

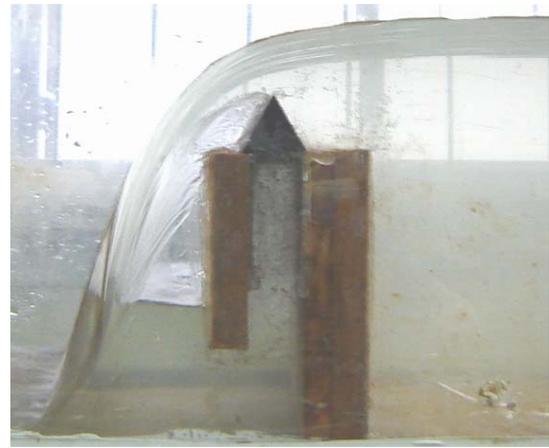
Para a resolução da equação foi adotado um coeficiente de contração (c) de 0,7; uma inclinação da superfície livre do dispositivo de 60° e uma distância de 1 cm da base do dispositivo para a colocação dos orifícios restritores.

Para verificar a eficácia do dispositivo dimensionado, foram realizados testes no Laboratório de Hidráulica do Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal do Paraná. Estes testes foram realizados no modelo hidráulico do curso, onde foram testadas vazões aleatórias para a validação do dispositivo. Estes testes podem ser visualizados na Figura 3.7 a e b.

FIGURA 3.7 – TESTES PARA VALIDAÇÃO DO DISPOSITIVO RESTRITOR DO FLUXO DA ÁGUA



a – VAZÃO MÉDIA DO RIO



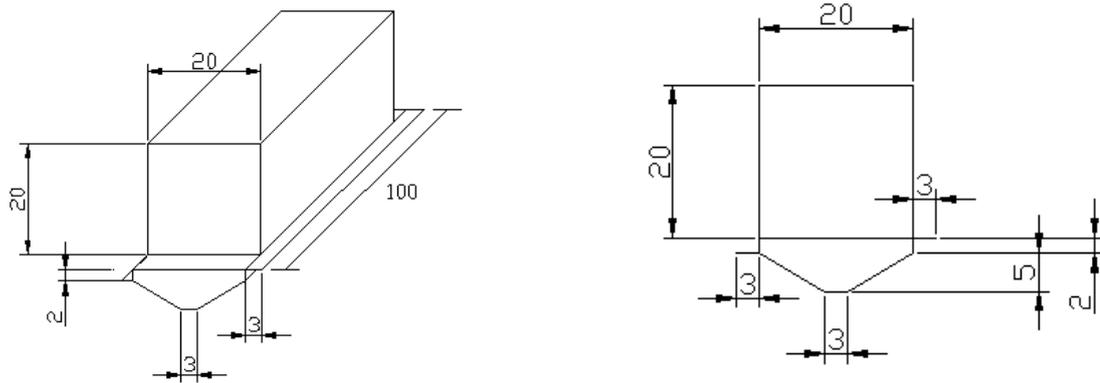
b – VAZÃO EXTRAVASADA

3.3.5 Sistema Dosador do Agente Coagulante

O sistema dosador, composto por um reservatório e um sistema de gotejamento da solução coagulante, foi desenvolvido de modo que o volume ocupado por esta solução fosse complementado a cada 24 horas. O volume do sistema desenvolvido foi de aproximadamente 36 L. Os dosadores, em número de 10, foram instalados ao longo de toda a seção transversal, permitindo maior contato entre a solução adicionada e o fluxo do córrego.

A Figura 3.8 a e b mostra detalhes das dimensões deste sistema.

FIGURA 3.8 – SISTEMA DOSADOR (DIMENSÕES – cm)



a – VISTA EM PERSPECTIVA

b – VISTA FRONTAL

3.3.6 Medidor do Fluxo da Água no Sistema

O dimensionamento do vertedouro retangular foi fundamentado na largura do sistema (1 m) e na altura do segundo septo (0,20 m), local definido para sua localização. As dimensões da seção retangular do vertedouro foram definidas a partir da construção da curva de descarga (APÊNDICE 2), realizada através da Equação 4. Visto que a vazão máxima influente definida para o sistema foi de 3,5 L/s, foi estabelecido que a altura e a largura da seção do vertedouro seriam de 0,05 m e 0,20 m, respectivamente. Com estes parâmetros estabelecidos foi obtida a Equação 5, a qual foi utilizada para a determinação da vazão no sistema nos dias de coleta.

$$Q = 1,705 \times B \times H^{3/2} \quad (4)$$

$$Q = 0,341 \times H^{3/2} \quad (5)$$

3.3.7 Dispositivo para Remoção do Lodo

O dispositivo para a remoção de lodo foi adotado de acordo com a Norma Técnica NBR 12209 (ABNT, 1992). Desta forma, o diâmetro da tubulação para remoção de lodo foi de 150 mm, e para facilitar o escoamento do lodo gerado através do sistema foi instalada com declividade de até 3%.

3.3.8 Anteparo de Entrada

Para o dimensionamento do anteparo de entrada foi adotada a relação 2/3 da altura do sistema, conforme RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991).

3.4. DEFINIÇÃO DO AGENTE COAGULANTE

Os critérios para a definição do agente coagulante a ser utilizado pelo sistema de tratamento foram baseados nos estudos de BRATBY (1980), CURI (1995), AGUILAR et al. (2002), PAVINELLI (2001), AL MUTAIRI et al. (2004), COSTA (2005). Estes critérios envolveram o custo para aquisição, a eficiência na remoção de sólidos na faixa de pH das águas do córrego Blanche e a menor geração de lodo, além da facilidade de transporte, disponibilidade e preparo da solução coagulante. Desta forma, o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) granulado, foi o agente coagulante que melhor atendeu aos critérios adotados.

Foi utilizado o sulfato de alumínio marca SUALL-S20, isento de ferro, granulado.

3.5. TESTE DE JARRO

O Teste de Jarro foi realizado para definir a concentração e a dosagem mínimas e ótimas do coagulante sulfato de alumínio a ser adicionado ao sistema. Estas condições, buscando obter a máxima eficiência do sistema implantado no córrego Blanche, foram definidas em função da vazão média do córrego, determinada por JORGE (2002), e da eficiência na remoção da turbidez.

Os testes foram realizados no Laboratório Professor Francisco Borsari Netto – LABEAM, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFPR, de acordo com metodologia adaptada de procedimentos utilizados pela SANEPAR.

O Teste de Jarro é realizado através da utilização de um equipamento de fácil manuseio que possibilita a simulação de condições operacionais necessárias à coagulação/floculação a serem aplicadas ao tratamento de água, esgoto e efluentes

em geral. Os resultados obtidos neste teste são essenciais ao desenvolvimento de projetos de ETAs, permitindo a definição das condições ótimas de operação. As etapas para a realização do Teste de Jarro são descritas a seguir:

- *mistura rápida* – a fase de mistura rápida consistiu na adição de sulfato de alumínio à água durante 15 s, com rotação de 120 rpm. Nesta fase, foi observada a homogeneização do sulfato de alumínio nas amostras e o início da formação dos primeiros flocos;
- *mistura lenta* – nesta fase a rotação das palhetas foi reduzida para 20 rpm e o tempo de mistura foi ampliado para 10 min. É importante notar que, nesta fase, a baixa rotação aplicada favorece a formação dos flocos, minimizando sua quebra;
- *decantação* – nesta etapa a rotação das palhetas foi interrompida e o tempo de mistura elevado para 15 minutos. Foi observado o tempo de decantação dos flocos, que ocorreu após os dois primeiros minutos, e a clarificação da água em análise.

O Teste de Jarro foi realizado por duas vezes em amostras coletadas em condições de tempo distintas, visando obter respostas às diferentes condições, a primeira em períodos chuvosos e a segunda em períodos de estiagem.

Foram testadas dosagens de sulfato de alumínio (mg/L) em concentrações de 1% e 10%, sendo a turbidez (NTU) e a carga (L/d) de coagulante a ser adicionada os principais fatores para a determinação da dosagem e da concentração adequadas ao sistema, respectivamente.

A turbidez foi um dos parâmetros utilizados para esta avaliação por ter sido o parâmetro adotado por GAO (2002) nos Testes de Jarro realizados para avaliação do comportamento de coagulantes como o PASIC e o PAC. Este parâmetro também foi utilizado por possuir relação direta com o material em suspensão no meio e com a clarificação das águas, sendo o ensaio de fácil e rápida realização.

Para o Teste de Jarro, neste estudo, o pH não foi adotado como parâmetro de avaliação por ser de difícil controle em campo. Entretanto, mesmo tendo sido desconsiderado, o pH das águas coletadas para análise foi determinado, e os valores resultantes foram em torno de 7,0; o que condiz com a melhor faixa de aceitação do sulfato de alumínio segundo VILGÉ-RITTER et al. (1999).

A concentração foi definida por meio do cálculo da carga (L/d) de coagulante a ser adicionada ao sistema. Esta carga foi calculada utilizando a vazão média de 2,6 L/s (JORGE, 2002) e a dosagem ótima de sulfato de alumínio definida pelo Teste de Jarro. Desta forma, a concentração da solução de sulfato de alumínio a ser preparada foi determinada por meio do menor valor resultante do cálculo da carga de coagulante a ser utilizado.

Os resultados obtidos através do Teste de Jarro podem ser observados na TABELA 3.1. Apenas os melhores resultados de cada série de análise encontram-se expostos na tabela.

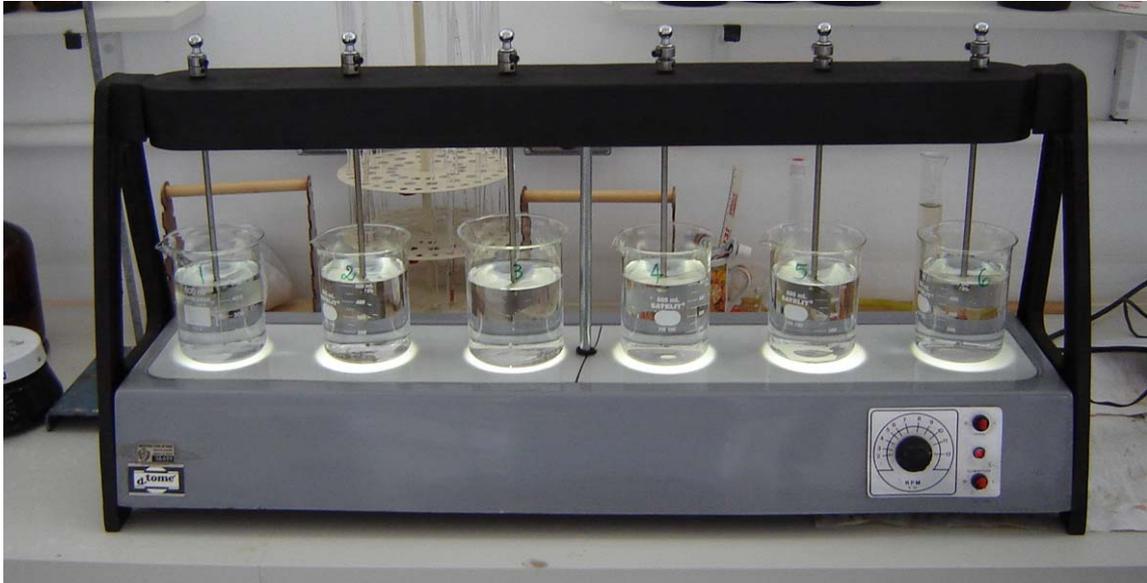
TABELA 3.1 – RESULTADOS DA ANÁLISE DO TESTE DE JARRO

DIA	TURBIDEZ INICIAL (NTU)	TURBIDEZ FINAL (NTU)		CARGA DE COAGULANTE (L/dia)	
		SOL. 1%	SOL. 10%	SOL. 1%	SOL. 10%
1	51,00	35,89	34,97	406,00	47,17
2	30,61	22,68	22,30	336,96	24,71

A partir dos resultados obtidos, pôde-se verificar que a solução com concentração de 10% apresentou as menores cargas a serem aplicadas pelo sistema. Visto que o dispositivo dosador de agente coagulante permitia o armazenamento de 36 L de solução por dia, foi determinado que a carga de coagulante a ser adicionada pelo sistema seria de 24,71 L/dia de solução 10% de sulfato de alumínio. Desta forma, a concentração e a dosagem da solução de sulfato de alumínio foram tais que permitiram a complementação do volume do sistema dosador a cada 24 horas.

A Figura 3.9 mostra a realização do Teste de Jarro.

FIGURA 3.9 – TESTE DE JARRO



3.6. PLANO DE MONITORAMENTO

Nesta seção são apresentadas as etapas realizadas para a definição do Plano de Monitoramento do córrego Blanche. Foram definidas as campanhas a serem realizadas, os pontos de amostragem, a frequência das análises, os parâmetros físico-químicos e microbiológicos a serem analisados, a determinação da vazão descarregada pela tubulação de drenagem e a vazão no sistema, assim como, a metodologia a ser empregada para a manutenção e a limpeza do sistema.

3.6.1 Definição das Campanhas Realizadas

Foram definidas duas campanhas de monitoramento da qualidade da água do córrego Blanche. A primeira, denominada de Campanha de Reconhecimento Local, foi realizada para conhecimento e definição da qualidade das águas do córrego, visto que, o estudo desenvolvido por JORGE (2002) havia sido realizado três anos antes.

A segunda campanha, denominada de Campanha de Monitoramento, foi realizada para a determinação da eficiência do sistema implantado em relação à remoção de sólidos suspensos e a redução nas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes.

3.6.2 Definição dos Pontos de Amostragem

Para a Campanha de Reconhecimento Local foi definido apenas um ponto de amostragem (Figura 3.10), pois o córrego, no Bosque de Portugal, como mencionado anteriormente, possui apenas 36 m de comprimento.

FIGURA 3.10 – PONTO DE COLETA NA CAMPANHA DE RECONHECIMENTO



Durante a Campanha de Monitoramento, realizada após a instalação do sistema, foram coletadas amostras a montante (PONTO 2) e a jusante (PONTO 3) do sistema implantado. Foram ainda coletadas amostras em um terceiro ponto (PONTO 1). Este ponto, nas duas primeiras coletas, foi definido a montante do

PONTO 2, no remanso existente logo após a descarga da tubulação de drenagem. No entanto, devido à pequena diferença existente entre os resultados obtidos para o PONTO 2 e para o PONTO 1, este último ponto de coleta foi alterado para a saída do tubo de drenagem que alimenta o córrego. Os pontos de coletas são apresentados na Figura 3.11 a, b e c.

FIGURA 3.11 – PONTOS DE COLETA NA CAMPANHA DE MONITORAMENTO



a – PONTO 2



b – PONTO 3



c – PONTO 1

3.6.3 Freqüência de Análises

Durante a Campanha de Reconhecimento Local foram realizadas cinco coletas no período entre os meses de maio a agosto de 2005. No mês de julho foram realizadas duas coletas.

Durante a Campanha de Monitoramento foram realizadas 10 coletas no período de outubro a dezembro. Estas coletas foram programadas para terem sido realizadas uma vez por semana.

3.6.4 Determinação da Vazão

A vazão no córrego Blanche foi determinada a partir de dois métodos:

- curva de permanência a partir da série histórica da bacia hidrográfica do rio Atuba;
- determinações em campo.

Através do primeiro método, a vazão foi determinada a partir da curva de permanência da série histórica de vazões diárias da estação Afonso Camargo (65007045). Esta estação foi escolhida por ser a mais próxima da área de estudo, sendo a área de drenagem da estação de 127 Km². A curva de permanência do córrego Blanche foi determinada a partir da multiplicação da área da bacia do córrego pelos valores de vazões específicas, referentes às freqüências acumuladas. Os dados foram fornecidos pela SUDERHSA (2005) e encontram-se no ANEXO 1. A finalidade do cálculo da curva de permanência foi a obtenção da vazão de referência ($Q_{95\%}$), definida pelo CONAMA N° 357/05 para o enquadramento dos corpos aquáticos.

O método utilizado na determinação de campo incluiu dois itens: (i) a determinação da vazão do córrego Blanche, na saída do tubo de drenagem que alimenta o canal do córrego, e (ii) a determinação da vazão que flui pelo sistema.

O conhecimento da vazão através do sistema (ii) foi importante para comprovação da eficiência do dispositivo restritor do fluxo de água instalado na entrada do sistema e para determinação das cargas orgânicas no PONTO 2 e no PONTO 3 da coleta, a montante e a jusante do sistema, respectivamente. A vazão

na saída do tubo de drenagem foi calculada para auxiliar na comprovação de esgoto clandestino na bacia do córrego Blanche.

A determinação da vazão do córrego Blanche na saída do tubo de drenagem foi realizada através da utilização de uma régua linimétrica posicionada na saída do tubo, e da Equação de Manning, Equação 6. Os parâmetros fixos (n, S) utilizados nesta equação foram os mesmos utilizados por JORGE (2002); 0,015 e 0,025 m/m, respectivamente. No APÊNDICE 3 encontra-se a curva de descarga, a partir da medição no tubo de drenagem, do córrego Blanche.

$$Q = \frac{1}{n} \times A \times R^{\frac{2}{3}} \times \sqrt{S} \quad (6)$$

Onde:

Q= vazão do córrego (m³/s);

n= coeficiente adimensional do canal artificial;

A= área da seção molhada (m²);

R=raio hidráulico (m);

S= declividade do canal (m/m).

Estas determinações foram realizadas ao longo de três dias, em diferentes meses, o que permitiu a construção de hidrogramas diários referentes à variação horária da vazão no córrego Blanche.

Para o cálculo da vazão no sistema instalado foi determinada a altura da lâmina da água, através de uma régua linimétrica posicionada no vertedouro do sistema. A determinação da vazão no sistema foi realizada através da Equação 5, sendo que a altura da lâmina da água foi medida nos dias de coletas das amostras.

3.6.5 Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos

Para a caracterização da qualidade da água e da eficiência do sistema implantado, foram coletadas amostras para as análises físico-químicas e microbiológicas.

As análises realizadas, o local de realização, assim como, os métodos e os equipamentos utilizados, são apresentados no QUADRO 3.1.

QUADRO 3.1 – ANÁLISES REALIZADAS

ANÁLISE	LOCAL DA REALIZAÇÃO	MÉTODO	EQUIPAMENTO	MARCA	MODELO
pH	Campo	Potenciométrico	pH-metro	WTW	pH 330 i/set
Temperatura da Água	Campo	Termométrico	Condutivímetro de Campo	SCHOTT	Handylab-LF1
Condutividade	Campo	Potenciométrico	Condutivímetro de Campo	SCHOTT	Handylab-LF1
Turbidez	Laboratório	Nefelométrico	Turbidímetro de Bancada	DEL LAB	DLM-2000 B
Sólidos Sedimentáveis	Laboratório	Volumétrico	Cone Imhoff	_____	_____
Sólidos Totais	Laboratório	Gravimétrico	_____	_____	_____
Sólidos Dissolvidos	Laboratório	Gravimétrico	_____	_____	_____
Sólidos Suspensos	Laboratório	Gravimétrico	_____	_____	_____
Nitrogênio Amoniacal	Laboratório	Macro-Kjeldahl com Leitura por Titulometria	Macro-Kjeldahl	PRODICIL	Macro-Kjeldahl
Nitrogênio Orgânico	Laboratório	Macro-Kjeldahl com Leitura por Titulometria	Macro-Kjeldahl	PRODICIL	Macro-Kjeldahl

QUADRO 3.1 – ANÁLISES REALIZADAS

ANÁLISE	LOCAL DA REALIZAÇÃO	MÉTODO	EQUIPAMENTO	MARCA	conclusão
Carbono Orgânico Total	Laboratório	TC-IC	Total Organic Matter (TOC)	SHIMADZU	TOC-VCPH
Carbono Orgânico Dissolvido	Laboratório	TC-IC	Total Organic Matter (TOC)	SHIMADZU	TOC-VCPH
Fósforo	Laboratório	Espectrofotométrico com cloreto de estanho, leitura em comprimento de onda 690 nm	Espectrofotômetro	SHIMADZU	UV-1601 PC
Oxigênio Dissolvido	Campo	Oximétrico	Oxímetro de Campo	SCHOTT	Handylab-OX1/SET
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Laboratório	Winkler	_____	_____	_____
Demanda Química de Oxigênio	Laboratório	Refluxo Aberto	_____	_____	_____
Microorganismos do grupo Coliforme	Laboratório	Tubos Múltiplos	_____	_____	_____

As análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram realizadas de acordo com métodos especificados pelo “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2001), conforme QUADRO 3.1.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Professor Francisco Borsari Netto – LABEAM, enquanto a análise microbiológica foi realizada no Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos – CEPPA, do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal do Paraná – UFPR.

3.6.6 Manutenção e Limpeza do Sistema

A manutenção do sistema compreendeu a limpeza diária das tampas, dos orifícios do dispositivo de entrada e a coleta dos resíduos jogados próximo ao córrego pela população local.

A limpeza interna do sistema foi programada para ser realizada semanalmente, objetivando a retirada do lodo produzido em seu interior e a limpeza das pedras filtrantes instaladas no último compartimento do sistema.

Todos os resíduos provenientes da manutenção e da limpeza interna do sistema foram destinados ao Aterro Sanitário da Caximba, inclusive o lodo coletado.

Os materiais utilizados para a realização da manutenção e da limpeza foram sacos de lixo, rodo, pás, vassoura, balde, luvas de borracha e botas de borracha.

3.6.7 Elaboração da Ficha de Registro das Campanhas

Para garantir a qualidade das informações de campo e dos resultados das análises de laboratório, foi desenvolvida uma ficha de registro das campanhas realizadas, a qual é apresentada no APÊNDICE 4.

3.7. QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO DO SISTEMA

Para avaliar as impressões, percepções e verificar a aceitação da população local e dos freqüentadores do Bosque de Portugal em relação ao sistema implantado foi desenvolvido um questionário composto por dez perguntas fechadas, de múltiplas escolhas, que é apresentado no APÊNDICE 5. Os resultados dos questionários foram analisados através de gráficos.

A aplicação do questionário foi realizada após breve explicação sobre o estudo desenvolvido no córrego Blanche e suas possíveis contribuições para a melhoria da qualidade da água. Foi explicado que o estudo estava sendo desenvolvido por uma estudante de mestrado da UFPR, o qual fazia parte de uma dissertação de mestrado. Foi explanado também que a instalação do sistema ocorreu mediante concessão de licença ambiental pela SMMA.

Os questionários foram aplicados ao longo do mês de janeiro/2006, quando já haviam sido encerradas as coletas de amostras no córrego.

3.8. PESQUISA NAS RESIDÊNCIAS CONTRIBUINTES À BACIA DO CÓRREGO BLANCHE

Como visto na seção 3.1, a área da bacia de contribuição do córrego Blanche é de 0,14 Km², sendo as vazões de contribuição provenientes da nascente, das precipitações, da drenagem superficial das lavagens de calçadas e jardins, e dos lançamentos de esgotos na rede de drenagem superficial, clandestinos ou não. Através de informações liberadas pela Prefeitura Municipal de Curitiba, no entanto não permitidas para divulgação, pôde-se localizar em mapa os lotes contribuintes com cargas de esgoto ao córrego Blanche. Através deste mapa foram identificados 22 lotes sem coleta de esgoto. Após esta identificação, foram realizadas entrevistas com os moradores das residências, buscando-se obter maiores informações sobre estas áreas, tais como o número de moradores em cada lote, o conhecimento do morador sobre a situação da coleta e tratamento de esgotos da sua residência.

3.9. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

Os dados dos ensaios e análises realizados para a investigação da dispersão temporal da qualidade da água e da eficiência do sistema de tratamento para o córrego Blanche foram tabulados em planilhas MS Excel, sendo avaliados através do método estatístico descritivo (valor mínimo, valor máximo, média e desvio padrão). A avaliação estatística dos dados foi realizada através da elaboração de gráficos “boxplot”, utilizados para determinar o nível de dispersão dos dados. Na realização deste estudo estatístico foi utilizado o software estatístico MINITAB® RELEASE 14.1/2003.

Foram considerados valores atípicos (“outliers”) aqueles que excederam 1,5 vezes o intervalo inter-quartil – IIQ (tanto acima do 3° quartil – quartil superior, como abaixo do 1° quartil – quartil inferior).

Os dados obtidos foram, também, comparados aos valores dos parâmetros propostos pela Resolução CONAMA N° 357/05, isto porque estes parâmetros estabelecem as concentrações para o enquadramento dos corpos aquáticos.

Foram estabelecidas correlações entre as eficiências na remoção de sólidos suspensos e redução de matéria orgânica, objetivando determinar se haviam correspondências nos processos de remoção dos poluentes analisados.

4. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir do desenvolvimento, da implantação e do monitoramento do sistema de tratamento para a remoção de sólidos e a redução da carga orgânica e de nutrientes do córrego Blanche, com a finalidade de estudar alternativas para a melhoria da qualidade da água de corpos aquáticos de pequeno porte.

4.1. DIMENSÕES DO SISTEMA

O sistema desenvolvido a partir dos estudos de MATSUMOTO (1997) e da SABESP (2005), com o intuito de continuidade do sistema de JORGE (2002), foi concebido em quatro compartimentos e possuiu 8 m de extensão (Figura 4.1).

As dimensões referentes a cada compartimento são apresentadas a seguir.

4.1.1 Dimensões do Coagulador/Floculador

As dimensões do primeiro e do segundo compartimentos, designados para a coagulação e para a floculação, foram as seguintes:

- altura total do compartimento = 0,4 m;
- largura = 1 m;
- comprimento do coagulador = 0,15 m;
- comprimento do floculador = 3,12 m;
- altura (H_1) do primeiro septo = 0,25 m.

4.1.2 Dimensões do Decantador

As dimensões do terceiro compartimento, designado para a decantação, foram as seguintes:

- altura total do compartimento = 0,4 m;
- largura = 1 m;
- comprimento do decantador = 4 m;

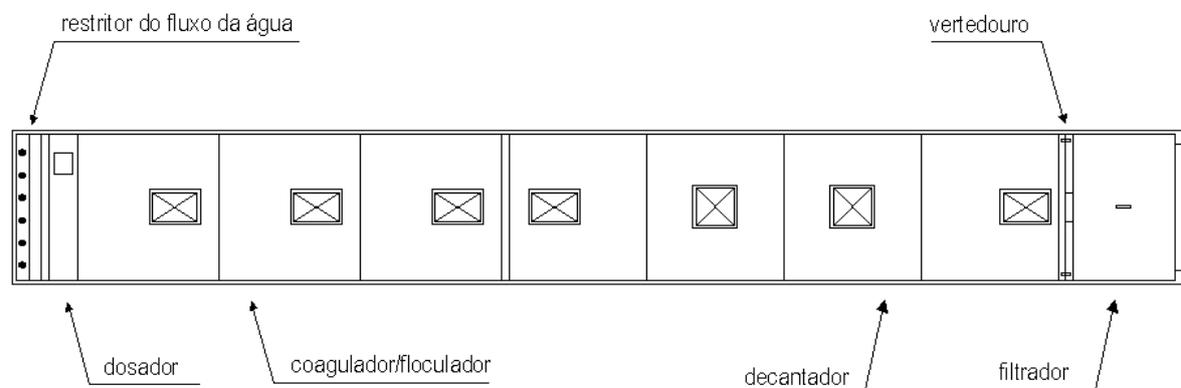
- altura (H_2) do segundo septo = 0,20 m.

A inclinação adotada para a declividade do decantador foi estabelecida como uma relação altura/largura de 0,14. Apesar deste valor não ser o sugerido pela NBR 12209/1992³ (ABNT, 1992), este valor foi adotado devido às restrições financeiras para construção e instalação do sistema.

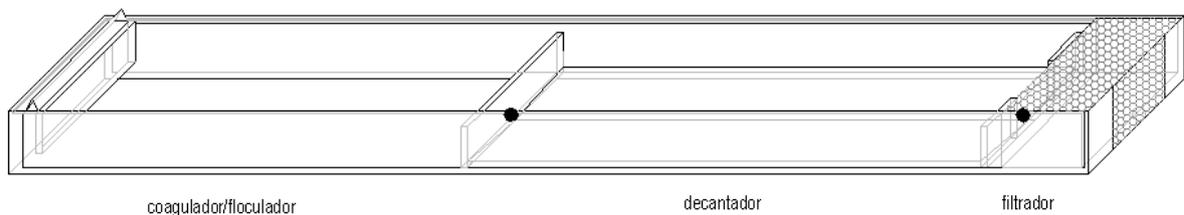
4.1.3 Dimensões do Compartimento de Filtração

O comprimento (L) adotado para este compartimento foi de 0,6 m, a altura (H) máxima de disposição das pedras filtrantes foi de 0,4 m e a seção transversal (b) foi a utilizada para todo o sistema, 1 m. As pedras utilizadas foram retiradas do próprio córrego e possuíram dimensões similares às utilizadas por JORGE (2002), entre 10 e 25 cm de diâmetro.

FIGURA 4.1 – VISTA DO SISTEMA



a – VISTA SUPERIOR



b – VISTA EM PERSPECTIVA

³ A NBR 12209/1992 sugere aos decantadores primários, sem remoção mecanizada de lodo, a adoção de inclinação de paredes igual ou superior a 1,5 na vertical por 1,0 na horizontal.

4.1.4 Dispositivo Restritor do Fluxo da Água

Foram definidos 6 orifícios, com diâmetro de 3 cm, dispostos ao longo da seção transversal de 1 m do dispositivo, com espaçamento de 11,6 cm entre cada orifício. As laterais deste dispositivo foram fechadas de modo a reduzir influências do vento e da chuva.

4.1.5 Anteparo de Entrada

A altura deste anteparo foi de 0,27 m, definida a partir da relação estabelecida por RICHTER (1991), ou seja, $2/3$ da altura do sistema.

As dimensões do dispositivo dosador do agente coagulante, do dispositivo para remoção do lodo formado no interior do sistema e do vertedouro foram apresentadas na seção 3.3. A planta do sistema pode ser visualizada no APÊNDICE 1.

4.2. CONSTRUÇÃO DO SISTEMA

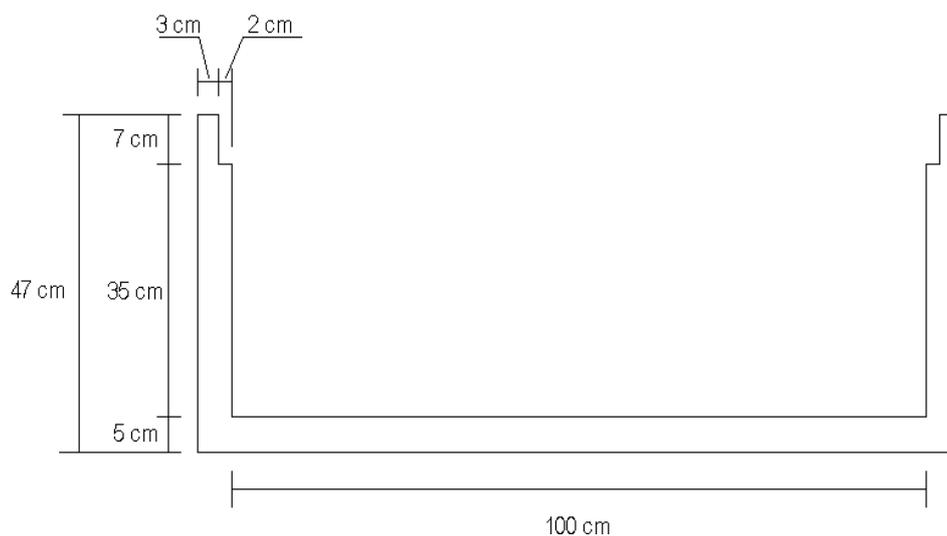
A fabricação do sistema, conforme concepção e dimensionamento apresentados nas seções 3.2, 3.3 e 4.1, foi realizada pela Construtora MONJOLO ENGENHARIA DE PRÉ-MOLDADO.

Foram fabricadas 10 peças pré-moldadas em concreto armado, no formato de seção U, nas dimensões de 1 m de largura; 0,47 m de altura e 0,05 m de espessura, conforme mostrado na Figura 4.2. Cada peça foi desenvolvida com dentes de 2 cm para possibilitar o encaixe das tampas às peças.

As tampas foram construídas em concreto armado, nas dimensões de 1,10 m de largura e 0,07 m de espessura, com escotilhas de visitas, com área de $0,09 \text{ m}^2$ e espessura de 0,03 m. A finalidade destas escotilhas foi permitir a observação do fluxo da água, a coleta do lodo e de materiais depositados, além da limpeza interior do sistema. O comprimento das tampas do vertedouro e do compartimento das pedras filtrantes foi de 0,1 m e 0,7 m, respectivamente. Para o floculador foram

projetadas 3 tampas, cada uma com comprimento de 0,97 m, para o decantador foram projetadas 4 tampas, com comprimento de 0,94 m.

FIGURA 4.2 – DETALHE DAS PEÇAS PRÉ-MOLDADAS



Para evitar a entrada da água, horizontalmente ao sistema, e direcionar o fluxo para o dispositivo de entrada, foi construído um septo de fechamento com 1,10 m de largura; 0,47 m de altura e 0,10 m de espessura.

Os septos do sistema foram construídos em concreto armado como peças separadas, as quais foram concretadas no local e no dia da instalação do sistema. A largura e a espessura dos septos foram de 1,00 m de 0,05 m, respectivamente.

As demais dimensões foram as especificadas no dimensionamento do sistema, conforme apresentado na seção 4.1.

A massa total do sistema foi de 3,2 t, das quais as peças com seção U (base do sistema), apresentaram 2 t, subdivididas em 10 peças de 200 kg cada (Figura 4.3). As três unidades de septos internos totalizaram 100 kg, enquanto a massa do septo frontal foi, isoladamente, de 100 kg. A massa das 10 tampas totalizou 1 t.

FIGURA 4.3 – PEÇAS PRÉ-MOLDADAS



As peças pré-moldadas foram construídas com cimento Portland CP V – ARI, possuindo resistência à compressão de 21 MPa. Este cimento apresenta a característica de atingir altas resistências nos primeiros dias de aplicação, permitindo a desformagem mais rápida. Esta característica é obtida pela utilização de dosagens específicas de calcário e argila na produção do clínquer, além da moagem mais fina do cimento, o que eleva a rapidez da reação com a água. Este cimento de alta resistência inicial é indicado em obras de todos os portes, em especial obras de saneamento.

O dispositivo restritor do fluxo da água foi construído em chapa metálica galvanizada com espessura de 1 mm e com as dimensões já descritas na seção 4.1. (Figura 4.4).

FIGURA 4.4 – DISPOSITIVO RESTRITOR EM FUNCIONAMENTO



O dispositivo dosador da solução de sulfato de alumínio foi construído em placa de PVC com espessura de 4 mm e nas dimensões descritas na seção 3.3. A vazão do sulfato de alumínio, calculada conforme apresentado na seção 3.5, foi controlada pela instalação de 10 gotejadores, utilizados em agricultura de hidroponia, dispostos transversalmente ao fluxo da água (Figura 4.5).

FIGURA 4.5 – DISPOSITIVO DOSADOR COM GOTEJADORES



Para o armazenamento da bombona de estocagem da solução de agente coagulante e dos materiais utilizados na limpeza e manutenção do sistema foi construído um pequeno abrigo no local de estudo, conforme mostrado na Figura 4.6.

FIGURA 4.6 – ABRIGO PARA ESTOCAGEM DOS MATERIAIS



4.3. IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA

Para a instalação do sistema de tratamento das águas do córrego Blanche foi necessária a autorização da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA), conforme Licença Ambiental apresentada no ANEXO 2, concedida em 18 de agosto de 2005. A instalação do sistema foi iniciada em 20 de setembro de 2005.

O local, no leito do córrego, para a instalação do sistema foi definido em função das características físicas do canal do rio, para que fosse possível a instalação do sistema em linha reta. Após esta definição e para a contenção das águas do córrego, foram realizadas a escavação do canal de desvio e a construção de um barramento para contenção da água, tanto a montante quanto a jusante do local de instalação do sistema (Figura 4.7).

FIGURA 4.7 – LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA NO CÓRREGO BLANCHE



Com a secagem do leito do córrego, foram retiradas as pedras e procedida à escavação do canal onde foi instalado o sistema. Com a escavação finalizada, o fundo do córrego foi nivelado, na medida do possível, e foi realizada a escavação para a instalação do sistema na declividade de (S) 1/100. As Figuras 4.8 e 4.9 mostram a instalação e a concretagem do sistema no leito do canal do córrego.

Após a instalação, o fundo do decantador foi concretado para que a declividade de 0,14, ou seja, 0,07 m de altura a cada 0,5 m de largura, definida na seção 4.1.2, fosse fornecida ao sistema. Além da concretagem deste componente, foi realizada a homogeneização do fundo do sistema, a instalação dos dispositivos restritor do fluxo da água e dosador de agente coagulante, além da colocação das pedras filtrantes (Figura 4.10). Para a realização da concretagem foi utilizado concreto de pega rápida, conhecido como “grout”.

FIGURA 4.8 – INSTALAÇÃO DO SISTEMA



FIGURA 4.9 – CONCRETAGEM DAS PEÇAS



FIGURA 4.10 – FINALIZAÇÃO DA INSTALAÇÃO DO SISTEMA



Objetivando auxiliar a instalação do sistema em um período de cinco dias foi desenvolvido um cronograma para controle das etapas previstas, apresentado no APÊNDICE 6. Apesar da definição do cronograma de obras, ocorreram imprevistos, que causaram o atraso do projeto de instalação do sistema. No entanto, o cronograma permitiu a organização das atividades e tarefas a serem cumpridas para que o objetivo principal desta etapa fosse cumprido sem erros ou esquecimentos que comprometessem os resultados.

Estes imprevistos atrasaram uma semana o prazo previsto para a instalação do sistema. A principal causa do atraso foi a intempérie. Chuvas intensas que carrearam o material escavado para o leito do córrego, fazendo com que o trabalho de escavação fosse repetido (Figura 4.11). Durante a concretagem do sistema, as chuvas destruíram as formas e o início do nivelamento do fundo do sistema (Figura 4.12). Desta forma a instalação foi concluída no dia 03 de outubro de 2005.

FIGURA 4.11 – ESCAVAÇÃO DO LEITO DO CÓRREGO APÓS DIAS DE CHUVA



FIGURA 4.12 – LIMPEZA E CONCRETAGEM DO SISTEMA APÓS DIAS DE CHUVA



A última etapa realizada foi a instalação das tampas sobre o sistema e a retirada do desvio do canal (Figura 4.13). No entanto, após um período de chuvas

intensas, a canaleta escavada na lateral do córrego foi refeita, e permaneceu como canal extravasor, a fim de evitar transbordamento do córrego em dias de alta vazão (Figura 4.14).

FIGURA 4.13 – SISTEMA INSTALADO



FIGURA 4.14 – SISTEMA COM CANAL EXTRAVASOR (DIA DE CHUVA)



4.4. QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO

O questionário de aceitação aplicado ao público frequentador do Bosque de Portugal teve como propósito avaliar as impressões e percepções da comunidade em relação às condições ambientais do local de estudo, além de verificar a aceitação do sistema instalado no córrego Blanche.

Os resultados obtidos mostram a crescente preocupação e importância que o meio ambiente tem adquirido junto a toda a sociedade. Dos entrevistados, 100% concederiam a licença para a instalação de novos sistemas de tratamento em corpos aquáticos de pequeno porte, e ainda disseram acreditar que este sistema seja uma alternativa viável para a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. Os dados obtidos, GRÁFICO 4.1, mostram que o odor e a presença de materiais flutuantes na água, além da presença de ratazanas de esgoto, constituem-se nas principais reclamações dos usuários do bosque. Nesse sentido, 80% dos entrevistados consideraram que a cor e o odor da água no bosque melhoraram após a implantação do sistema no Bosque de Portugal (GRÁFICO 4.2).

GRÁFICO 4.1 – PRINCIPAIS RECLAMAÇÕES DOS FREQUENTADORES DO BOSQUE

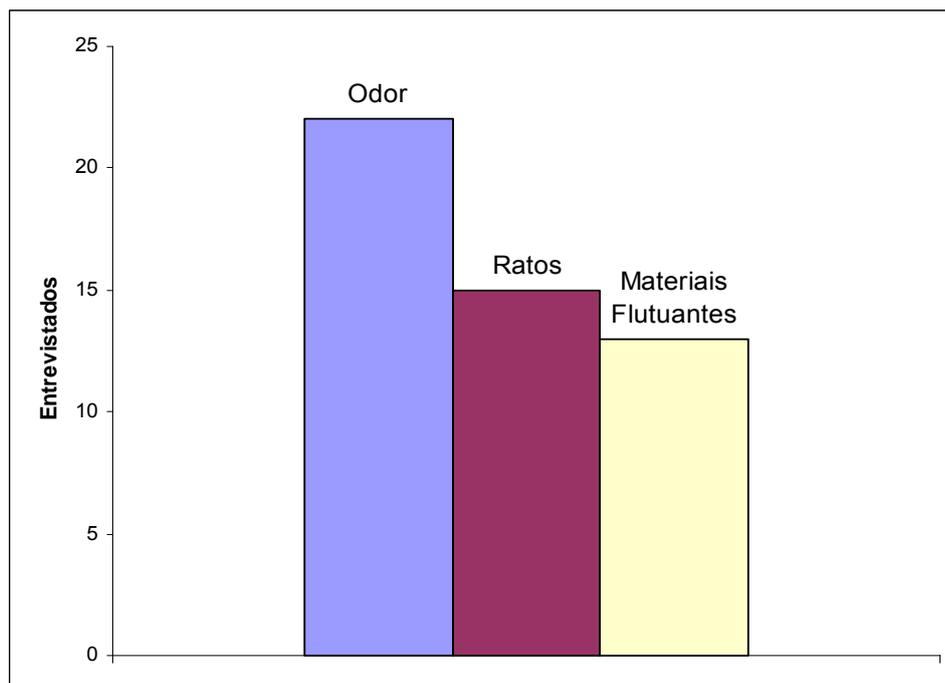
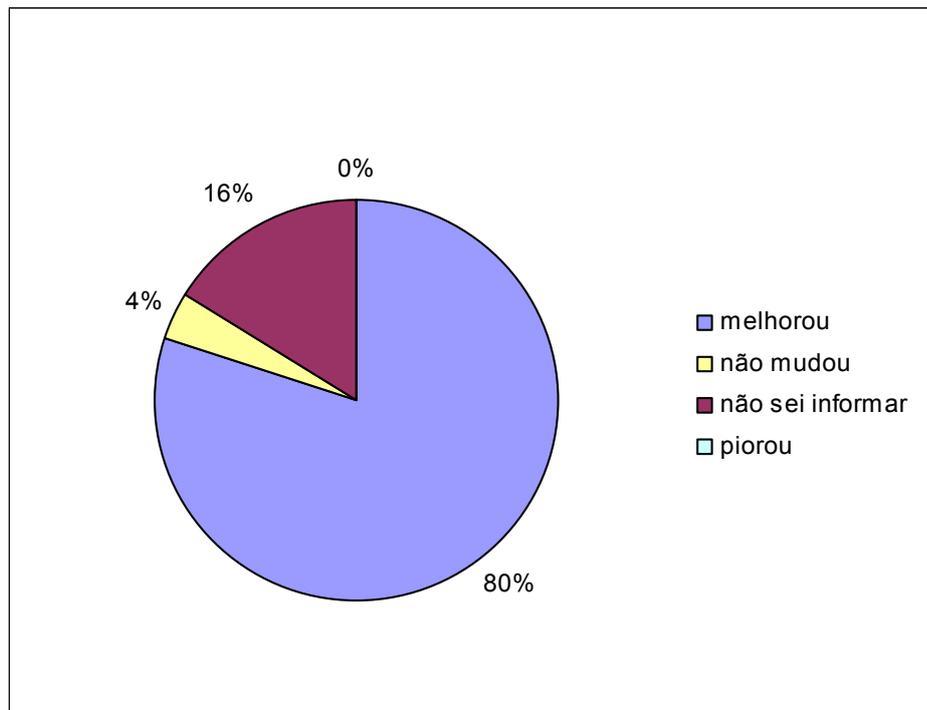


GRÁFICO 4.2 – PERCEPÇÃO DOS FREQUENTADORES DO BOSQUE APÓS INSTALAÇÃO DO SISTEMA



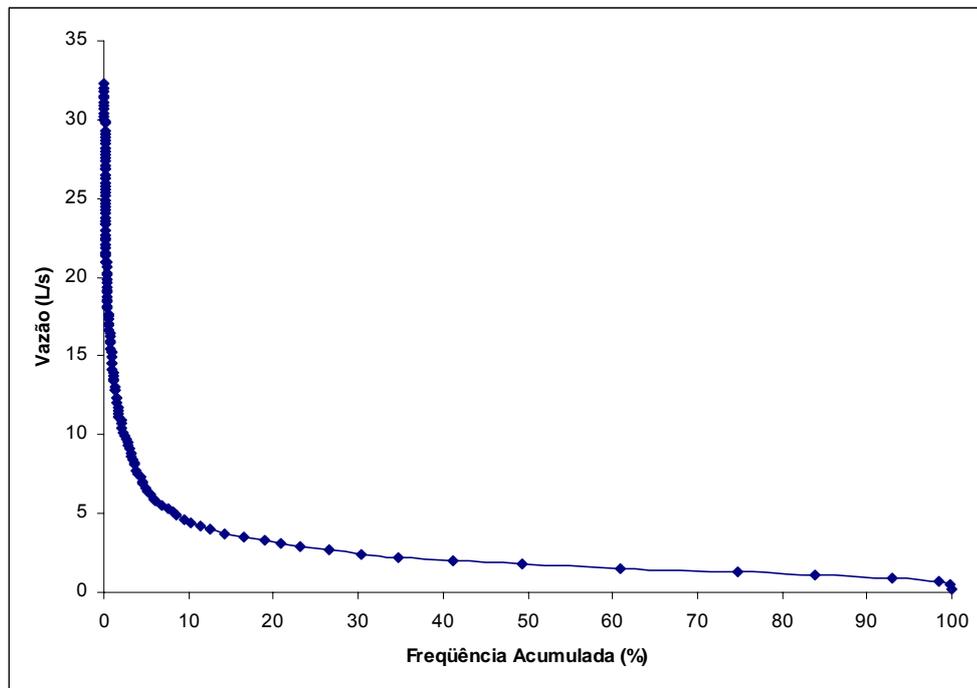
Apesar de 68% dos entrevistados terem afirmado que ocorreram modificações na paisagem natural do bosque, todos concordam que os benefícios trazidos por estas modificações compensam as alterações realizadas. Além disso, 80% dos frequentadores do bosque acreditam que as melhorias proporcionadas ao córrego Blanche trarão, de alguma forma, melhorias ao meio ambiente em geral. Os gráficos referentes às respostas obtidas com a aplicação do questionário encontram-se no APÊNDICE 7.

4.5. VAZÕES

Como apresentado na Seção 3.6.4, foram adotados dois métodos para o cálculo da vazão no córrego Blanche. O primeiro utilizou a curva de permanência do córrego, a qual é apresentada no GRÁFICO 4.3. O segundo método, realizado em campo, abrangeu dois itens: (i) a utilização da curva de descarga do tubo de drenagem, APÊNDICE 3, através da qual pôde-se construir os histogramas

apresentados nos GRÁFICOS 4.4, 4.5 e 4.6, e (ii) a utilização da TABELA 4.1 construída a partir da equação (5), definida para o vertedouro do sistema.

GRÁFICO 4.3 – CURVA DE PERMANÊNCIA DO CÓRREGO BLANCHE



FONTE: SUDERHSA (2005)

GRÁFICO 4.4 – HISTOGRAMA HORÁRIO DO DIA 3/10/2005

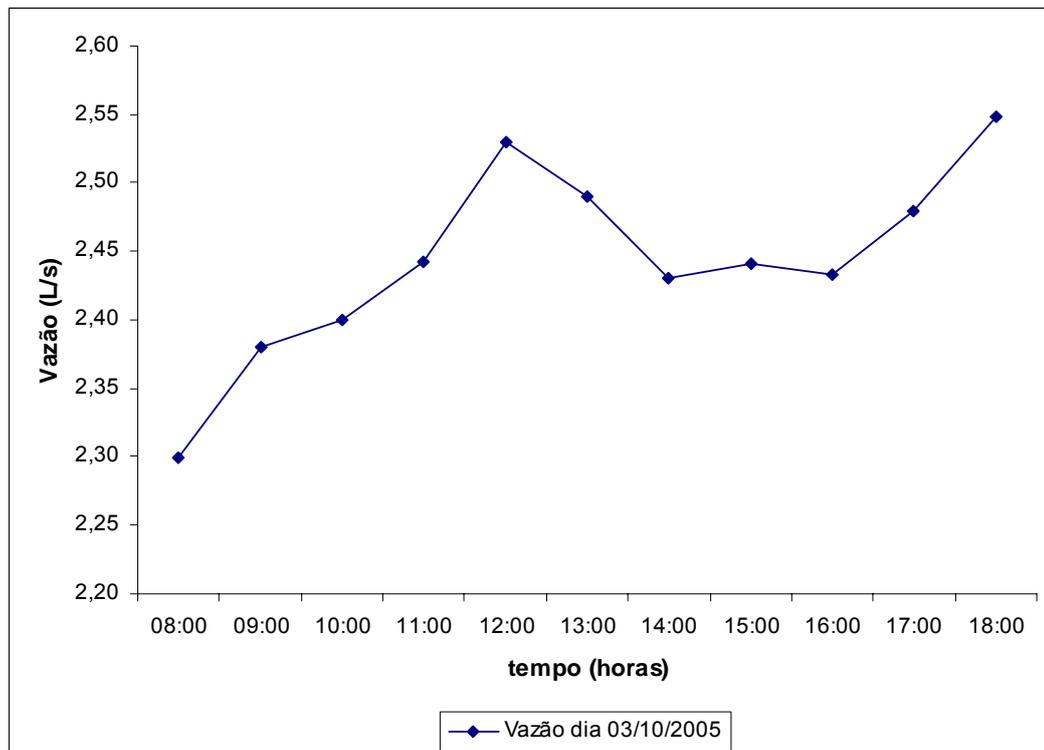


GRÁFICO 4.5 – HISTOGRAMA HORÁRIO DIA 29/11/2005

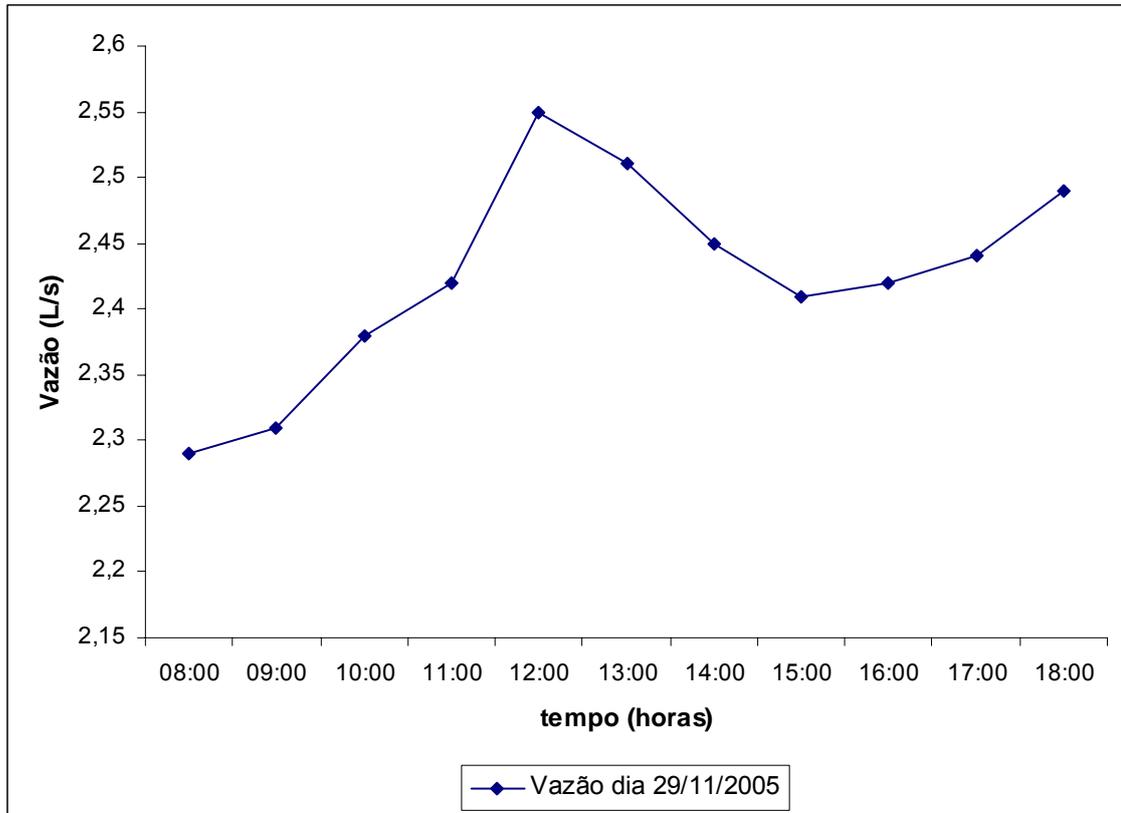
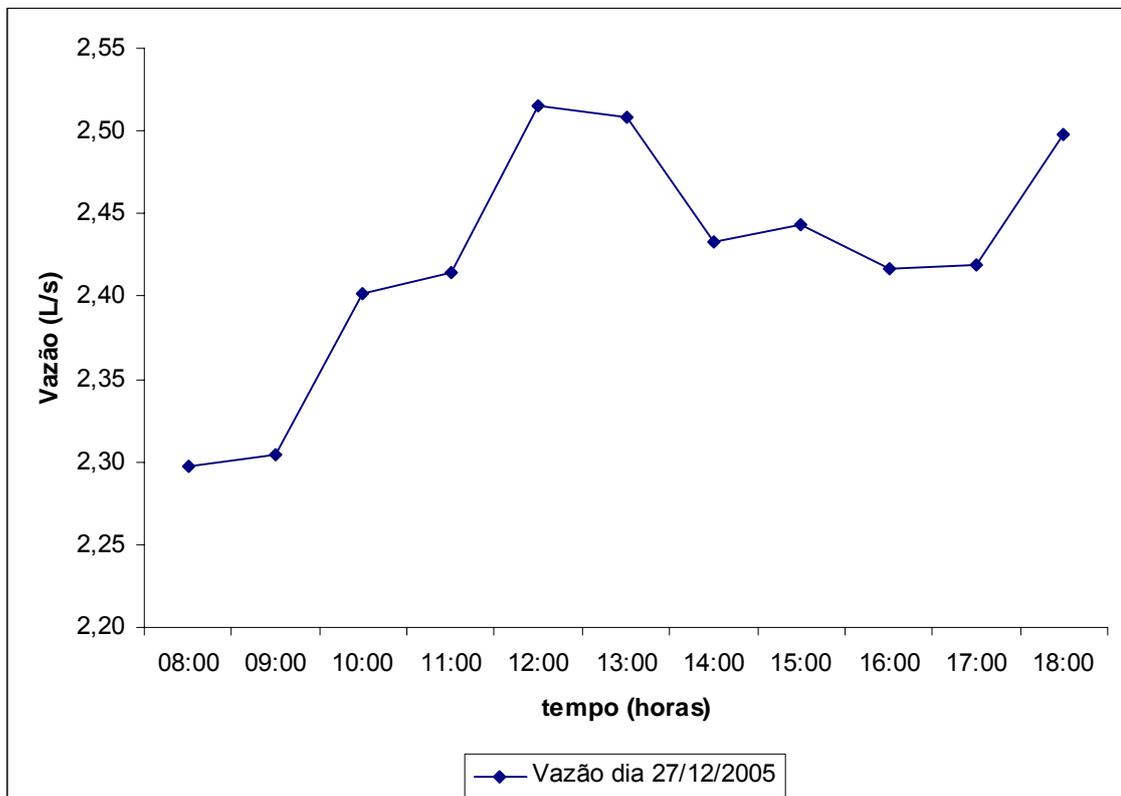


GRÁFICO 4.6 – HISTOGRAMA HORÁRIO DIA 27/12/2005



Os resultados das vazões obtidas por ambos métodos apresentaram significativas diferenças. Através do primeiro método (GRÁFICO 4.3), o valor obtido foi 0,806 L/s para $Q_{95\%}$, e pelo método do tubo de drenagem (segundo método – item i), a vazão média foi de 2,43 L/s, ou seja, uma diferença da ordem de 68%.

Esta diferença pode ser atribuída às metodologias empregadas para o cálculo da vazão. O primeiro foi apoiado em um método tecnicamente singelo, o que pode acarretar em erros, devido à área da bacia em estudo (0,14 km²) diferir drasticamente em relação à área da Bacia do Atuba (127 km²), à qual a estação utilizada para a obtenção dos dados está inserida. Isto provavelmente potencializou os erros nos cálculos da vazão específica. Por outro lado, essa vazão é a de referência em 95% do tempo, significando que o volume de água presente no córrego independe de períodos chuvosos ou de estiagem.

Por meio do primeiro item do segundo método utilizado, referente à utilização da curva de descarga do tubo de drenagem (APÊNDICE 7), foi calculada a média a partir de vazões instantâneas referentes a três dias de monitoramento no tubo de drenagem. Observando a curva de permanência construída pelo primeiro método, nota-se que a vazão de 2,43 L/s é valor de referência em apenas 30% do tempo das vazões ocorridas no córrego (GRÁFICO 4.3). No entanto, a vazão obtida foi condizente com a observada por JORGE (2002), que foi de 2,6 L/s, desta forma, a vazão definida por este estudo sustenta a vazão de 2,43 L/s como o mais próximo do real para o córrego Blanche.

Além das explicações acima apresentadas para justificar as discrepâncias entre as metodologias para determinar a vazão do córrego, outro fator deve ser considerado, talvez o mais importante, que é a contribuição da carga de esgoto ao longo da Bacia do córrego Blanche. Como mencionado na seção 3.1, a bacia deste córrego está localizada em região densamente urbanizada, ocupada por residências uni-familiares de maior poder aquisitivo, sendo o comércio regional de pequeno porte e o industrial, virtualmente, zero. Os GRÁFICOS 4.4, 4.5 e 4.6 mostram as variações

horárias da vazão no córrego Blanche, segundo investigações realizadas dia 3 de outubro, 29 de novembro e 27 de dezembro de 2005. Os dados sugerem que, de fato, a presença de esgoto na água do córrego é considerável, pois a variação horária das vazões coincide com os períodos de maior demanda, com picos concentrados em torno das 12:00h e das 18:00h, quando o maior consumo de água em residências é fato conhecido.

Portanto, a partir dos dados de vazão obtidos em medidas de campo, pode ser observado que a principal causa da poluição das águas do córrego é o lançamento irregular de esgoto nos sistemas de drenagem da micro-bacia. Embora, a poluição difusa possa estar relacionada aos picos de cheia e ao carreamento da poluição aos rios, foi observado nas campanhas de reconhecimento (seção 4.8), que podem ocorrer diluições nas águas do córrego em dias de garoa, fato observado nos estudos de MATSUMOTO (1997).

Por fim, as vazões obtidas através do segundo item da segunda metodologia, a qual utilizou a curva de descarga do vertedouro, podem ser observadas na TABELA 4.1. Estes valores comprovam a eficácia do dispositivo restritor do fluxo da água, isto porque estas vazões não foram superiores a 3,5 L/s, como definido nas seções 3.2.4 e 3.3.4. Embora, as vazões no sistema tenham sido inferiores a este valor, foram superiores à vazão média do córrego, o que pode ser justificado pelo fato de o remanso, situado a montante do sistema, apresentar a superfície livre superior à altura do sistema instalado.

A vazão utilizada para o cálculo das cargas no PONTO 1 e no PONTO 2 foram as obtidas no vertedouro do sistema.

TABELA 4.1 – VAZÃO NO SISTEMA

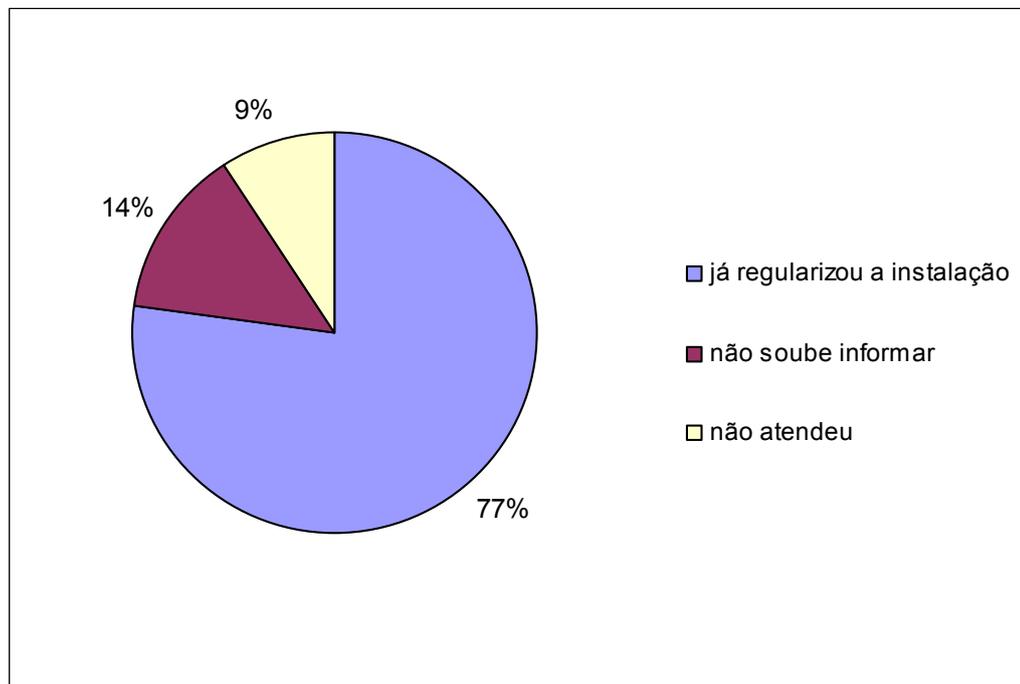
COLETA	DIA DA COLETA	HORÁRIO	VAZÃO (L/s)
1	03/10/2005	9:40	2,45
2	08/11/2005	18:00	2,91
3	21/11/2005	18:00	2,50
4	29/11/2005	19:00	2,48
5	03/12/2005	18:00	3,23
6	06/12/2005	18:00	3,10
7	12/12/2005	18:00	3,05
8	16/12/2005	14:00	2,98
9	19/12/2005	10:00	2,52
10	22/12/2005	12:30	3,01

4.6. IDENTIFICAÇÃO DA SITUAÇÃO DE LIGAÇÕES DE ESGOTO NA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO CÓRREGO BLANCHE

A partir da metodologia definida na seção 3.8, através da utilização de informações cadastrais da Prefeitura Municipal de Curitiba (SMU, 2006), foram identificados 22 lotes, sem coleta e/ou tratamento de esgoto na Bacia de Contribuição do córrego Blanche, dos quais nove lotes estão localizados na R. Dr. Mohty Domit, oito na R. Maria Fatuch, três na R. Fagundes Varella, um lote na R. Paulo Idelfonso e um na R. Lange de Morretes.

As entrevistas realizadas com os moradores da área indicaram que 77% dos lotes apresentavam as ligações de coleta de esgoto regularizada através de serviço prestado pela SANEPAR. O GRÁFICO 4.7 mostra os resultados obtidos através da pesquisa realizada em campo.

GRÁFICO 4.7 – SITUAÇÃO DAS LIGAÇÕES DE ESGOTO NA BACIA DO CÓRREGO BLANCHE



Apesar de um grande número de moradores locais afirmarem que as regularizações já haviam sido realizadas, despejos de esgoto foram observados, freqüentemente, durante o período de estudo no córrego Blanche. Isto pode ser observado nos GRÁFICOS 4.4, 4.5 e 4.6, nos quais, em torno das 12:00h e das 18:00h ocorreram picos de vazão, horários reconhecidamente de maior demanda por parte da população.

Durante os três meses de monitoramento do sistema de tratamento das águas do córrego Blanche ocorreram quatro grandes despejos de esgoto, tendo sido a presença de dejetos humanos evidente nestes derramamentos. Em uma destas ocasiões foi possível a coleta de amostras para a realização de análises de DBO e DQO. Os resultados indicaram elevada presença de matéria orgânica, com o valor da concentração da DBO de 220 mg/L e da DQO de 237,18 mg/L. A ocorrência deste despejo foi observado “in loco”, no dia 23/11/2005 às 18:00h, com o lançamento tendo ocorrido através do tubo de descarga.

Esta situação deixa inúmeras dúvidas quanto à precisão e veracidade das informações prestadas pelos moradores e órgãos oficiais.

4.7. MANUTENÇÃO DO SISTEMA

Como mencionado na seção 3.6.6, a manutenção do sistema compreendeu a limpeza diária das tampas, dos orifícios do dispositivo de entrada, a complementação do volume do dispositivo dosador de sulfato de alumínio e a coleta dos resíduos jogados próximo ao córrego pela população local, ou por transeuntes, conforme mostrado na Figura 4.15. Através desta manutenção, problemas como o entupimento do dispositivo de entrada e ações de vândalos puderam ser amenizados.

FIGURA 4.15 – RESÍDUOS COLETADOS DURANTE A LIMPEZA DIÁRIA



A limpeza dos orifícios do dispositivo restritor de fluxo da água foi de fundamental importância para a manutenção do sistema, isto porque o seu entupimento reduzia a entrada da água no sistema e induzia a passagem do fluxo

sobre as tampas. Estes fatos acarretaram, várias vezes, a deposição de resíduos e matéria orgânica sobre as tampas, o que favoreceu o aparecimento de ratos na região (Figura 4.20), tornando o local desagradável tanto para a realização das campanhas, como para os freqüentadores do bosque.

Os materiais coletados consistiram de plásticos, embalagens de alimentos, roupas velhas, restos de comida, folhas, caules, e até mesmo cateter com sangue, como mostra a Figura 4.16.

FIGURA 4.16 – RESÍDUOS ENCONTRADOS NO CÓRREGO BLANCHE



Com o sistema em pleno funcionamento, muitas vezes foram identificados vazamentos nas laterais e na sua parte inferior. Nestes casos, foi necessária a utilização de vedações apropriadas, como concreto de pega rápida, madeiras e pedras, vedantes poliméricos, entre outras alternativas. Desta forma, as soluções adotadas para os problemas operacionais do sistema sempre foram através de tomada de decisões as mais rápidas e eficientes possíveis, de modo a não comprometer o cumprimento dos objetivos propostos e o tempo disponível para o projeto.

Semanalmente foram realizadas limpezas no interior do sistema, objetivando a retirada do lodo depositado no fundo dos compartimentos, além de areia, pedras, britas, folhas e outros resíduos que, eventualmente, passavam pelo dispositivo restritor (Figura 4.17). Uma das maiores dificuldades encontradas na manutenção semanal foi a limpeza das pedras filtrantes localizadas no último compartimento do sistema (Figura 4.18). As pedras, dispostas de modo a reduzir os espaços vazios do compartimento, propiciavam um acúmulo excessivo de resíduos e de lodo, que poderiam vir a intervir diretamente nos resultados do PONTO 3, a jusante do sistema, quando não limpas adequadamente.

FIGURA 4.17 – RETIRADA DO LODO PRODUZIDO NO INTERIOR DO SISTEMA



FIGURA 4.18 – LIMPEZA DAS PEDRAS FILTRANTES



4.7.1 Problemas Externos à Operação do Sistema

Como mencionado na seção 4.6, foram freqüentes os despejos de esgoto no córrego Blanche, fato constatado através do aumento da vazão nos horários de pico, conforme apresentado nas seções 4.5 e 4.6. Durante os meses de monitoramento, foram observados quatro grandes despejos de esgoto bruto (a montante do sistema) no córrego, os quais comprometeram o funcionamento do sistema (Figura 4.19). O comprometimento foi devido ao entupimento do dispositivo restritor do fluxo da água e a conseqüente passagem deste fluxo sobre as tampas, desta forma, os materiais presentes nestes despejos acumularam sobre as tampas, atraindo a população de ratos do córrego sobre o sistema (Figura 4.20), APÊNDICE 8.

Para a realização da limpeza interna e externa do sistema foi necessária a contratação de um hidrojato para a remoção total dos dejetos. Os despejos ocorreram nos dias 12/11/2005, 23/11/2005, 4/12/2005 e 10/12/2005. No entanto, no dia 4/12/2005 a limpeza realizada com o hidrojato foi de melhor qualidade, pois neste

dia o jato de água foi passado no interior de todos os compartimentos, as pedras filtrantes foram removidas e também limpas com este jato, diferentemente das limpezas realizadas em datas anteriores, nas quais as pedras filtrantes foram limpas apenas com o fluxo da torneira.

FIGURA 4.19 – DESPEJOS DE ESGOTO NO CÓRREGO BLANCHE



FIGURA 4.20 – PRESENÇA DE RATOS SOBRE O SISTEMA



A ação de vândalos foi freqüente sobre o sistema, isto pelo fato de estar localizado em área publica. Na fase de construção, o segundo septo, septo no qual

estava localizado o vertedouro, foi quebrado e jogado dentro do córrego. Em outra oportunidade, o abrigo construído para armazenagem da bombona de coagulante e dos materiais de limpeza foi arrombado, e o material de seu interior roubado ou destruído. O portão do abrigo foi arrancado e deixado no leito do córrego Blanche.

4.8 QUALIDADE DA ÁGUA NO CÓRREGO BLANCHE

Nesta seção serão apresentados e discutidos os resultados obtidos relativos aos parâmetros analisados nas duas campanhas de monitoramento: a primeira, Campanha de Reconhecimento Local, e a segunda, Campanha de Monitoramento, iniciada após a instalação do sistema de tratamento. Os resultados das análises das campanhas de reconhecimento e monitoramento são disponibilizados nos APÊNDICES 9 e 10, respectivamente.

4.8.1 Campanha de Reconhecimento

Como apresentado na seção 3.6, esta campanha foi realizada para o conhecimento da qualidade das águas do córrego Blanche, visto que o estudo anterior, ao qual esta pesquisa se propôs dar continuidade, foi realizado entre 2001 e 2002. Esta pesquisa foi realizada durante quatro meses de monitoramento, tendo sido coletadas amostras em apenas um ponto amostral, isto ocorreu devido ao córrego possuir apenas 36 m de comprimento não canalizado. Na TABELA 4.2 são apresentados os horários e a condição do tempo durante a realização das coletas.

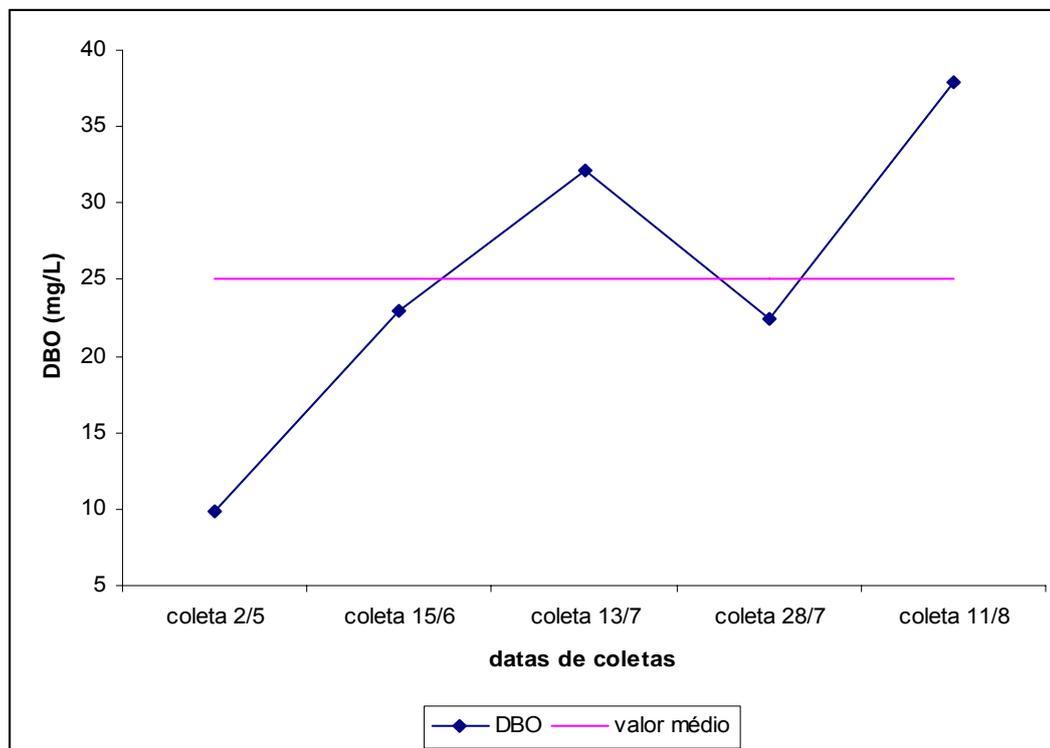
TABELA 4.2 – CONDIÇÃO DO TEMPO E HORÁRIO DA REALIZAÇÃO DAS COLETAS

COLETA	HORÁRIO	CONDIÇÃO DO TEMPO NAS ÚLTIMAS 24 HORAS
1 – 02/05/2005	13:30h	nublado com garoa
2 – 15/06/2005	13:30h	chuvoso
3 – 13/07/2005	13:30h	estiagem
4 – 28/07/2005	09:30h	nublado
5 – 11/08/2005	10:00h	chuvas intermitentes alternadas com garoa

Para a análise microbiológica foi realizada uma coleta específica no córrego Blanche dia 6/05/2005, a qual apresentou resultados elevados quanto à presença de coliformes termotolerantes, quando comparado aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/05 para águas doces de Classe 2, que estabelece limite de 1000 NMP/100 mL. O valor obtido foi $1,3 \times 10^6$ NMP/100 mL, conforme ANEXO 2. A coleta desta amostra foi realizada às 14:00 horas em horário de pico de vazão, conforme apresentado nos GRÁFICOS 4.4, 4.5 e 4.6, o que induz à presença de despejos de esgotos.

O GRÁFICO 4.8 apresenta a variação temporal da concentração de DBO no córrego Blanche. Pode-se observar que o valor médio da concentração de DBO no córrego foi 25,05 mg/L \pm 10,68, tendo sido o valor mínimo de 9,85 mg/L e o máximo de 37,9 mg/L.

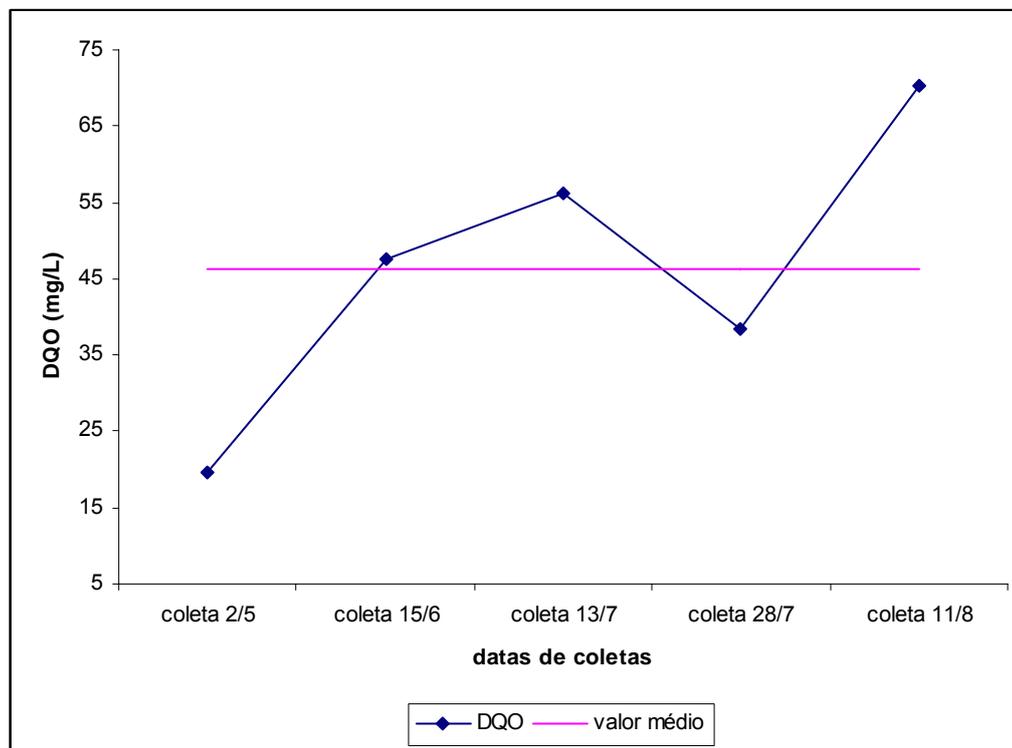
GRÁFICO 4.8 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO



No GRÁFICO 4.8, nota-se que a primeira coleta realizada apresentou concentração da DBO bastante inferior quando comparada às demais. Isto pode ter ocorrido devido à garoa ao longo do dia 2/05 (TABELA 4.2), podendo, desta forma, ter diluído a concentração de matéria orgânica no córrego. Este fato também foi observado em relação às concentrações de DQO, sólidos suspensos e fósforo na primeira coleta realizada (GRÁFICOS 4.9 e 4.10, APÊNDICE 11).

Na coleta do dia 11/08, a presença de garoa aliada ao fato de fortes chuvas terem ocorrido durante a noite, pode estar relacionada à ressuspensão de matéria orgânica e, conseqüentemente, ao aumento da poluição difusa ao córrego, o que pode estar relacionado ao aumento das concentrações da DBO e DQO neste dia. Nos GRÁFICOS 4.8 e 4.9, pode-se observar que as curvas de variação temporal da DBO e da DQO foram similares.

GRÁFICO 4.9 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO

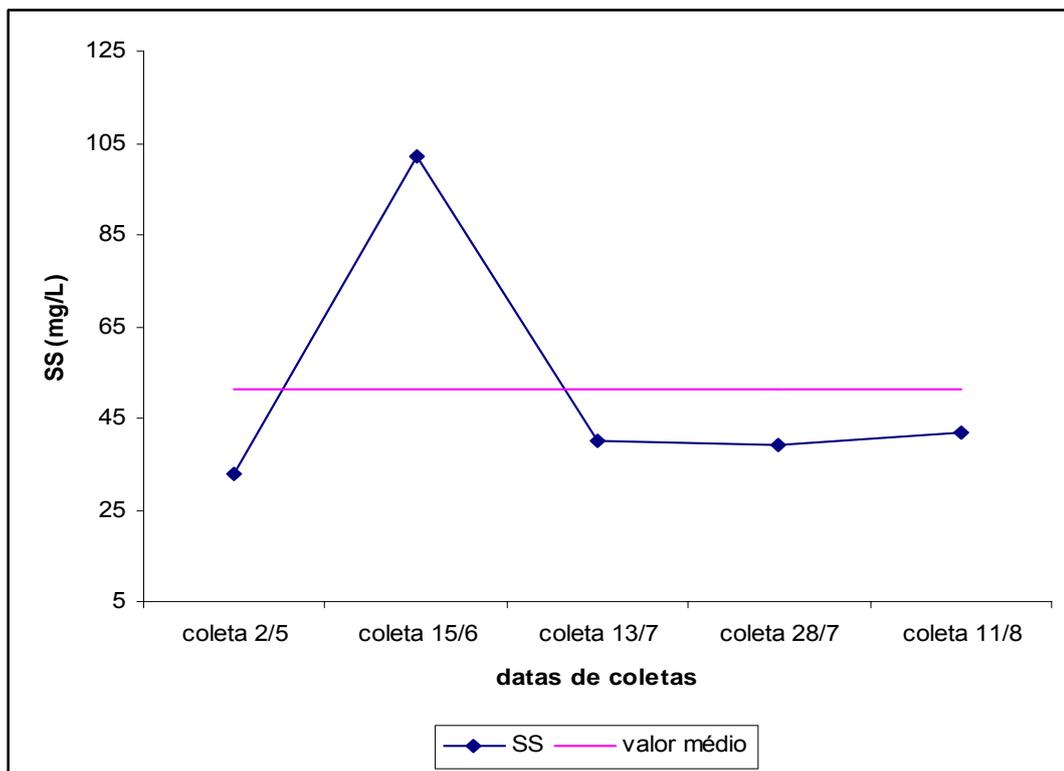


O GRÁFICO 4.10 mostra a variação da concentração de sólidos suspensos no córrego Blanche. Para este parâmetro, o valor médio foi de 51,22 mg/L \pm 28,5, tendo sido o valor mínimo de 33 mg/L e o valor máximo de 102 mg/L. Pode-se observar que a concentração na segunda coleta foi duas vezes superior à média obtida. Este elevado valor pode estar relacionado à chuva ocorrida no dia 15/06/2005, que pode ter ressuspensado material particulado, e ainda, aumentado a contribuição da poluição difusa ao córrego. Nesta coleta foi observada a presença de 1,5 mg/L de sólidos sedimentáveis no córrego, ao contrário das demais coletas, que apresentaram a concentração em torno de 1 mg/L. Desta forma, percebe-se que a concentração de sólidos foi elevada nesta coleta devido a forte chuva ocorrida no dia 15/06/2005.

Desta forma, pode-se perceber que a vazão da chuva pode ser um fator influente na concentração dos parâmetros analisados. Isto pode ser explicado pelo aumento da concentração de DBO e DQO no dia 11/08, porém a concentração de

sólidos suspensos se manteve constante. Já no dia 15/06 ocorreu o aumento da concentração de sólidos suspensos, sendo que as concentrações de DBO e de DQO não tiveram grande variação.

GRÁFICO 4.10 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SS



Segundo CAVICHIOLO, BRAGA e FERNANDES (2003), a análise dos valores da condutividade pode fornecer informações sobre a presença de sólidos dissolvidos em corpos aquáticos, desta forma, o GRÁFICO 4.11 e o GRÁFICO 4.12 apresentam esta relação através da semelhança entre as curvas obtidas para os respectivos parâmetros analisados. Observa-se que a relação entre sólidos dissolvidos e a condutividade é diretamente proporcional, uma vez que a condutividade está relacionada a presença de íons dissolvidos na água.

GRÁFICO 4.11 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONDUTIVIDADE

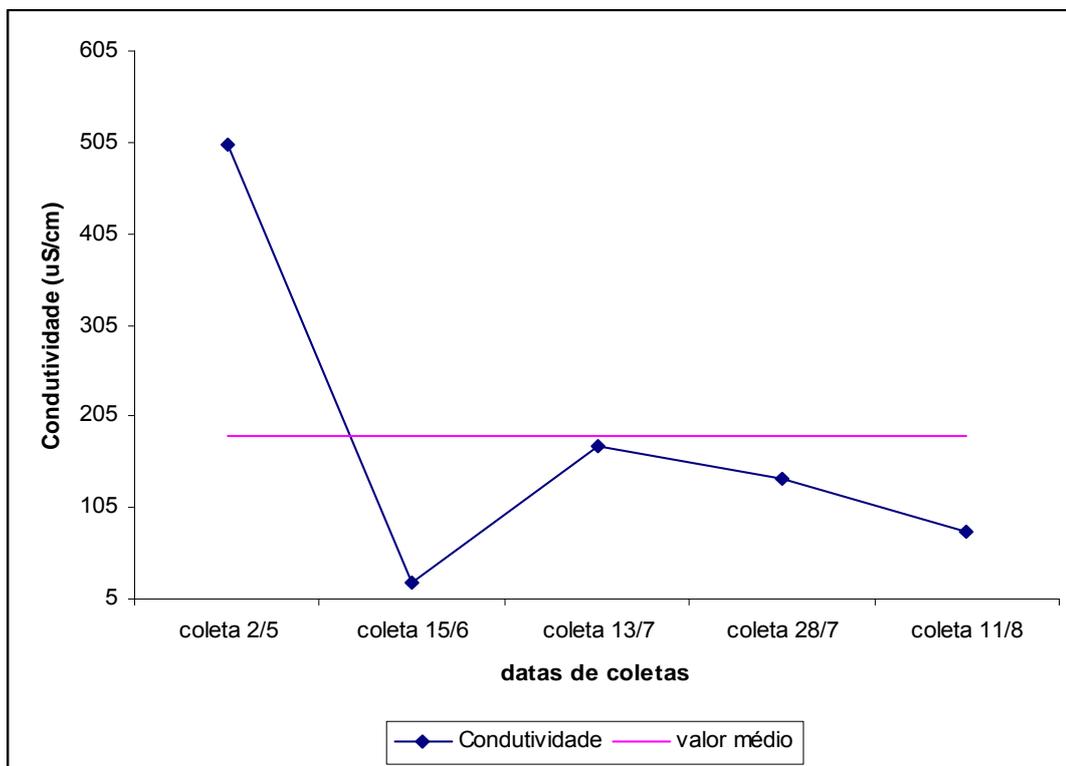
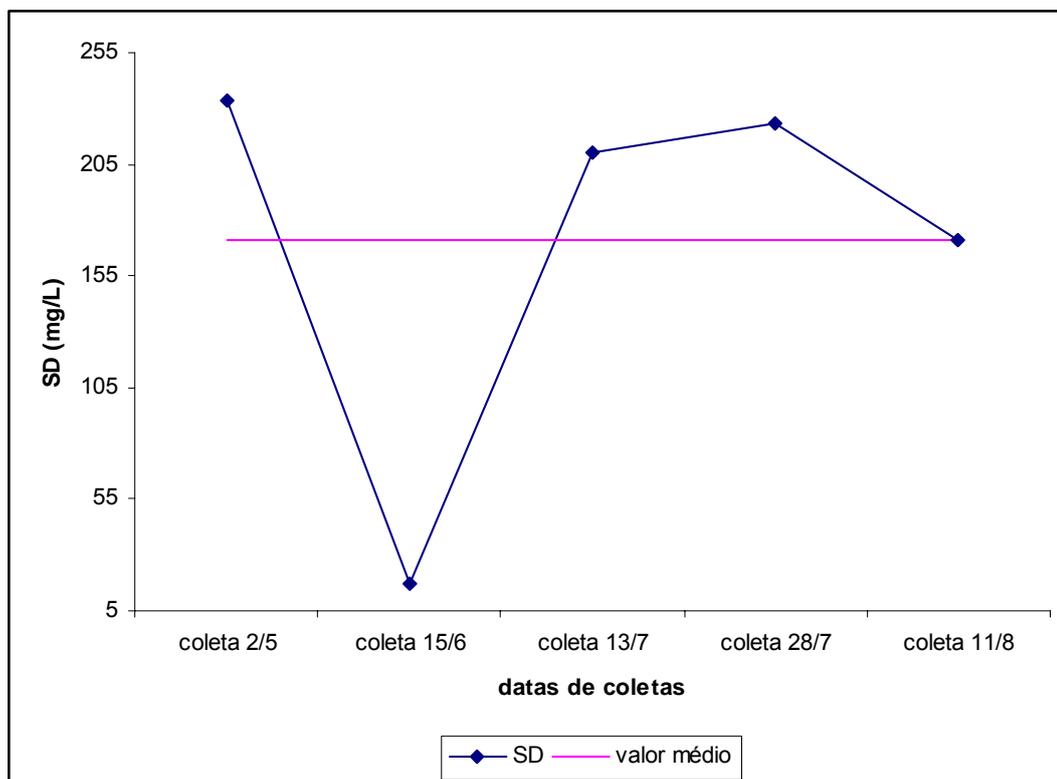


GRÁFICO 4.12 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SD



4.8.2 Campanha de Monitoramento

Como apresentado na seção 3.6, para a Campanha de Monitoramento foram definidos três pontos de coleta, sendo o primeiro na saída do tubo de drenagem (PONTO 1), o segundo e o terceiro (PONTOS 2 e 3) a montante e a jusante do sistema, respectivamente.

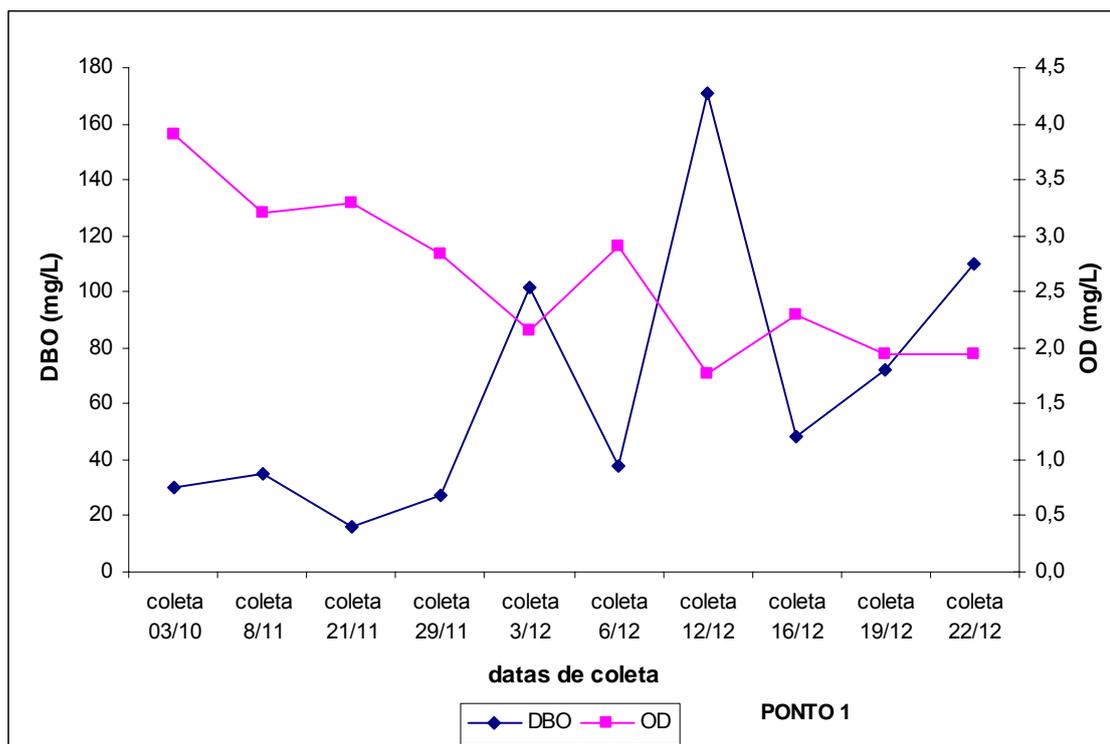
As coletas estavam previstas para serem realizadas com frequência semanal, porém no início do projeto diversos problemas operacionais dificultaram o cumprimento do cronograma proposto. Os mais significativos foram a regulação adequada do gotejamento da solução do agente coagulante para a vazão de 24,7 L/d e os entupimentos dos dispositivos de gotejamento, vazamentos internos e externos ao sistema e descargas de esgoto no córrego. Também, não foram realizadas coletas em dias com chuvas intensas, devido a dificuldade de acesso ao local onde estava instalado o sistema. Assim, os procedimentos de coleta foram executados em maior número, na medida em que os problemas e dificuldades foram sendo solucionados, tendo sido realizados, ao longo de três meses, dez coletas.

Uma vez que o principal fator para a avaliação do sistema proposto e instalado no córrego Blanche foi a obtenção da eficiência de tratamento, a análise das concentrações de poluentes foi realizada em relação aos PONTOS 2 e 3, tendo sido o PONTO 1 analisado isoladamente.

4.8.2.1 Campanha de monitoramento – PONTO 1

O GRÁFICO 4.13 mostra a variação temporal das concentrações de DBO e OD no PONTO 1 de coleta. Como esperado, esta variação foi inversamente proporcional, indicando aporte de matéria orgânica, quando a DBO aumentou, e o conseqüente consumo de OD pelos microorganismos aeróbios.

GRÁFICO 4.13 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO e OD

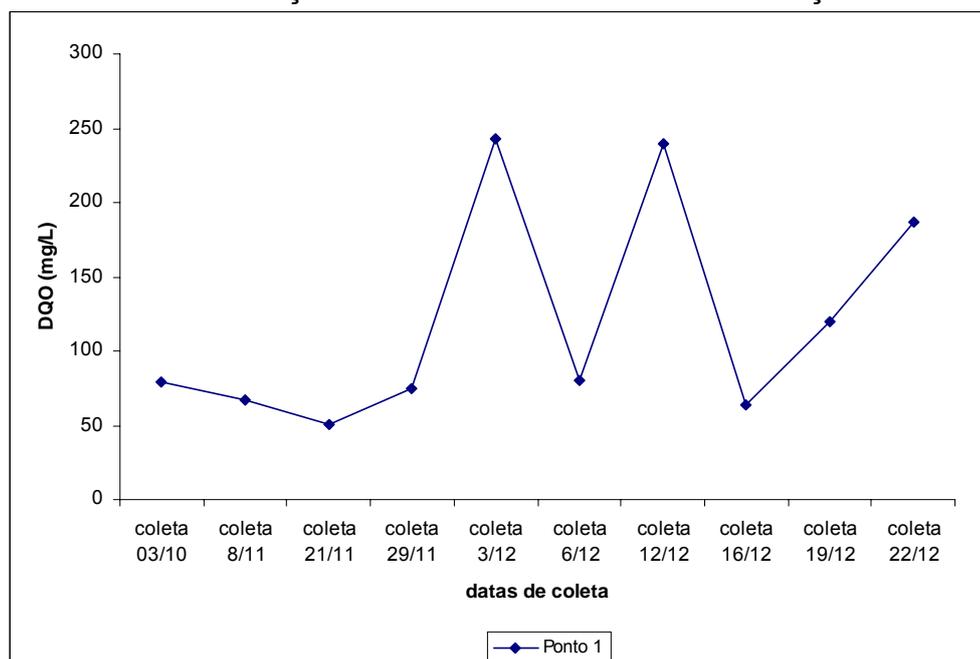


A DBO no PONTO 1 de coleta oscilou entre 16 mg/L e 171 mg/L, já a concentração de OD teve valor mínimo de 1,76 mg/L e máximo de 3,90 mg/L. O valor médio da DBO foi 64,99 mg/L \pm 48,95. Deve-se ressaltar que o valor médio é calculado a partir de todos os dados, ou seja, para este cálculo é utilizado o campo amostral por inteiro, o que justifica o elevado desvio padrão obtido. O valor médio da concentração de OD foi 2,6 mg/L \pm 0,71. Estas variações bruscas no PONTO 1 são referentes ao aporte de matéria orgânica no córrego, uma vez que as coletas no tubo de drenagem indicam condições momentâneas.

O GRÁFICO 4.14 mostra a variação temporal da concentração de DQO. Como comentado, estas variações estão ligadas aos despejos de esgoto no córrego, que ocorrem em diferentes horários. Desta forma, o aporte de poluentes ao córrego indica situações instantâneas que, no entanto, trazem prejuízos ao longo de todo o córrego.

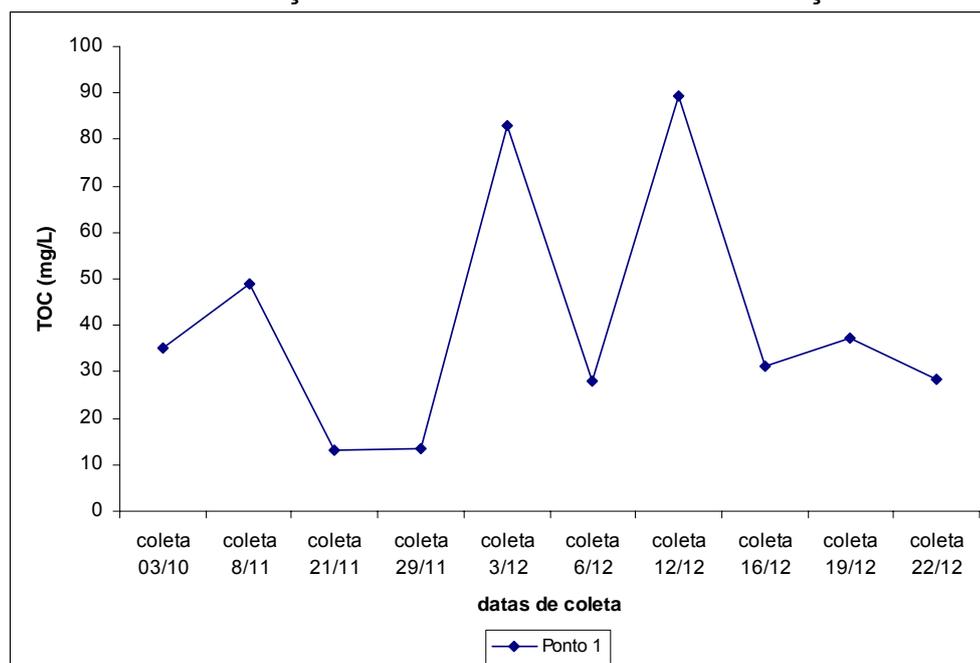
A variação média da DQO foi 120,6 mg/L \pm 74,55, com variação mínima de 50,53 mg/L e máxima de 242,84 mg/L.

GRÁFICO 4.14 – VARIACÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO



O GRÁFICO 4.15 mostra a variação temporal de TOC no PONTO 1 de coleta. Nota-se que a curva de variação deste parâmetro foi condizente com as curvas de DBO e DQO, mostradas no GRÁFICO 4.12 e 4.13, respectivamente. O valor médio de aporte de TOC foi $40,79 \text{ mg/L} \pm 26,21$, tendo sido o valor mínimo $13,10 \text{ mg/L}$ e o valor máximo $89,38 \text{ mg/L}$.

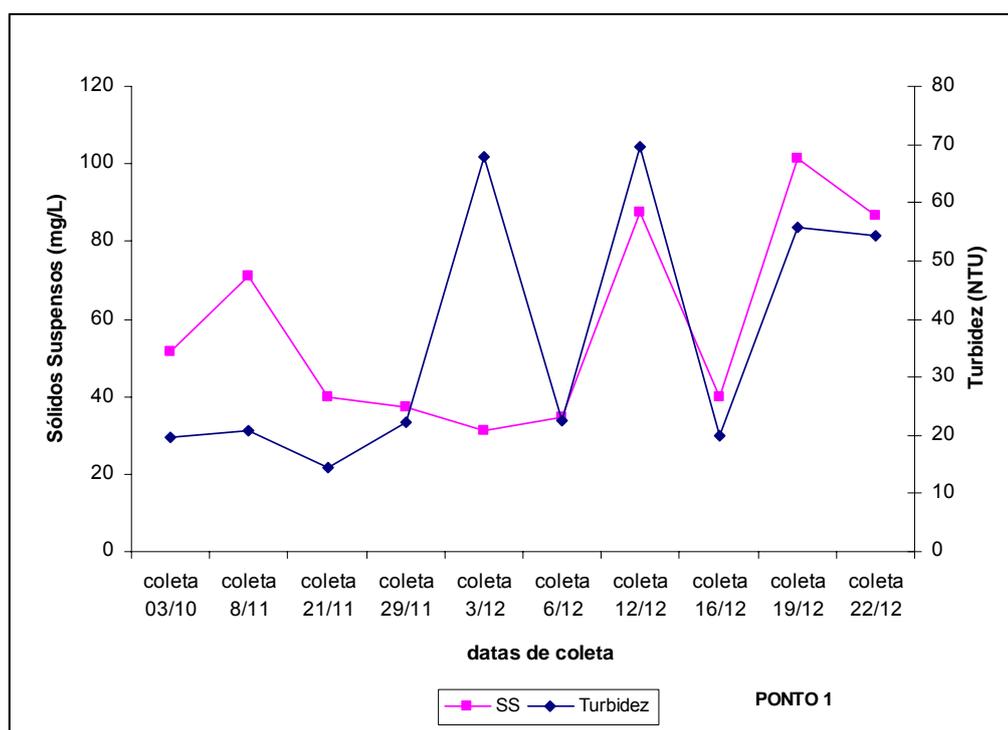
GRÁFICO 4.15 – VARIACÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC



O GRÁFICO 4.16 mostra a variação temporal de sólidos suspensos e da turbidez no PONTO 1 de coleta. Segundo METCALF e EDDY (2003), a presença de sólidos suspensos na água está relacionada diretamente à turbidez. Desta forma, quanto mais turva a água, maior a presença de sólidos suspensos. Pode-se perceber no GRÁFICO 4.16 que esta correspondência ocorre, com exceção do dia 3/12. Comparando a curva de sólidos suspensos com as curvas apresentadas nos GRÁFICOS 4.13, 4.14, 4.15 esta relação também não se apresenta, sugerindo erro de análise e/ou de coleta.

As concentrações de sólidos suspensos oscilaram entre 31 mg/L e 101,20 mg/L, com média entre $58,07 \text{ mg/L} \pm 26,10$.

GRÁFICO 4.16 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE SS E TURBIDEZ



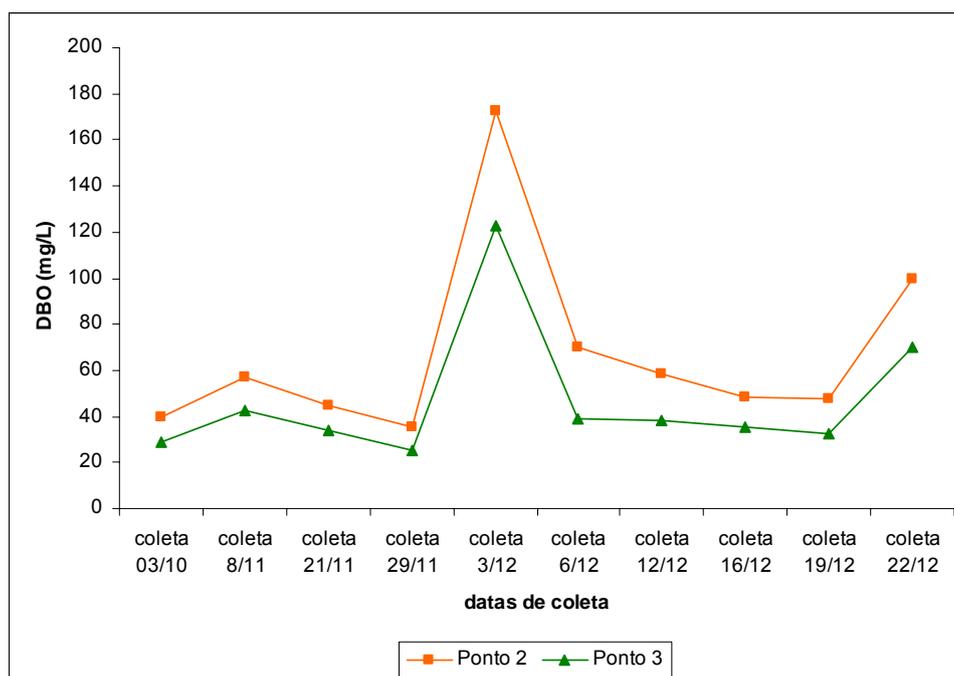
4.8.2.2 Campanha de monitoramento – PONTOS 2 e 3

A partir da tabulação dos dados, foram calculados os valores médios, máximos, mínimos e os desvios padrão para as concentrações dos parâmetros

analisados. A primeira e importante informação obtida foi que os valores do PONTO 3 foram inferiores aos do PONTO 2, tendo sido comprovado o desempenho do sistema de tratamento instalado no córrego Blanche.

O GRÁFICO 4.17 apresenta as variações temporal e espacial da concentração da DBO no córrego Blanche. Pode-se observar que as curvas foram similares em relação a estes dois pontos. O GRÁFICO 4.17 apresenta um pico de concentração da DBO no dia 03/12, quando a coleta das amostras foi realizada às 18:00h, de um sábado. Como visto na seção 4.5, as vazões em dias de finais de semana e medidas em horários de finais de tarde apresentam maior influência de descargas de esgoto.

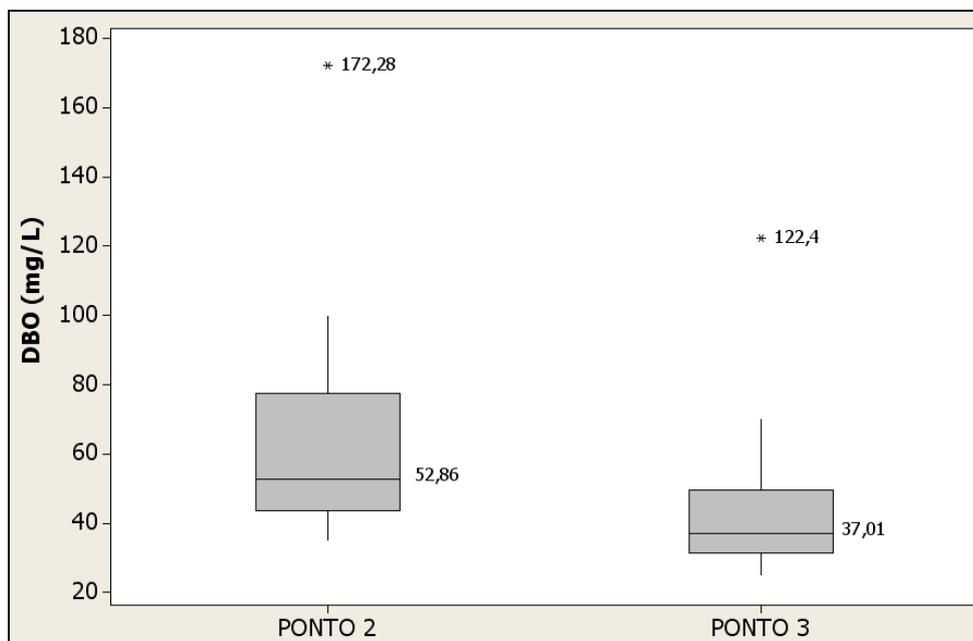
GRÁFICO 4.17 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO



O GRÁFICO 4.18 apresenta a dispersão espacial e temporal das concentrações de DBO nos pontos de coleta. Observa-se que a dispersão do PONTO 2 é superior ao PONTO 3, indicando a melhoria e a homogeneidade da qualidade da água, conforme sugerido por VANZELA (2004). Os valores atípicos,

presentes neste gráfico, referem-se às concentrações do dia 3/12, quando a coleta foi realizada às 18:00 de um final de semana.

GRÁFICO 4.18 – DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DBO



As medianas, cujos valores não são influenciados pelos dados amostrais mais extremos, referentes a cada ponto amostral são apresentadas no GRÁFICO 4.18. Desta forma, comparando os valores médios da DBO, apresentados na TABELA 4.3 com as medianas do GRÁFICO 4.18, nota-se que as médias obtidas são influenciadas pelos valores tidos, nesta avaliação, como atípicos.

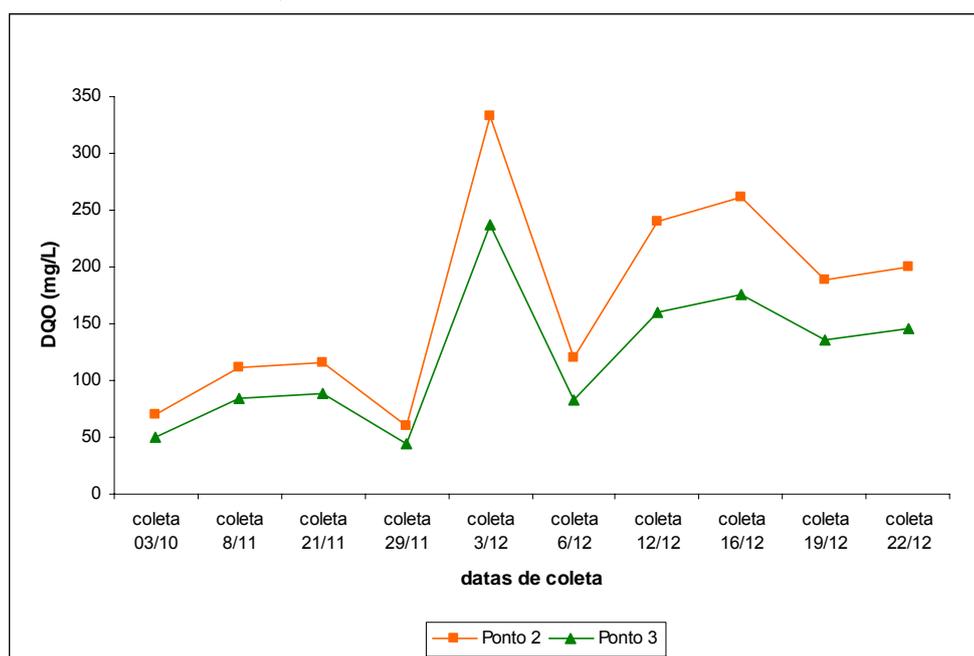
TABELA 4.3 – CONCENTRAÇÃO DE DBO

DBO	PONTO 2	PONTO 3
MÉDIA (mg/L)	67,37	46,85
MÁXIMO (mg/L)	172,28	122,40
MÍNIMO (mg/L)	35,33	25,26
DESVIO PADRÃO (mg/L)	41,22	29,24

O GRÁFICO 4.19 apresenta a variação espacial e temporal da concentração da DQO no córrego Blanche que, assim como a curva apresentada no GRÁFICO 4.17, apresentou pico de concentração no dia 3/12. Esta concentração foi de 332 mg/L, para o PONTO 2, e em torno de 236 mg/L, para o PONTO 3, tendo sido a concentração da DBO de 172,28 mg/L e 122,40 mg/L, para o PONTO 2 e PONTO 3, respectivamente.

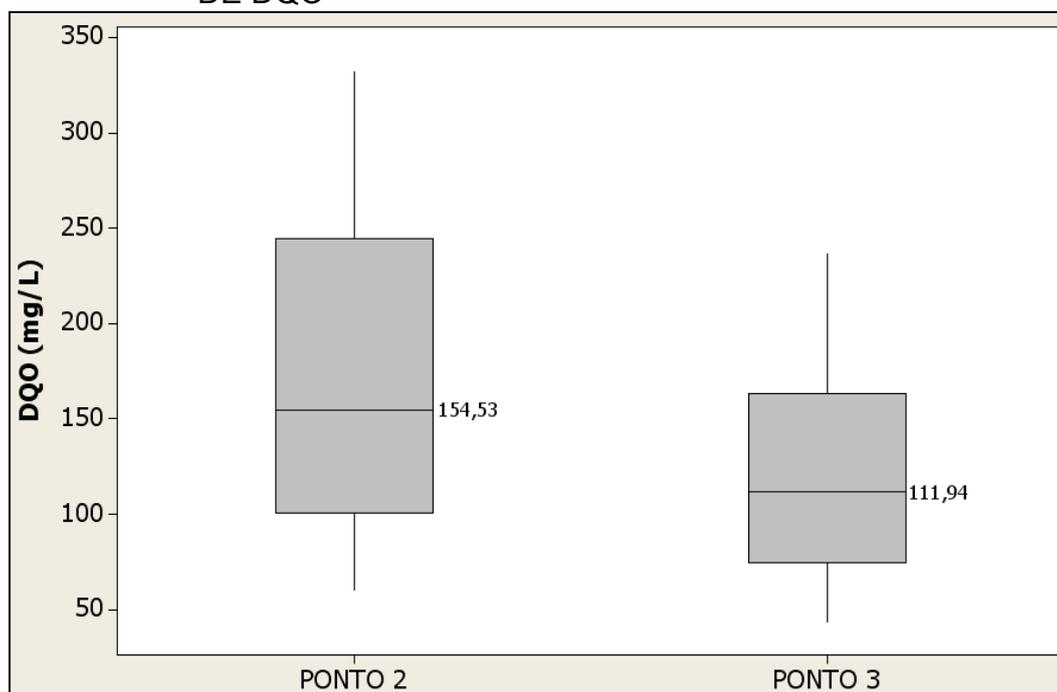
As coletas realizadas nos dias 16 e 19/12 apresentaram concentrações superiores à média, muito provavelmente, devido à utilização, por parte da SANEPAR, de anilina para a identificação de ligações clandestinas na região da micro-bacia do córrego Blanche. Apesar da tentativa de obtenção de informações sobre estas ações, não foi possível obter resposta por parte da SANEPAR.

GRÁFICO 4.19 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO



O GRÁFICO 4.20 mostra a dispersão dos resultados obtidos em relação à concentração de DQO. Como observado para as concentrações de DBO, o PONTO 3 apresentou dispersão inferior ao PONTO 2, o que indica melhoria na qualidade da água em relação à concentração de DQO no córrego, após o tratamento da água com o sistema desenvolvido.

GRÁFICO 4.20 – DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DQO



A TABELA 4.4 mostra que a média da concentração de DQO referente ao PONTO 2 foi 169,99 mg/L \pm 89,20 e no PONTO 3, 120,25 mg/L \pm 60,93. Esta tabela, também mostra os valores máximos e mínimos obtidos em cada ponto de coleta. Nota-se que o desvio padrão obtido para o conjunto de análises foi elevado, isto porque a dispersão dos valores foi grande, como pode ser observado no GRÁFICO 4.20 e na TABELA 4.4.

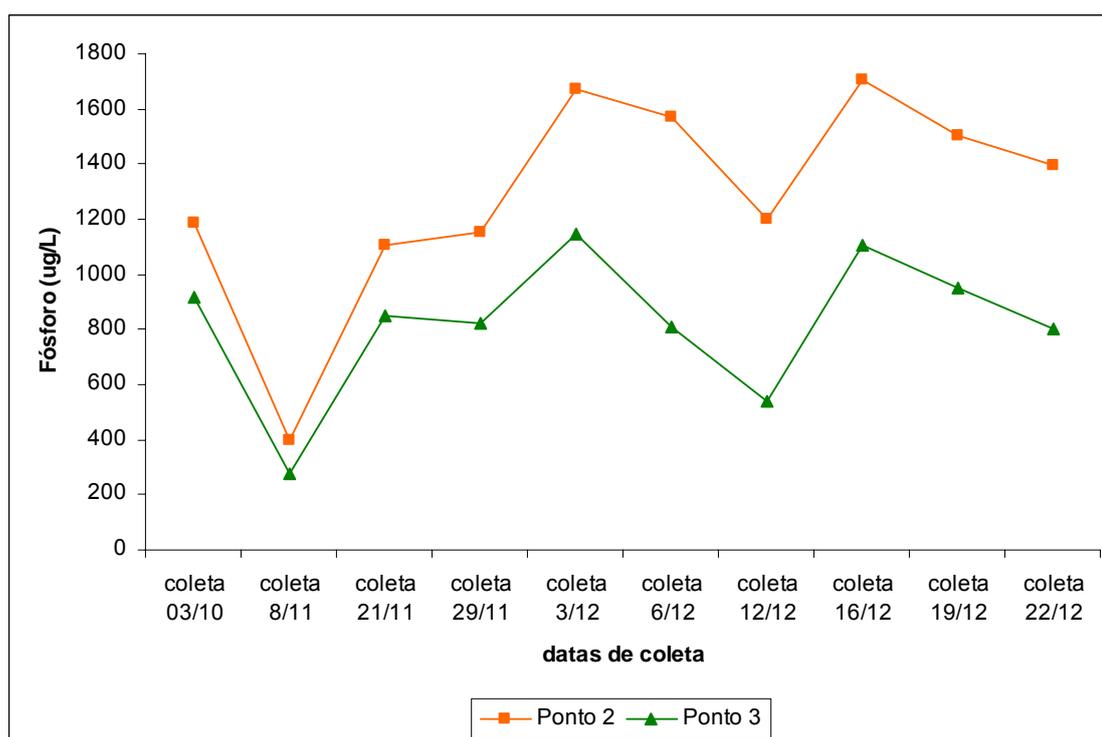
TABELA 4.4 – CONCENTRAÇÃO DE DQO

DQO	PONTO 2	PONTO 3
MÉDIA (mg/L)	169,99	120,25
MÁXIMO (mg/L)	332,30	236,44
MÍNIMO (mg/L)	60,30	43,77
DESVIO PADRÃO (mg/L)	89,20	60,93

O GRÁFICO 4.21 mostra a variação temporal e espacial da concentração de fósforo no PONTO 2 e no PONTO 3. As concentrações de fósforo referentes ao dia

8/11 sofreram um decaimento, quando comparadas às demais coletas, podendo representar a influência da garoa durante a coleta ocorrida à tarde, pois como visto nas campanhas de reconhecimento e nos estudos de MATSUMOTO (1997), diluições dos poluentes podem ocorrer durante períodos chuvosos, podendo ter sido também a influência de demais fatores ambientais. A influência do alumínio (provindo do coagulante) pode ter auxiliado na precipitação do fósforo e assim, o seu transporte para o sedimento, reduzindo a concentração de fósforo no córrego. As concentrações mais elevadas, nos dias 3/12 e 16/12, sugerem descargas de esgoto, isto porque o horário de ambas coletas coincidiram com os horários de pico de vazão no córrego Blanche, fato observado nos GRÁFICOS 4.4, 4.5 e 4.6.

GRÁFICO 4.21 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL

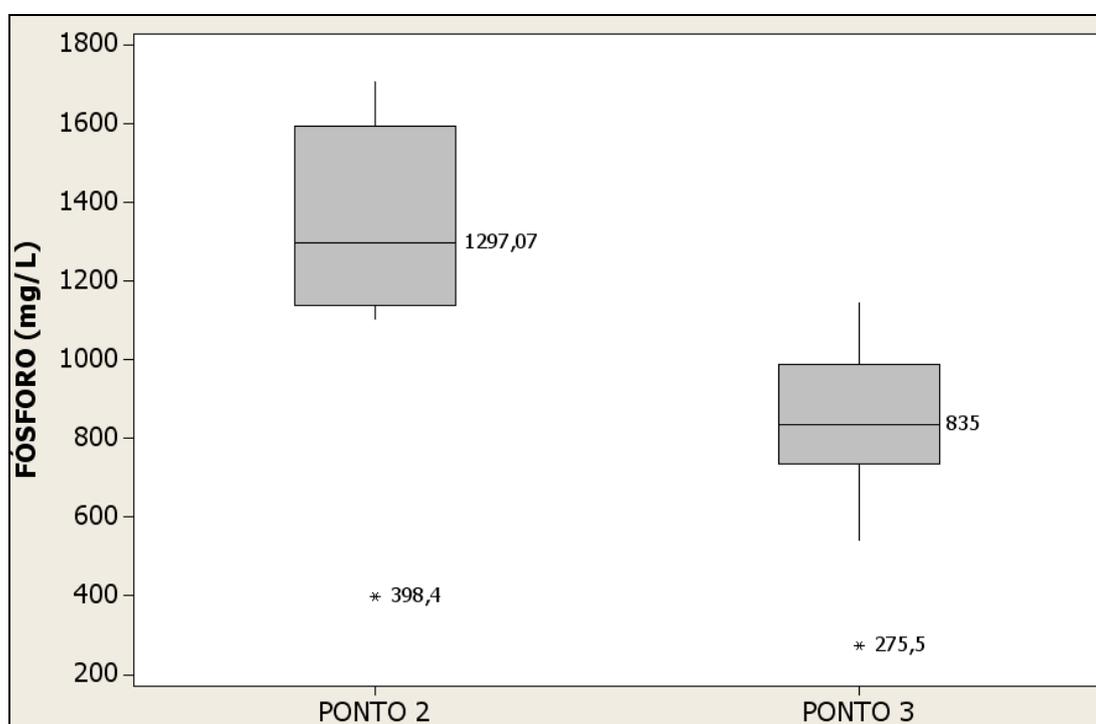


O GRÁFICO 4.22 mostra a dispersão espacial e temporal da concentração de fósforo nos pontos de coleta. O valor indicado neste gráfico como atípico refere-se à coleta realizada no dia 8/11. Segundo GUENTHER et al. (2004), estes valores

atípicos sugerem desde erros de análise e/ou coleta, até bruscas variações na condição das águas naturais em análise.

A concentração de fósforo no PONTO 2 oscilou entre 398,40 µg/L e 1708,28 µg/L, para um valor médio de 1288,51 µg/L ± 383,19. No PONTO 3, o valor mínimo foi de 275,50 µg/L e o máximo foi de 1145 µg/L, com valor médio 821,29 µg/L ± 255,55.

GRÁFICO 4.22 – DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL



O GRÁFICO 4.23 mostra a variação temporal e espacial da concentração de TOC no córrego Blanche. Pode-se notar que as curvas neste gráfico são semelhantes às curvas do GRÁFICO 4.17, pois ambos parâmetros analisados consideram a presença de matéria orgânica no corpo aquático, sendo que através da análise de DBO é mensurado o consumo de oxigênio dissolvido na água para a oxidação da matéria orgânica e o TOC é a quantificação da matéria orgânica presentes na água.

Nota-se que no dia 03/12 a concentração no PONTO 2 foi elevada, como observado nos GRÁFICOS 4.17 e 4.23. Desta forma, conforme mencionado anteriormente, este fato pode estar relacionado à influência de descargas de esgoto no córrego Blanche, uma vez que a coleta foi realizada em um final de semana às 18:00h.

Na TABELA 4.5 pode ser observado que a concentração média de TOC nos PONTOS 2 e 3 foi $49,30 \text{ mg/L} \pm 27,42$ e $32,51 \text{ mg/L} \pm 22,16$, respectivamente.

GRÁFICO 4.23 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC

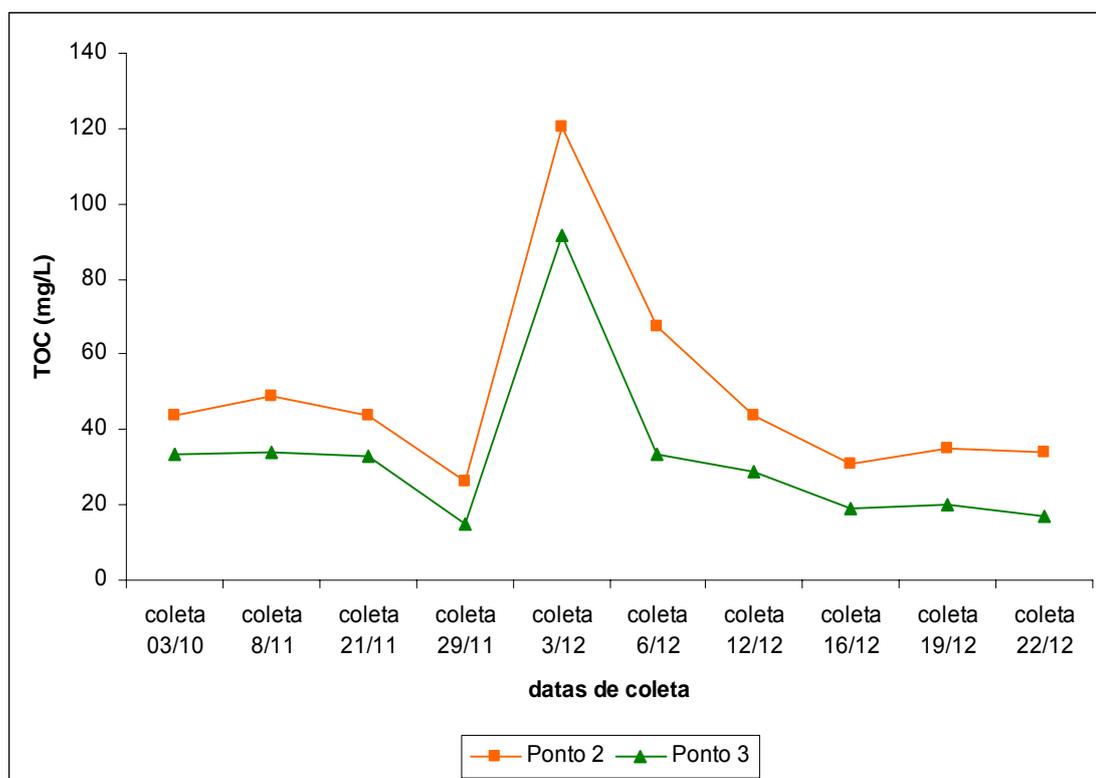
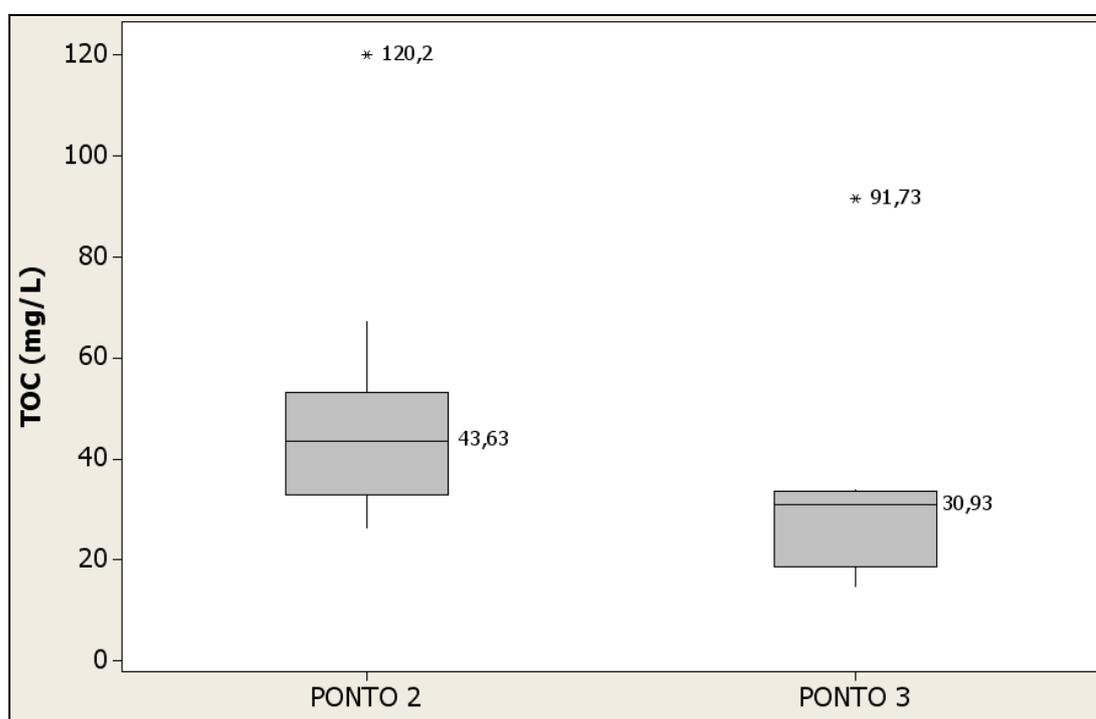


TABELA 4.5 – CONCENTRAÇÃO DE TOC

TOC	PONTO 2	PONTO 3
MÉDIA (mg/L)	49,30	32,51
MÁXIMO (mg/L)	120,20	91,73
MÍNIMO (mg/L)	26,37	14,88
DESVIO PADRÃO (mg/L)	27,42	22,16

No GRÁFICO 4.24 pode-se observar que a dispersão do PONTO 3 foi inferior àquela para o PONTO 2. Os valores atípicos presentes no gráfico referem-se ao dia 3/12 que, como mencionado, pode ter sido resultado de despejos de esgoto no córrego Blanche.

GRÁFICO 4.24 – DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE TOC



O GRÁFICO 4.25 mostra a variação temporal e espacial da concentração de carbono orgânico dissolvido no córrego Blanche. Pode-se notar que, como para os

demais parâmetros analisados, a concentração de DOC foi superior no dia 3/12, reforçando a idéia de despejos de esgoto na bacia do córrego Blanche.

A TABELA 4.6 mostra a média da concentração de DOC nos pontos de coleta. No PONTO 2, a concentração oscilou entre 7,54 mg/L e 71,16 mg/L, com valor médio de 22,33 mg/L \pm 17,71, enquanto no PONTO 3, a variação foi entre 5,89 mg/L a 58,04 mg/L, com valor médio de 16,69 mg/L \pm 14,92. Esta grande oscilação na concentração de DOC nos pontos de coleta propiciou o elevado desvio padrão para os dados obtidos.

GRÁFICO 4.25 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE DOC

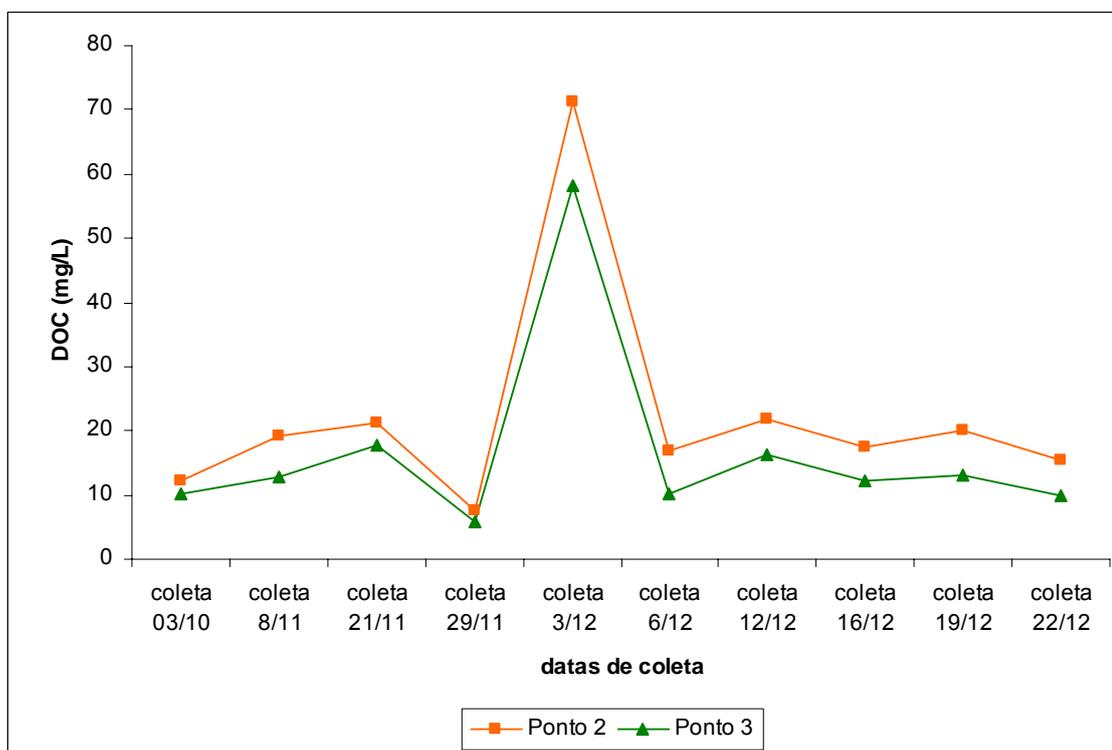


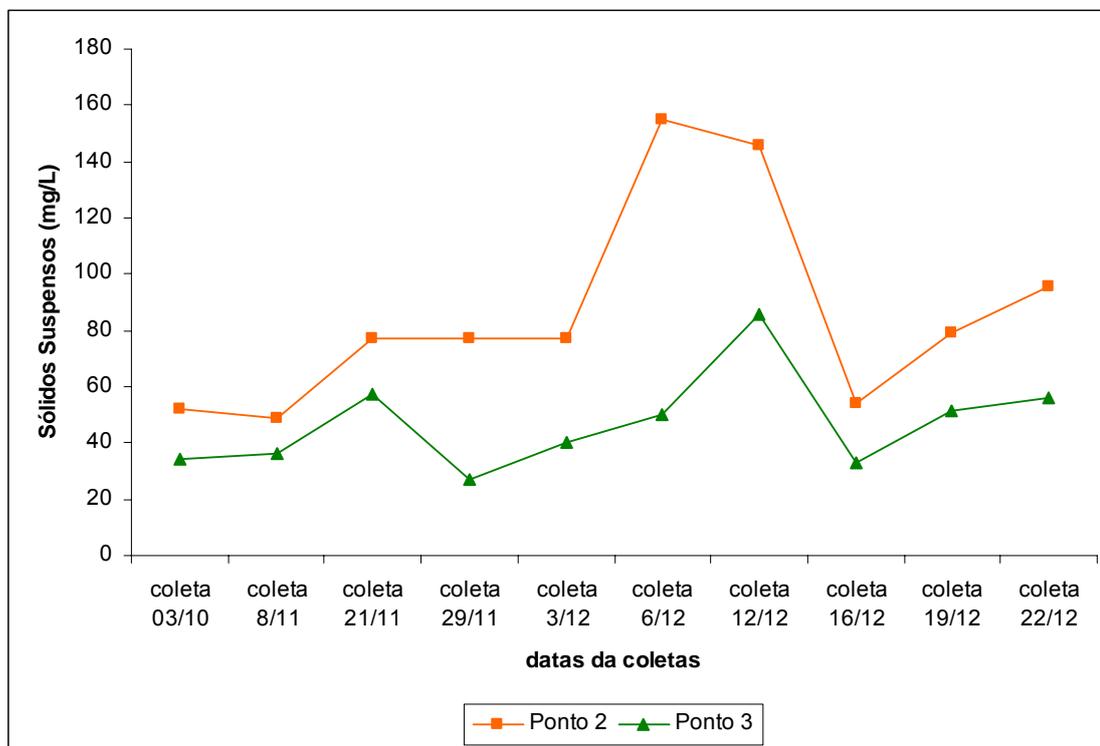
TABELA 4.6 – CONCENTRAÇÃO DE DOC

DOC	PONTO 2	PONTO 3
MÉDIA (mg/L)	22,33	16,69
MÁXIMO (mg/L)	71,16	58,04
MÍNIMO (mg/L)	7,54	5,89
DESVIO PADRÃO (mg/L)	17,71	14,92

O GRÁFICO 4.26 mostra a variação temporal e espacial da concentração de sólidos suspensos no córrego Blanche. A concentração de sólidos suspensos no PONTO 2 oscilou entre 49 mg/L e 155 mg/L, com média de 86,22 mg/L \pm 36,95, enquanto no PONTO 3, a concentração de sólidos variou entre 26,8 mg/L e 85,72 mg/L, com média de 47,09 mg/L \pm 17,13.

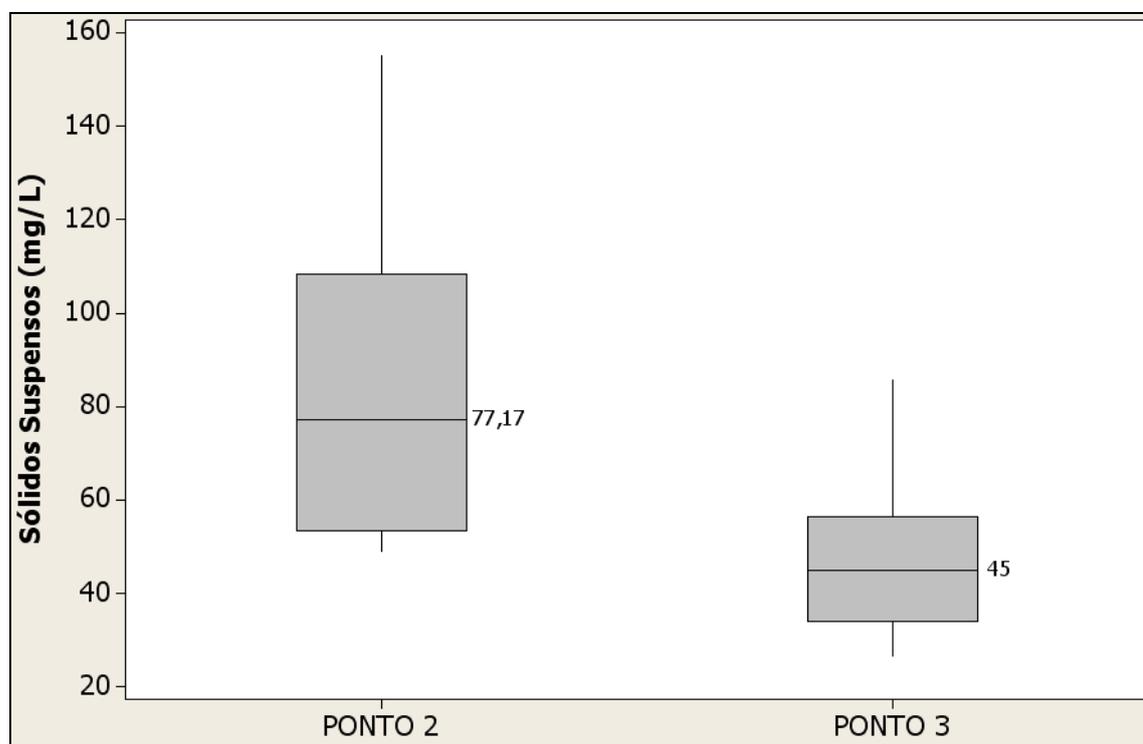
Na coleta do dia 6/12, pode-se observar que a concentração de sólidos suspensos no PONTO 2 foi bastante elevada quando comparada às concentrações das demais coletas realizadas. Esse fato pode estar relacionado a descarga de esgoto que ocorreu dia 4/12. A redução observada no dia 29/11, em relação ao PONTO 3, pode ser reflexo da limpeza realizada no sistema dia 23/11, após um derramamento de esgoto no córrego. Este derramamento pode ter sido causado por um caminhão limpa fossa que, após realizar limpeza de uma fossa, teria despejado o esgoto coletado no córrego. Este fato é sugerido devido a localização dos dejetos encontrados no córrego, os quais estavam, principalmente, na borda do remanso, local difícil para esta deposição.

GRÁFICO 4.26 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS



O GRÁFICO 4.27 mostra a dispersão temporal e espacial dos sólidos suspensos no córrego Blanche. Nota-se que a dispersão do PONTO 2 foi superior à dispersão do PONTO 3, o que indica a melhoria da qualidade da água proporcionada pela remoção de sólidos suspensos através do sistema implantado.

GRÁFICO 4.27 – DISPERSÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS



A variação do oxigênio dissolvido é mostrada no GRÁFICO 4.28. Nota-se que a concentração de OD no PONTO 3 foi superior à do PONTO 2, fato que demonstra a melhoria proporcionada às águas do córrego em função da implantação do sistema. Cabe ressaltar que a determinação da concentração de OD nas três primeiras coletas foi realizada com oxímetro de campo, enquanto nas demais, foi utilizado o método de Winkler. O motivo pelo qual foram utilizados métodos diferentes para a determinação de OD foi o fato de o oxímetro ter apresentado problemas técnicos, desta forma, o método de Winkler passou a ser adotado para a realização das análises.

Na TABELA 4.7 são apresentadas as médias da concentração de OD em relação aos pontos de coleta. No PONTO 2, a concentração oscilou entre 1,00 mg/L e 5,20 mg/L, apresentando média de 2,28 mg/L \pm 1,16, enquanto no PONTO 3, a variação foi de 2,50 mg/L a 5,40 mg/L, apresentando média de 3,88 mg/L \pm 0,88.

GRÁFICO 4.28 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONCENTRAÇÃO DE OD

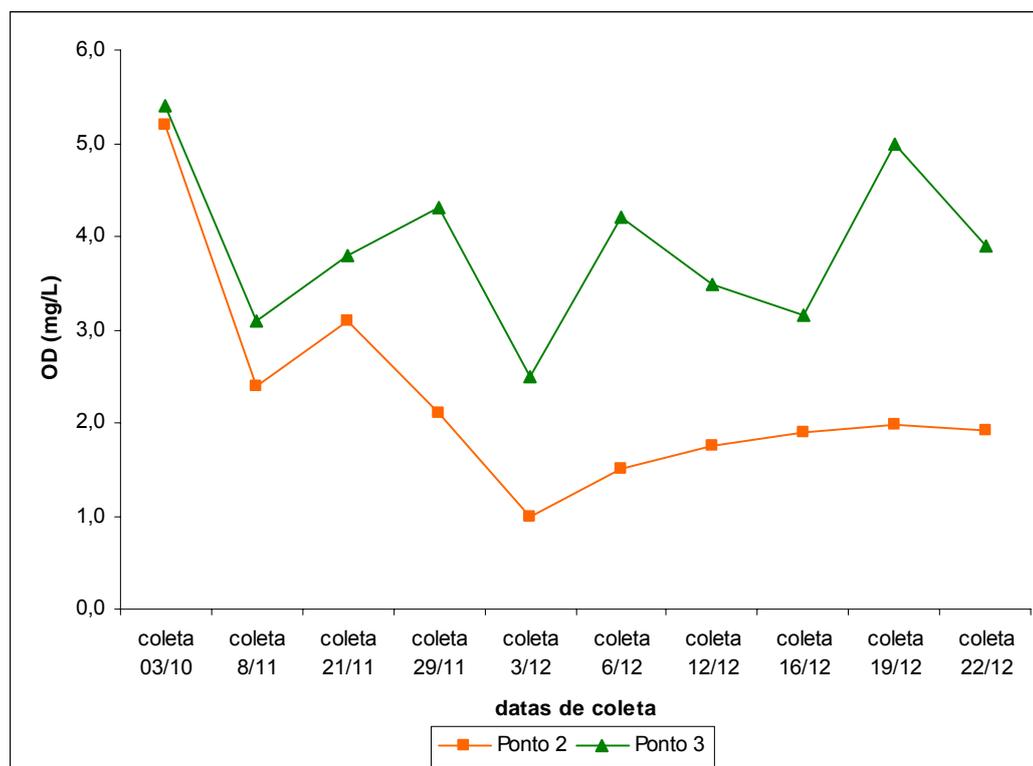


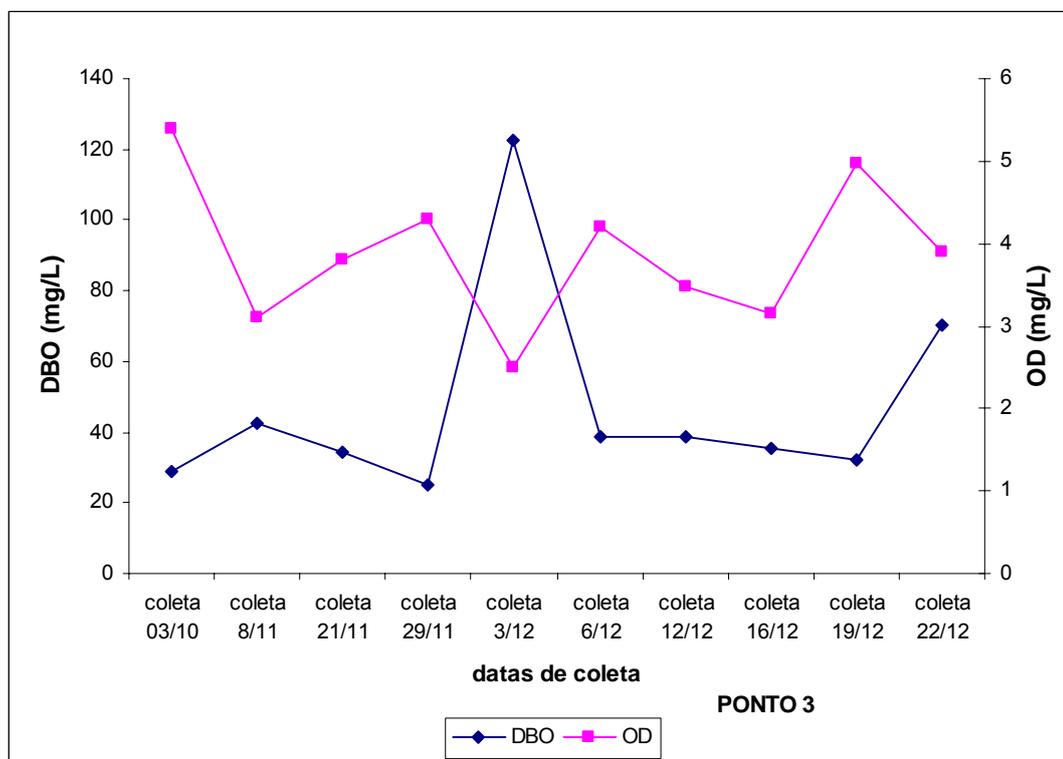
TABELA 4.7 – CONCENTRAÇÃO DE OD

OXIGÊNIO DISSOLVIDO	PONTO 2	PONTO 3
MÉDIA (mg/L)	2,28	3,88
MÁXIMO (mg/L)	5,20	5,40
MÍNIMO (mg/L)	1,00	2,50
DESVIO PADRÃO (mg/L)	1,16	0,88

Nos sistemas aquáticos, a concentração de OD é inversamente proporcional à concentração de matéria orgânica, desta forma, o aumento da concentração de matéria orgânica resulta na depleção da concentração de OD.

A relação entre a concentração de matéria orgânica, em termos de DBO, e a concentração de oxigênio dissolvido é apresentada no GRÁFICO 4.29.

GRÁFICO 4.29 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA DBO E DO OD NO PONTO 3



O GRÁFICO 4.30 mostra a variação temporal e espacial das concentrações da condutividade no PONTO 1 e no PONTO 2. Observando o GRÁFICO 4.30, nota-se que o PONTO 2, em algumas coletas, apresentou valores mais baixos de condutividade quando comparados ao PONTO 3. Este resultado pode estar relacionado à utilização do sulfato de alumínio como agente coagulante, uma vez que a condutividade mensura a capacidade da solução em transmitir corrente elétrica e a solução utilizada é um sal, composta por íons que também transmitem corrente elétrica (HEM, 1989).

O GRÁFICO 4.31 apresenta a variação da condutividade e de sólidos dissolvidos no PONTO 3. Pode-se observar que esta variação é diretamente proporcional, comprovando a relação estudada por CAVICHIOLO, BRAGA e FERNANDES (2003) e observada nas campanhas de reconhecimento, entre estes dois parâmetros. O GRÁFICO 4.32 mostra a correlação entre a condutividade e a concentração de sólidos dissolvidos no córrego Blanche, após o sistema de tratamento, no PONTO 3. O coeficiente de Pearson calculado, segundo WHEATER e COOK (2000), indica a

existência da correlação linear moderada entre os parâmetros analisados, r de 0,541. No entanto, cabe ressaltar que esta correlação é influenciada pelo número de amostras, principalmente quando o número é pequeno, como neste caso. Assim, com um maior número de coletas poderia ser observada uma correlação forte entre os parâmetros em discussão, r superior a 0,6.

Com esta observação, pode-se inferir que, os maiores valores de condutividade no PONTO 3 estão estritamente relacionadas a utilização de sulfato de alumínio, uma vez que, a concentração de sólidos dissolvidos foi sempre superior no PONTO 2 quando comparado ao PONTO 3 (APÊNDICE 10).

Desta forma, a principal causa da presença de valores superiores da condutividade no PONTO 3 quando comparado ao PONTO 2 está relacionada à utilização de sulfato de alumínio como coagulante no sistema.

GRÁFICO 4.30 – VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA CONDUTIVIDADE

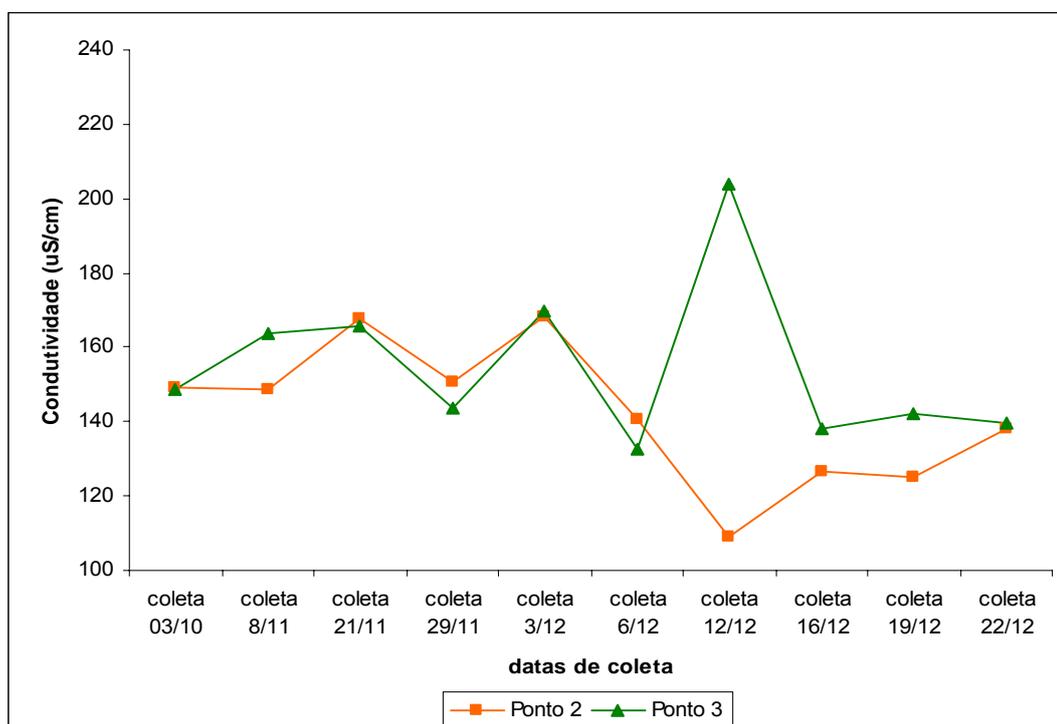


GRÁFICO 4.31 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA CONDUTIVIDADE E DOS SD NO PONTO 3

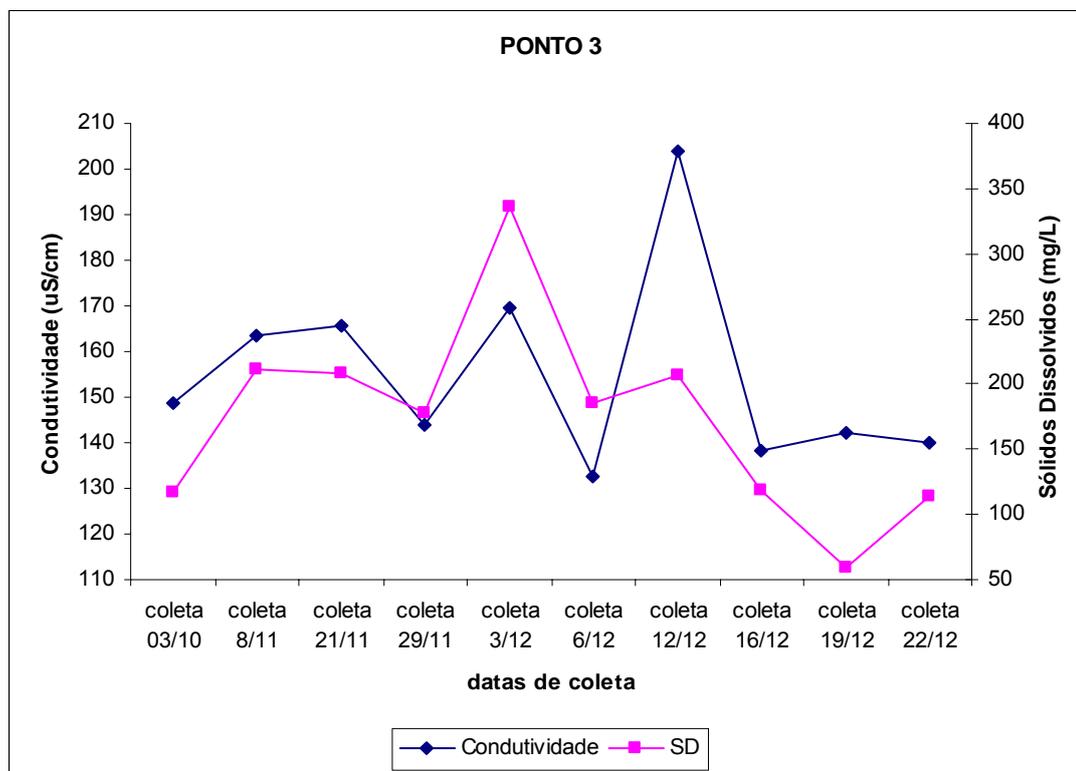
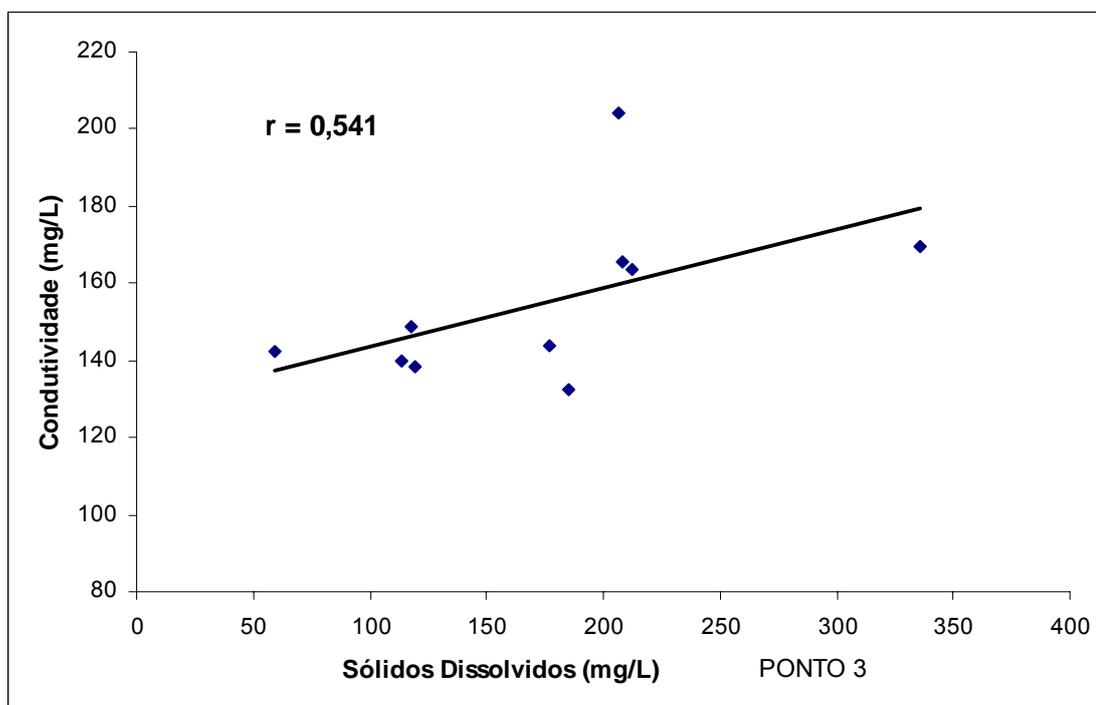


GRÁFICO 4.32 – CORRELAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE SD E A CONDUTIVIDADE NO PONTO 3



Através das análises realizadas pode-se avaliar a qualidade da água do córrego Blanche, essencial para se conhecer a importância e a eficiência do sistema de tratamento instalado. Pode-se observar também, as relações entre os parâmetros analisados, tais como, condutividade e sólidos dissolvidos, DBO e OD, sólidos suspensos e turbidez.

4.9 EFICIÊNCIA DO SISTEMA

Nesta seção serão apresentadas e avaliadas as eficiências obtidas, através da implantação do sistema no córrego Blanche, em relação aos parâmetros analisados.

As eficiências foram calculadas entre os pontos a montante e a jusante do sistema instalado no córrego Blanche, isto é, entre os PONTOS 2 e 3. Os valores obtidos foram comparados aos resultados apresentados por MATSUMOTO (1997), JORGE (2002), ANGELIS et al. (2005) e DT ENGENHARIA (2005).

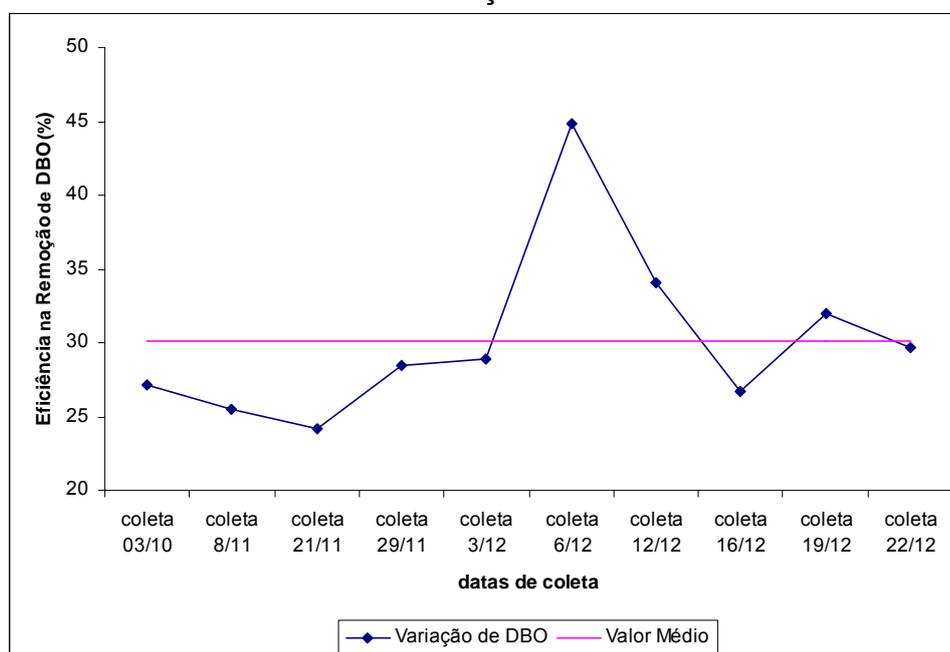
Os resultados das análises realizadas demonstraram eficiência de até 45% em relação à remoção de DBO, com média de 30,14% \pm 5,92 (TABELA 4.8). As eficiências obtidas por este sistema são compatíveis com as reduções de matéria orgânica resultantes de sistemas de tratamento primário, ou seja, reduções em torno de 30%-35% (METCALF e EDDY, 2003). O GRÁFICO 4.33 mostra a variação temporal da eficiência na redução da concentração de DBO.

TABELA 4.8 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DBO, DQO e P TOTAL

EFICIÊNCIA (%)	MÉDIA (%)	MÁXIMA (%)	MÍNIMA (%)	DESVIO PADRÃO (%)
DBO	30,14	44,79	24,22	5,92
DQO	28,51	33,35	24,06	3,10
FÓSFORO TOTAL	35,48	22,76	54,76	10,50

A elevada eficiência na remoção da DBO para o dia 6/12/2005 pode estar relacionada à qualidade da limpeza do sistema com hidrojato, que ocorreu após derramamento de esgoto bruto, no dia 4/12. Portanto, a limpeza contribuiu diretamente para o aumento significativo da eficiência na redução de DBO, uma vez que todos os compartimentos foram lavados internamente com alto fluxo de água, inclusive as pedras filtrantes, que apresentavam grande colmatção por depósito de matéria orgânica, fato também observado por JORGE (2002).

GRÁFICO 4.33 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE DBO



A eficiência alcançada neste trabalho foi inferior àquelas obtidas por MATSUMOTO (1997), JORGE (2002) e pelo sistema FLOTFLUX® (2005).

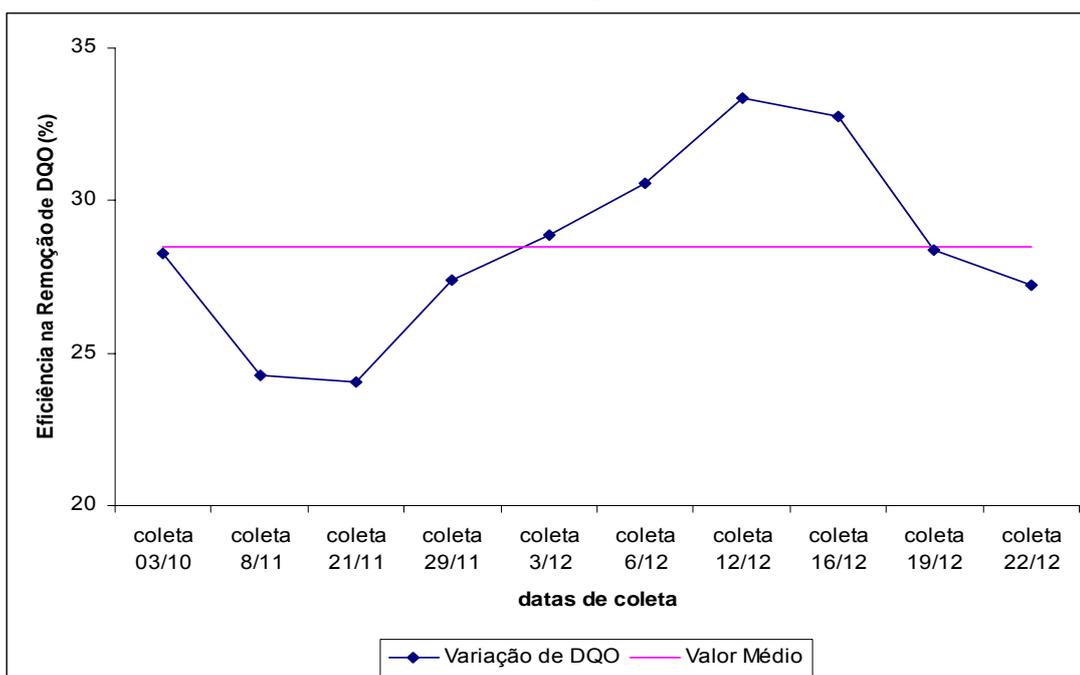
O sistema de gabiões utilizado por JORGE (2002) apresentou eficiência de redução de DBO entre 19% e 35% sem a aplicação de sulfato de alumínio, e com aplicação a remoção atingiu valores entre 32% e 63%. Esta eficiência pode estar relacionada à quantidade de amostras coletadas durante o estudo desenvolvido por JORGE (2002), que foi de apenas quatro campanhas para a coleta dos dados para o cálculo da eficiência com aplicação de sulfato de alumínio.

A eficiência obtida por MATSUMOTO (1997) e aquela fornecida pelo sistema FLOTFLUX® variaram em torno de 93%, para o primeiro, e em torno de 65% a 80%,

para o segundo. Deve ser salientado que as eficiências destes dois sistemas devem estar relacionadas à utilização de um mecanismo de aeração, o qual favorece a degradação da matéria orgânica. No entanto, cabe ressaltar que o sistema desenvolvido neste estudo, além de ser mais simples e mais barato que ambos, sofreu restrições quanto ao dimensionamento, uma vez que a área disponível para sua implantação foi de apenas 8 m de comprimento. Outra questão importante a ser considerada é que o sistema desenvolvido por MATSUMOTO (1997) e o sistema FLOTFLUX[®] são trabalhos que vem sendo estudados a algum tempo, desta forma melhorias foram adotadas ao longo dos anos, diferentemente do sistema desenvolvido para este estudo, que foi aplicado pela primeira vez em um córrego na cidade de Curitiba.

A eficiência obtida através da remoção da DQO apresentou média inferior àquela para a remoção da DBO, tendo sido de $28,51\% \pm 3,10$. A TABELA 4.8 mostra as eficiências média, máxima, mínima e o desvio padrão obtidos através desta análise. O GRÁFICO 4.34 mostra a variação temporal das eficiências ao longo das coletas de monitoramento.

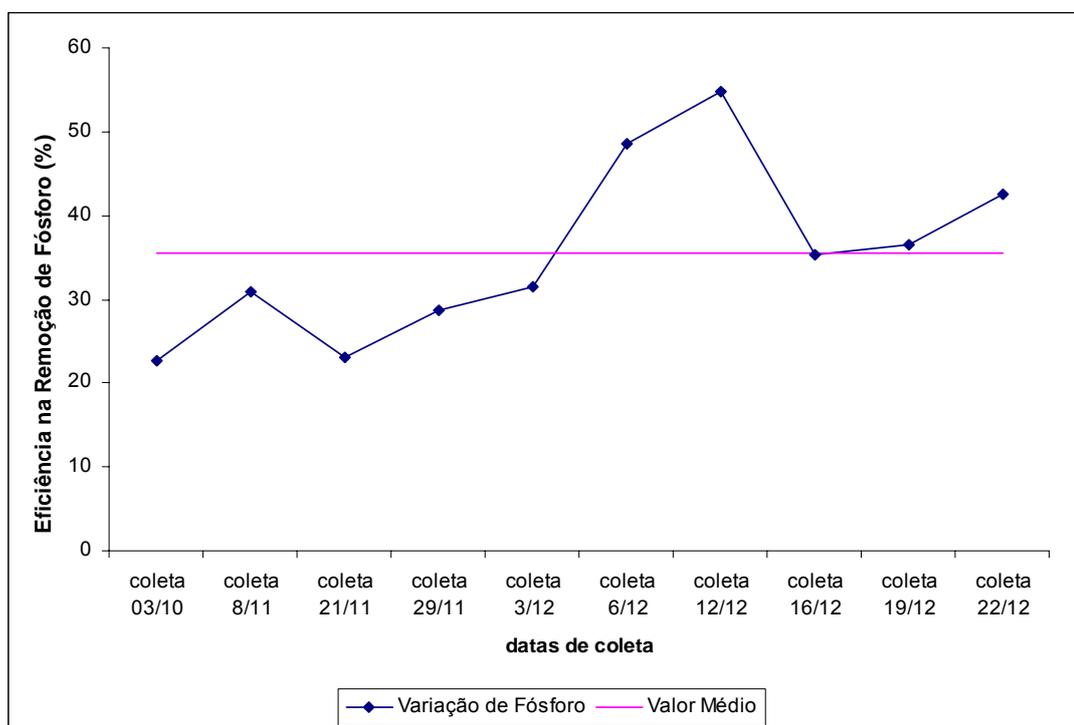
GRÁFICO 4.34 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE DQO



Em relação a outros sistemas estudados, a eficiência na remoção de DQO foi inferior às obtidas por MATSUMOTO (1997) e pelo sistema FLOTFLUX[®], que apresentaram valores em torno de 82% e entre 65% a 75%, respectivamente. Este fato pode ser justificado pela utilização do processo de flotação nestes dois sistemas, fato que eleva a remoção de compostos inorgânicos (MATSUMOTO, 1997; ANGELIS et al, 2005).

A eficiência obtida para a remoção de fósforo total foi superior àquelas para a remoção de DBO e DQO, neste estudo, tendo sido a média de 35,48% ± 10,5 (TABELA 4.8). Segundo AGUILAR et al. (2002), as remoções de fósforo total e ortofosfatos são favorecidas pela utilização de coagulantes, principalmente os sais de alumínio. O GRÁFICO 4.35 mostra as variações na eficiência ao longo do monitoramento realizado.

GRÁFICO 4.35 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE FÓSFORO TOTAL



A eficiência na remoção de fósforo total apesar de ter sido superior às apresentadas na remoção de DBO e DQO, foi inferior às obtidas por MATSUMOTO (1997) e pelo sistema FLOTFLUX[®], que apresentaram eficiências em torno de 66%

e entre 95% a 98%, respectivamente. Esta elevada eficiência também pode ser justificada pela aplicação do sistema de flotação em ambos sistemas. No entanto, a eficiência obtida para o rio Shimanto foi inferior à obtida pelo sistema FLOTFLUX[®], fato aceitável devido à concentração de fósforo no rio Shimanto ser inferior a 3 mg/L, o que dificulta a remoção deste nutriente, além da não utilização de processos físico-químicos que elevam a eficiência na remoção de nutrientes, principalmente o fósforo total (MATSUMOTO, 1997).

A eficiência obtida para a remoção de nitrogênio Kjeldahl foi inferior quando comparada às remoções de DBO, DQO e fósforo total, tendo sido, em média, 28,43% \pm 4,95 (TABELA 4.9). Segundo AGUILAR et al. (2002), a eficiência na remoção do nitrogênio Kjeldahl pode, muitas vezes, apresentar-se inferior às demais remoções nos processos físico-químicos, isto se deve à remoção de nitrogênio amoniacal não ocorrer em processo direto. O GRÁFICO 4.36 mostra as variações na eficiência da redução de nitrogênio Kjeldahl ao longo do monitoramento realizado.

TABELA 4.9 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO NTK, TOC e DOC

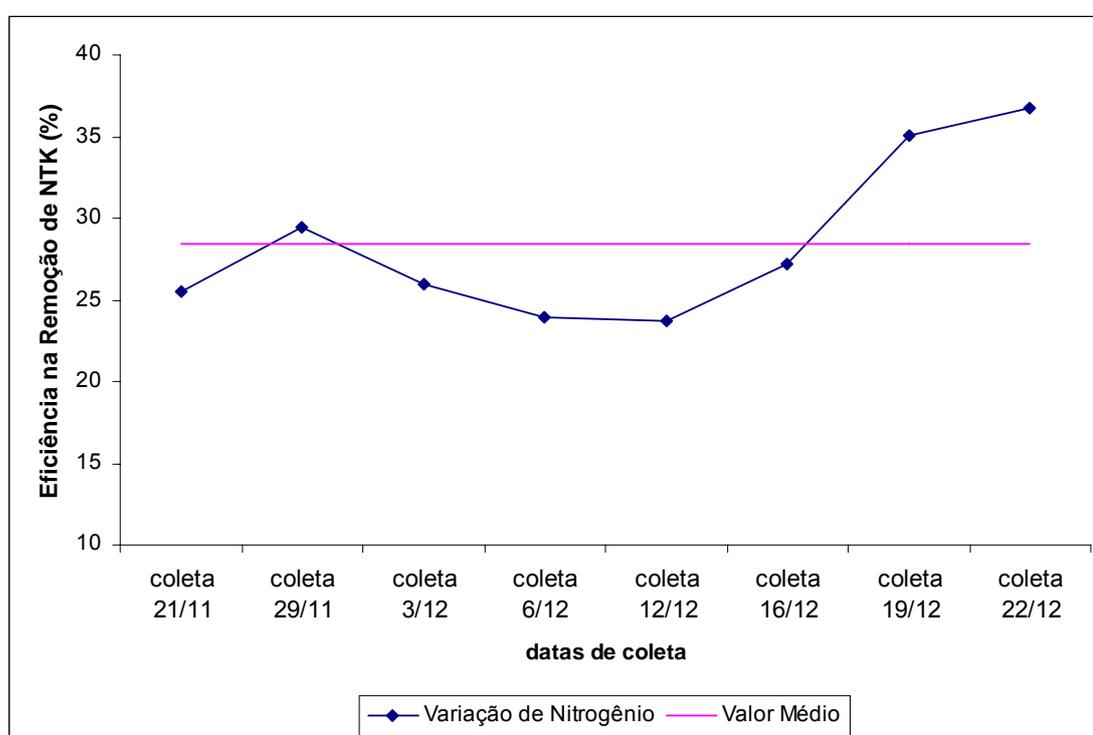
EFICIÊNCIA (%)	MÉDIA (%)	MÁXIMA (%)	MÍNIMA (%)	DESVIO PADRÃO (%)
NTK	28,43	36,69	23,97	4,95
TOC	36,40	50,58	23,00	10,62
DOC	27,00	40,04	15,48	8,88

Ao contrário dos demais parâmetros, a remoção de nitrogênio Kjeldahl foi superior nos dias 19 e 22 de dezembro de 2005. Este fato pode ser justificado pelo aumento significativo na concentração de nitrogênio observado no PONTO 2, a montante do sistema. A eficiência na remoção de nitrogênio Kjeldahl não foi analisada nos estudos realizados por MATSUMOTO (1997) nem na avaliação do sistema FLOTFLUX[®]. No entanto, através do sistema Shimanto-Gawa, foi avaliada a

remoção de nitrogênio total, que apresentou eficiência de remoção em torno de 61% (MATSUMOTO, 1997).

Como observação, cabe salientar que a concentração de nitrogênio total é representada pela soma das concentrações de nitrogênio amoniacal, orgânico, nitrito e nitrato, enquanto o nitrogênio Kjeldahl é representado pela soma entre as parcelas amoniacal e orgânica (HEM, 1989).

GRÁFICO 4.36 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE NITROGÊNIO KJELDAHL

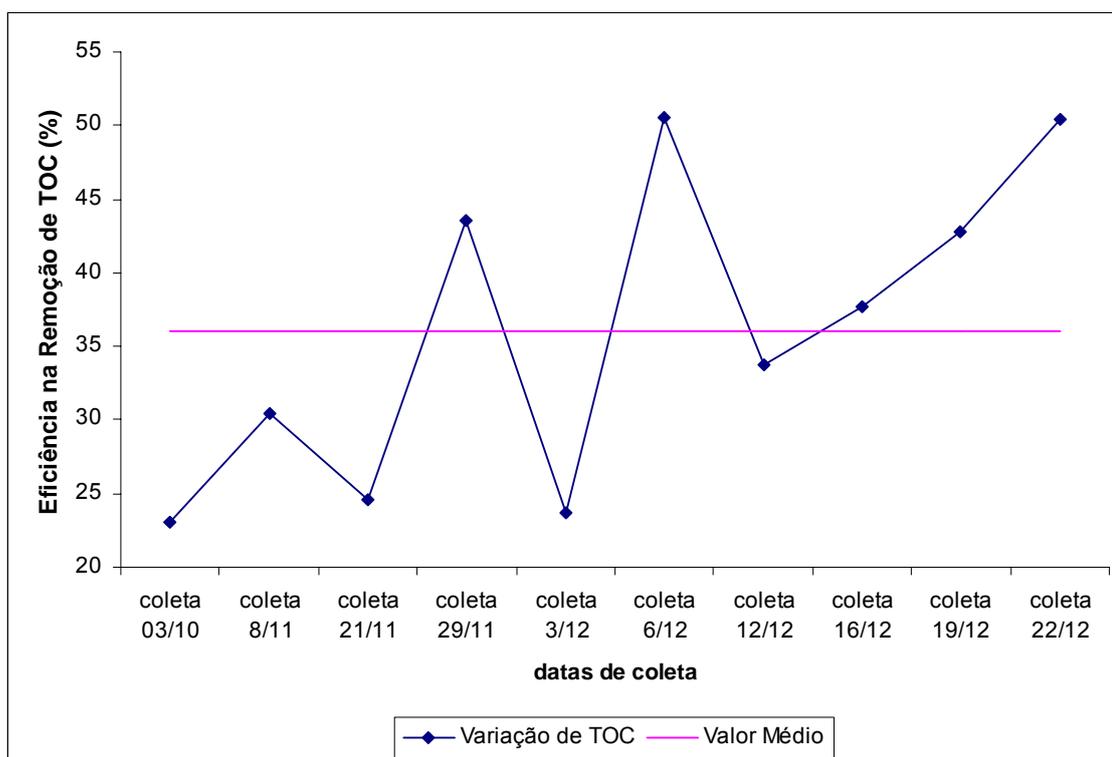


A eficiência obtida para a redução da concentração de carbono orgânico total foi elevada quando comparada às reduções das concentrações dos demais parâmetros, tendo sido o valor médio da eficiência na redução de TOC de $36,40\% \pm 10,62$ (TABELA 4.9).

O GRÁFICO 4.37 mostra as variações na eficiência da redução da concentração de carbono orgânico total ao longo do período de monitoramento. A limpeza com hidrojato, no dia 4/12, pode ter influenciado no valor da concentração de TOC, proporcionando eficiência de aproximadamente 50%, em relação a este

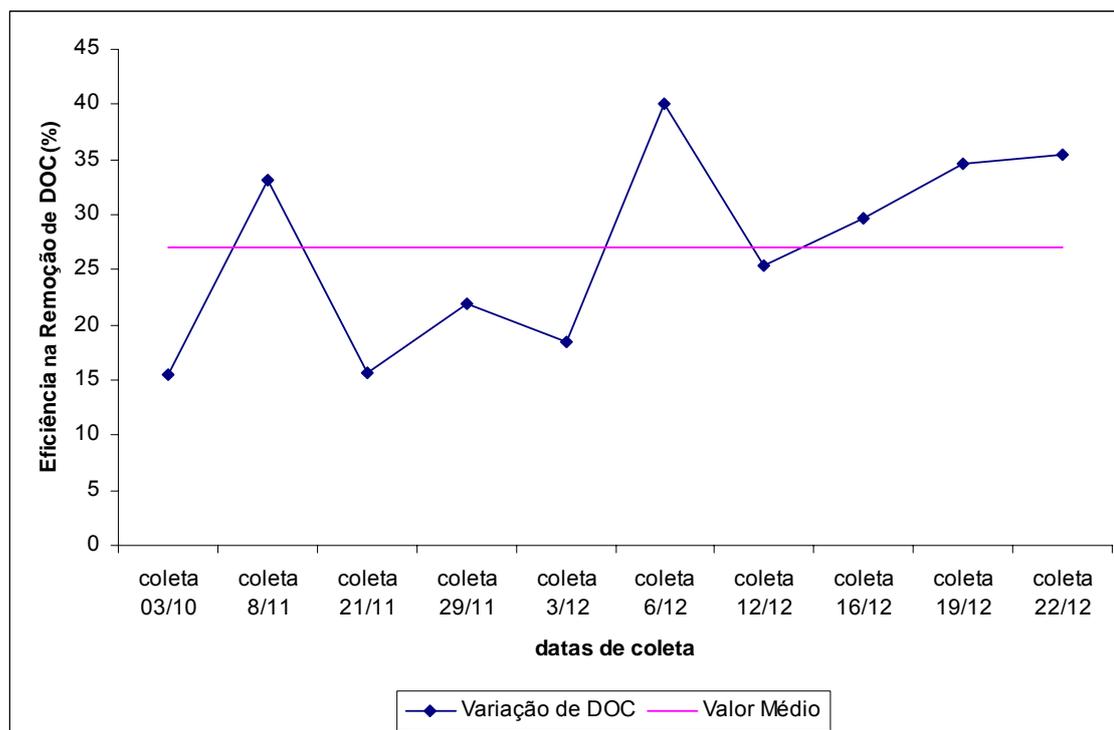
parâmetro, na coleta realizada dia 6/12/2005. Este resultado sugere que, a matéria orgânica acumulada, principalmente no compartimento das pedras filtrantes, proporciona a perda da eficiência do sistema, o que proporciona a colmatação das pedras filtrantes, e assim, a necessidade de limpeza e redução da matéria orgânica (lodo) formada.

GRÁFICO 4.37 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL



Em relação à redução na concentração de carbono orgânico dissolvido, a média da eficiência obtida foi de $27\% \pm 8,88$ (TABELA 4.9). Assim como observado para os demais parâmetros, a eficiência para o dia 6/12/2005 foi 48,3% superior quando comparada à eficiência média para redução da concentração de DOC (GRÁFICO 4.38).

GRÁFICO 4.38 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO

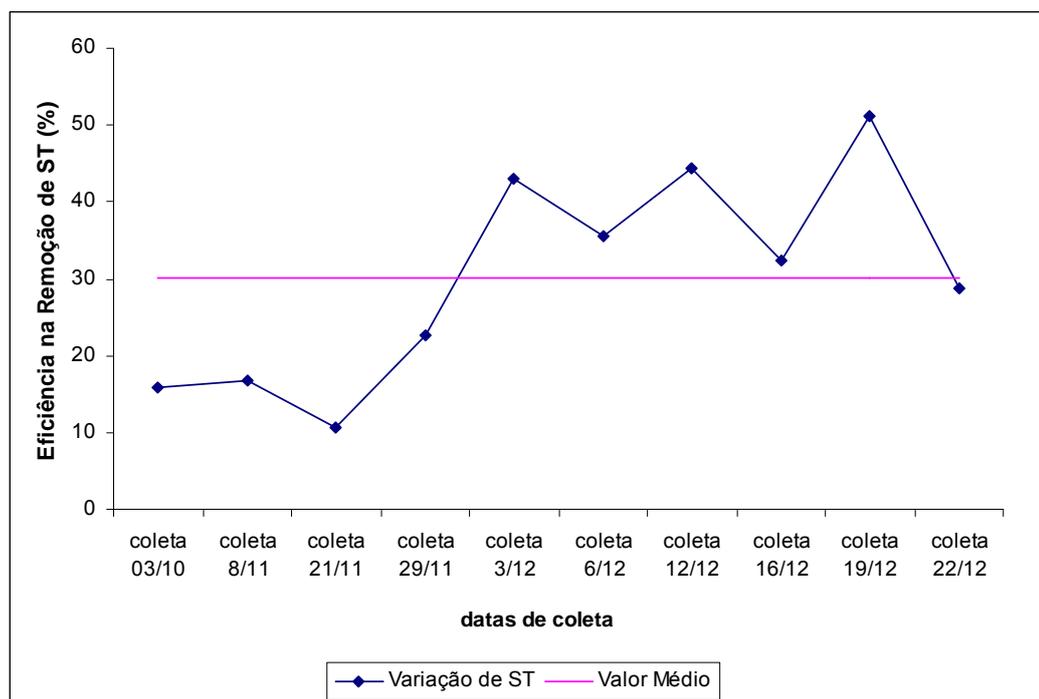


A eficiência média na remoção de sólidos totais foi $30,10\% \pm 13,57$, sendo as eficiências mínima e máxima atingidas de $10,74\%$ e 51% , respectivamente (TABELA 4.10). O GRÁFICO 4.39 mostra a variação da eficiência durante as coletas realizadas. O sistema FLOTFLUX[®], assim como os sistemas desenvolvidos por MATSUMOTO (1997) e JORGE (2002), não avaliaram a concentração de sólidos totais.

TABELA 4.10 – REMOÇÃO DE ST, SS e TURBIDEZ

EFICIÊNCIA (%)	MÉDIA (%)	MÁXIMA (%)	MÍNIMA (%)	DESVIO PADRÃO (%)
SÓLIDOS TOTAIS	30,10	51,09	10,74	13,57
SÓLIDOS SUSPENSOS	42,35	67,74	25,97	14,42
TURBIDEZ	28,12	56,74	19,49	12,99

GRÁFICO 4.39 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS



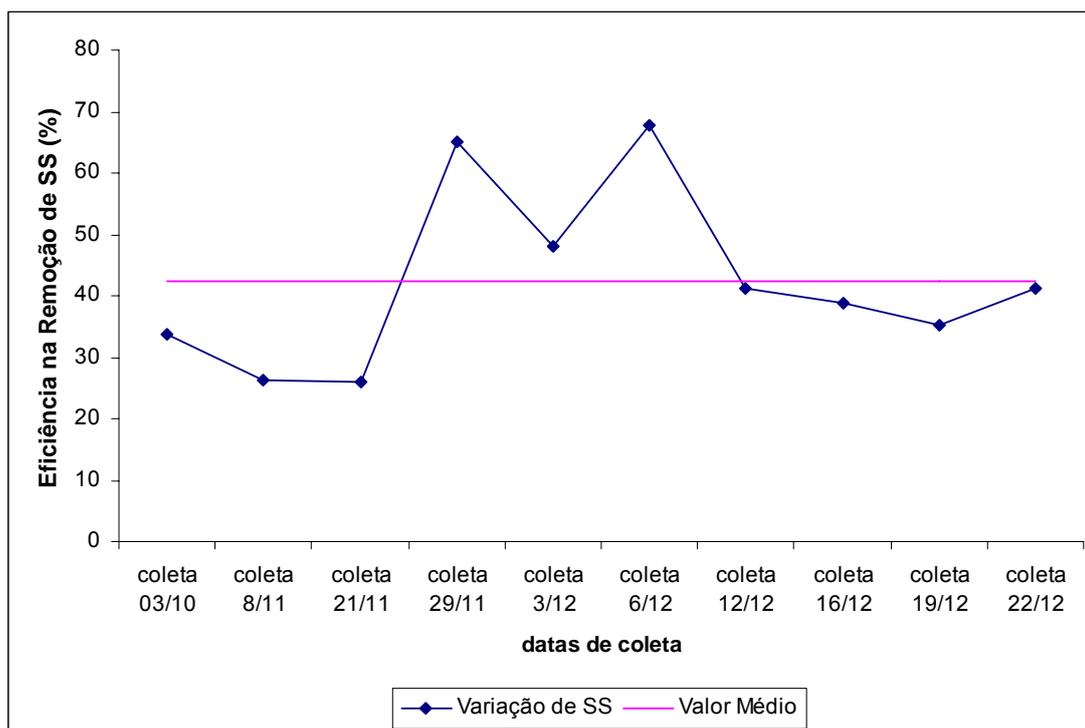
Os resultados das análises realizadas para o cálculo da eficiência em relação à remoção de sólidos suspensos atingiu valor máximo de 67,7% e média de 42,35% \pm 14,42 (TABELA 4.10). O GRÁFICO 4.40 mostra a variação temporal das eficiências obtidas ao longo das coletas.

Como pode ser observado no GRÁFICO 4.40, a maior eficiência em relação à remoção de sólidos suspensos está relacionada ao dia 6/12/2005. Este fato pode estar relacionado, como já citado, à limpeza realizada no sistema com hidrojoato, após a descarga de esgoto bruto no córrego, dia 4/12/2005. Pode-se observar que, nos dias 29/11 e 06/12, a eficiência foi de, aproximadamente, 65%. No dia 03/12, a eficiência foi pouco inferior a 50%. Este desempenho pode ser creditado às limpezas de manutenção realizadas antes das coletas dos dias 29/11 e 06/12. Este fator parece ser significativo, uma vez que na coleta do dia 03/12 não foram realizadas limpezas no interior do sistema.

A retirada do lodo e dos sólidos sedimentáveis são fatores imprescindíveis para a eficiência do sistema, uma vez que, o volume definido para o escoamento

torna-se menor com a deposição desses materiais, o que aumenta a velocidade de escoamento no interior do sistema, e reduz o tempo de detenção de fluxo de água. Deve-se observar que o sistema proposto realiza um processo físico-químico e não biológico.

GRÁFICO 4.40 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS



Em relação à eficiência na remoção de sólidos suspensos obtida por JORGE (2002) e pelo sistema FLOTFLUX[®], o presente trabalho apresentou eficiência inferior. Enquanto os resultados obtidos por JORGE (2002) corresponderam a eficiências de 47,6% e 27,2% com e sem a utilização de sulfato de alumínio, respectivamente, os resultados obtidos para o sistema FLOTFLUX[®], com etapa de flotação, em torno de 91% e 95%.

A eficiência média para a redução da turbidez foi de 28,12% ± 12,99 (TABELA 4.10). O GRÁFICO 4.41 mostra que as coletas dos dias 6 e 12/12 apresentaram eficiências superiores às obtidas nas demais campanhas de monitoramento, tendo sido 1,7 vezes e 2 vezes, respectivamente, superiores à média. No entanto, este fato também pode estar relacionado à lavagem realizada com o hidrojato no interior dos

compartimentos e, principalmente, no compartimento das pedras filtrantes, local em que ficavam retidos os sólidos suspensos. No sistema FLOTFLUX[®] a eficiência na redução de turbidez foi elevada quando comparada aos resultados obtidos por este trabalho, e variaram entre 92% e 97%.

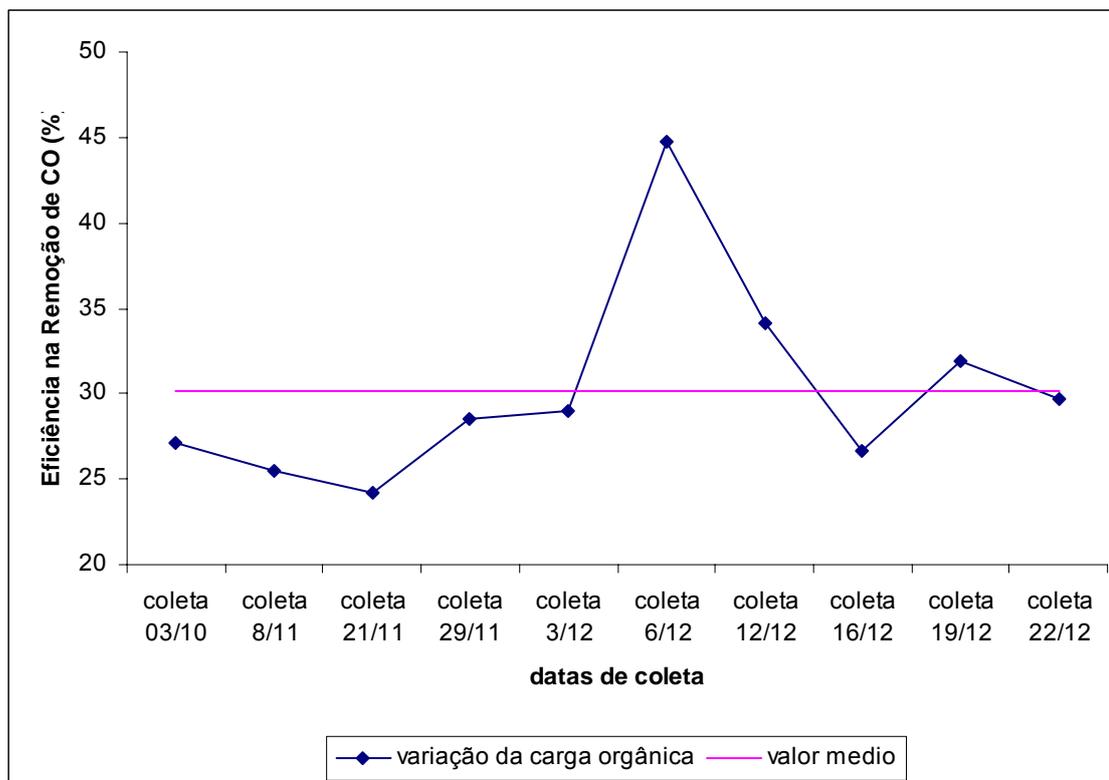
GRÁFICO 4.41 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE TURBIDEZ



Para o cálculo da eficiência do sistema, em relação à redução da carga orgânica no córrego Blanche, foi utilizada a vazão de entrada e de saída, referentes aos dias de coleta (TABELA 4.1), no sistema e as respectivas concentrações de DBO, no PONTO 2 e no PONTO 3. A eficiência média obtida foi de $30,14 \pm 5,92\%$, tendo sido o valor máximo alcançado de 44,79% e o mínimo de 24,22%.

O GRÁFICO 4.42 mostra a variação temporal da eficiência da redução da carga orgânica (em termos de DBO) no córrego Blanche. Pode-se notar que a eficiência máxima obtida para a redução foi em relação ao dia 6/12, devido a redução da concentração de matéria orgânica no interior do sistema e conseqüente aumento da eficiência, pelo não carreamento da matéria orgânica.

GRÁFICO 4.42 – EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA – CO



No estudo realizado por JORGE (2002), as eficiências obtidas para a redução da carga orgânica foram próximas a 34% e 27%, com e sem a utilização de sulfato de alumínio, respectivamente. Segundo este autor, após três meses de coletas, foi verificado que a redução da carga orgânica com a aplicação de sulfato de alumínio foi, em média, 20 kg/d.

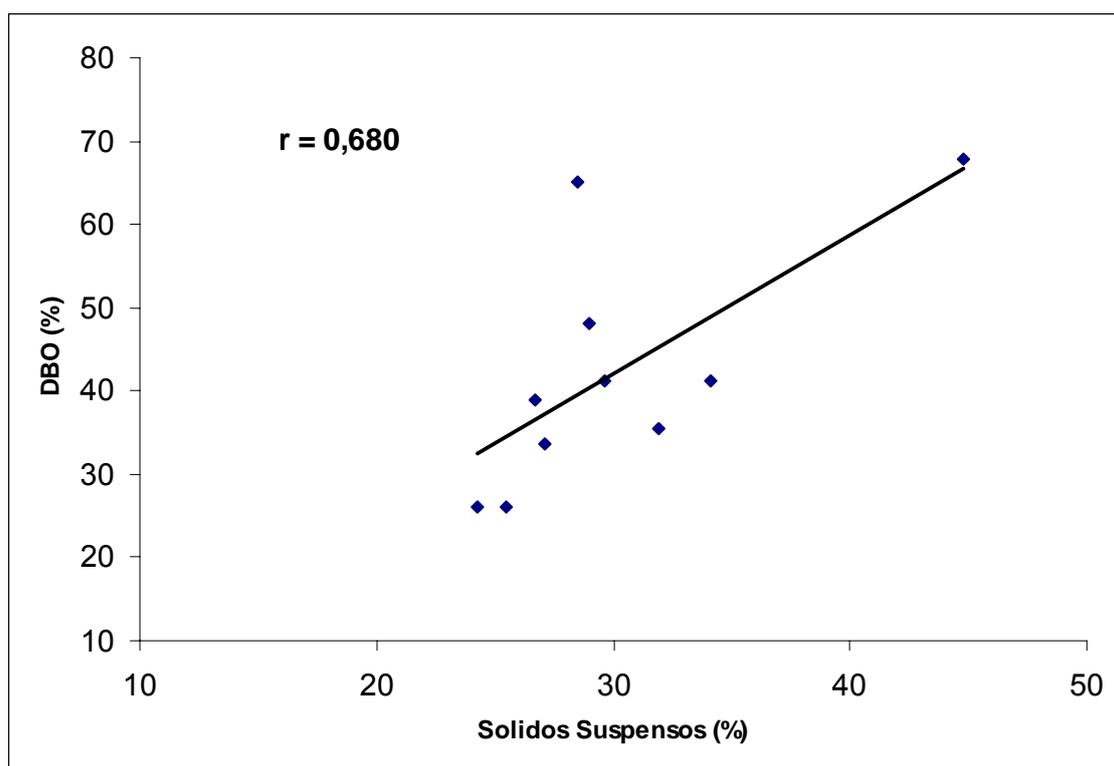
Como citado na seção 3.9, foram estabelecidas correlações entre a remoção de sólidos suspensos e a redução de matéria orgânica. Tentou-se obter correlações entre a remoção de sólidos suspensos e a redução de nutrientes, entretanto, com o método utilizado não foram obtidos resultados satisfatórios.

O GRÁFICO 4.43 mostra a correlação obtida entre a eficiência no processo de remoção de sólidos suspensos e a eficiência na redução de DBO. Neste gráfico é apresentado o coeficiente de Pearson (r), calculado através da metodologia sugerida por WHEATER e COOK (2000). O valor obtido para r , de 0,680, sugere a existência

de forte correlação linear entre os parâmetros em análise, pois o coeficiente de correlação de Pearson é considerado forte para a faixa entre 0,6 e 0,9.

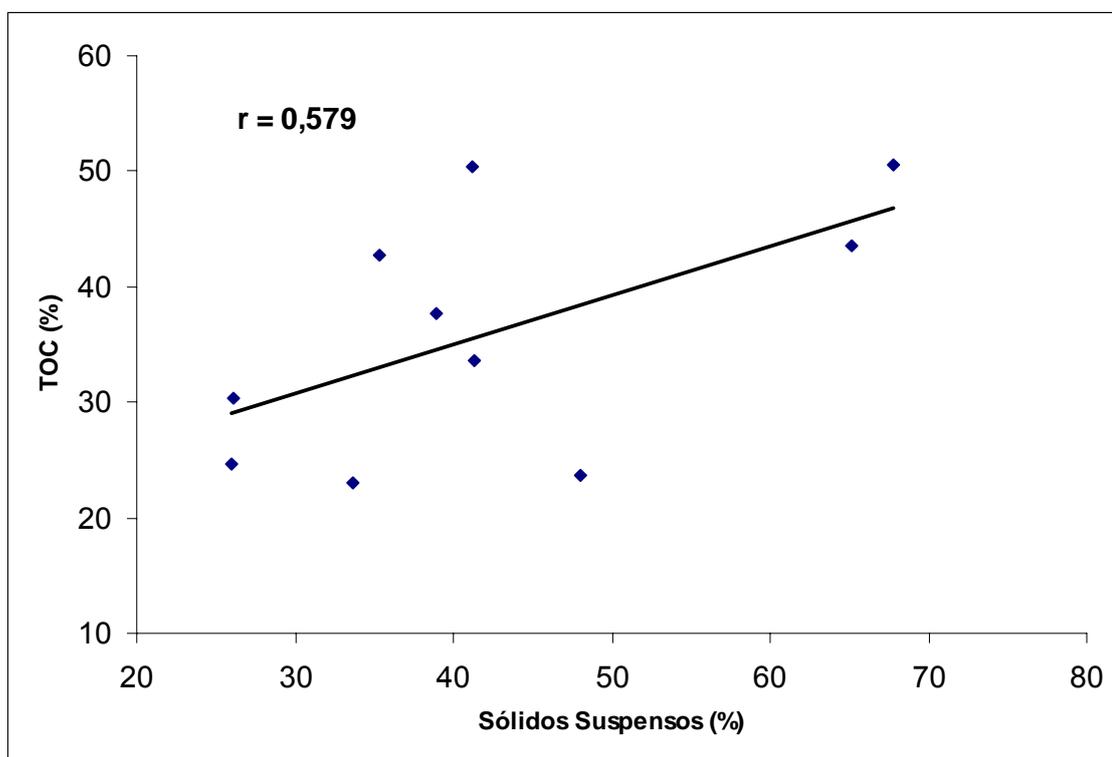
Este resultado suporta a proposta deste trabalho, que é a redução da concentração da matéria orgânica através da remoção de sólidos suspensos em corpos aquáticos.

GRÁFICO 4.43 – CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE SS E DBO



O GRÁFICO 4.44 apresenta a correlação entre a eficiência na remoção de sólidos suspensos e a redução de carbono orgânico total. Neste caso, a correlação obtida foi de 0,579, indicando a existência de moderada correlação linear (r entre 0,3 e 0,6). Entretanto, este valor foi bastante próximo de 0,6 que, segundo WHEATER e COOK (2000), indica a existência de correlação linear forte.

GRÁFICO 4.44 – CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE SS E TOC

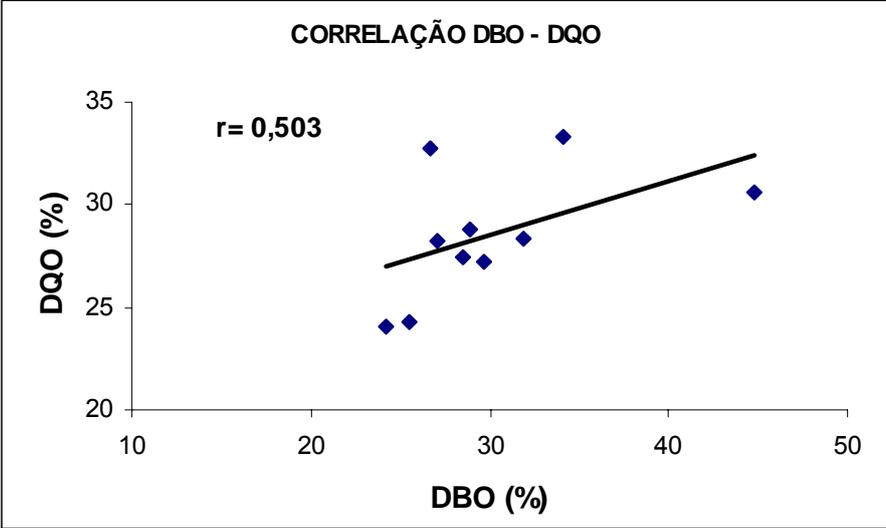


Em função dos resultados apresentados, pode-se inferir que o sistema, apesar das eficiências para alguns parâmetros, comprova a redução da concentração de matéria orgânica em função da remoção de sólidos suspensos.

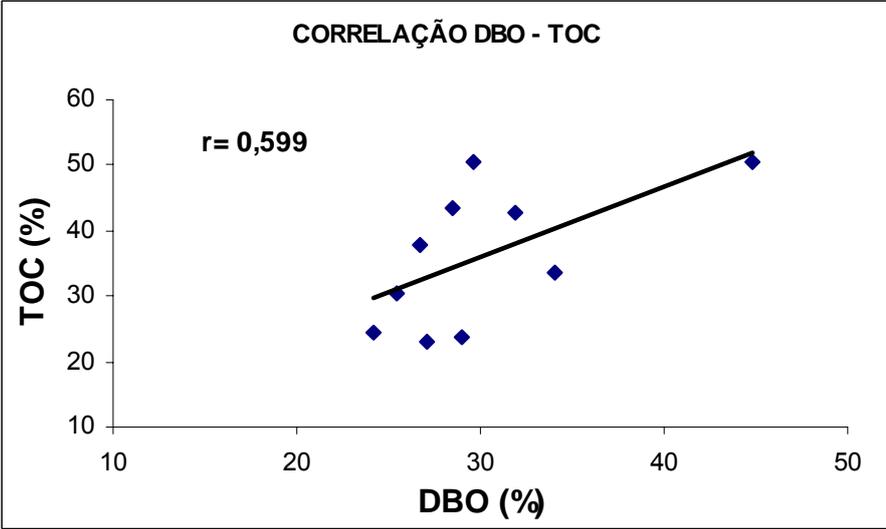
O GRÁFICO 4.45 a, b e c apresenta as correlações entre as eficiências da redução da concentração da DBO e da DQO, entre a redução da concentração da DBO e do TOC, e ainda, entre a eficiência da redução de TOC e DOC.

O coeficiente de Pearson para a primeira proposta foi de 0,503, indicando moderada correlação linear, assim como para a segunda proposta, tendo sido o valor de r de 0,599. Cabe ressaltar que os valores obtidos para estas correlações foram bastante próximos ao indicativo de forte correlação linear ($r > 0,6$), fato relacionado à matéria orgânica. A correlação na eficiência da redução da concentração de TOC e DOC foi 0,806, desta forma, este valor comprova a relação existente entre estes dois parâmetros, citado na seção 2.4.

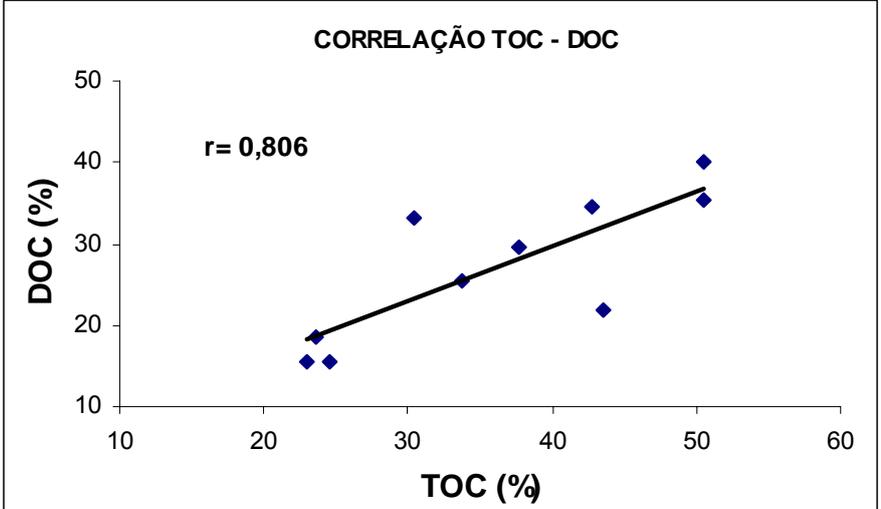
GRÁFICO 4.45 – CORRELAÇÃO DA EFICIÊNCIA ENTRE OS PARÂMETROS



(a)



(b)



(c)

4.10 RELAÇÃO CONAMA N° 357 E EFICIÊNCIA DO SISTEMA

Como apresentado na seção 3.1, as águas do córrego Blanche estão enquadradas como Classe 2 (CONAMA, 2005), segundo a Portaria SUREHMA N°20/1992 (SUREHMA, 1992). O objetivo da instalação do sistema de tratamento no córrego Blanche foi a remoção de sólidos suspensos e a redução da concentração da matéria orgânica e da concentração de nutrientes, visando alcançar a melhoria da qualidade da água deste corpo aquático.

As concentrações médias, antes e após o tratamento, e as concentrações referentes às águas de Classe 2, são apresentadas na TABELA 4.11.

TABELA 4.11 – COMPARAÇÃO CONAMA N°357/05 E CONCENTRAÇÕES DO CÓRREGO BLANCHE

PARÂMETROS	CONAMA N° 357/05	PONTO 2	PONTO 3
	CLASSE 2		
OD (mg/L O ₂)	≥5,0	2,28	3,88
DBO (mg/L O ₂)	≤5,0	67,37	46,85
TURBIDEZ (NTU)	até 100	43,69	30,43
pH	6,0 - 9,0	6,97	6,99
P total (mg/L P)	-	1,29	0,82
SDT (mg/L)	500	241,44	173,38
N-NH ₃ (mg/L N)	3,7	10,27	6,62
Substâncias que Transfiram Gosto ou Odor	Virtualmente Ausentes	Presentes	Virtualmente Ausentes
Materiais Flutuantes Inclusive Espumas	Virtualmente Ausentes	Presentes	Virtualmente Ausentes

FONTE: ADAPTADO DA RESOLUÇÃO CONAMA N° 357/05 E DADOS DA AUTORA

Pode-se observar que, mesmo com a instalação do sistema, não foi possível atingir a classe estabelecida pela SUREHMA N°20/1992, entretanto a melhoria da qualidade da água foi notável. Pode-se observar que, reduções da ordem de 1,6 vezes foram obtidas para as concentrações de nitrogênio amoniacal, assim como, reduções da ordem de 1,5 vezes foram alcançadas para as concentrações de DBO. Em relação às concentrações de OD, o sistema proporcionou elevações na ordem de 1,7 vezes.

Desta forma, o sistema proposto para este estudo atuou como um auxiliador na gestão dos recursos hídricos e ambiental, haja vista a melhoria proporcionada ao córrego Blanche.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O objetivo principal desta dissertação foi desenvolver, implantar e monitorar um sistema que promovesse a remoção de sólidos suspensos e a redução da concentração de matéria orgânica e de nutrientes em corpos aquáticos de pequeno porte, usando o córrego Blanche como estudo de caso, uma vez que outro estudo similar já havia sido desenvolvido lá previamente.

O sistema desenvolvido possuiu 8 m de extensão, ocupando um volume total de 3,75 m³. Foi concebido em quatro compartimentos, construídos em concreto armado, e dispositivos para melhor desempenho. O primeiro e o segundo compartimentos representaram o coagulador/floculador, o terceiro, o decantador e o último compartimento foi destinado à filtração da água através da utilização de pedras do próprio córrego em estudo. Outros componentes do sistema foram quatro septos para o controle do fluxo da água, um restritor do fluxo de água influente ao sistema, um dosador do agente coagulante, um vertedouro de soleira delgada com seção retangular e um dispositivo para remoção do lodo formado no interior do sistema.

Como esperado, a remoção de sólidos suspensos, em relação à redução da concentração da DBO, apresentou forte correlação linear, r de 0,680, proporcionando resultados satisfatórios e adequados, haja vista a simplicidade do projeto. Os resultados obtidos para sólidos suspensos, fósforo total e nitrogênio Kjeldahl não apresentaram qualquer relação entre estes parâmetros.

De acordo com os resultados obtidos, a eficiência média alcançada para a remoção de sólidos suspensos foi de 42,35% \pm 14,42, enquanto para a redução de DBO foi de 30,14% \pm 5,92. Em relação à redução de TOC foi observado que a eficiência média foi superior à da DBO, tendo sido de 36,40% \pm 10,62. A redução de fósforo foi também bastante significativa, em torno de 36%. Cabe ressaltar que, estes resultados condizem com a proposta do projeto, uma vez que se trata,

basicamente, de um sistema primário de tratamento, acrescido de um compartimento filtrante bastante singelo.

O córrego Blanche, segundo a Portaria SUREHMA N° 20/1992, encontra-se enquadrado na categoria das águas Classe 2 (SUREHMA, 1992). Embora a aplicação deste sistema no córrego não tenha possibilitado atingir a classe estabelecida pelo enquadramento, demonstrou ser de relativa eficiência na redução da carga de poluentes, contribuindo para a melhoria da qualidade da água do córrego Blanche.

Este projeto permitiu ampliar a visão relativa aos problemas que a poluição causa em corpos de água. As diversas soluções e alternativas de tratamento envolvem não somente recursos vultosos, mas uma ação continuada de toda a comunidade. Órgãos públicos, governo, empresas públicas e privadas diretamente relacionadas, ou não, ao problema e a própria sociedade devem estar atentos e vigilantes para proteger e recuperar este patrimônio global que se sabe ser vital e de qualidade comprometida.

A experiência resultante desta pesquisa demonstrou que ações simples e de baixo custo podem colaborar para a melhoria de corpos d'água. O sistema instalado no córrego Blanche com certeza não será a solução, nem se pretendia que fosse, mas poderá, caso seja implantado em vários córregos que deságuam em rios de maior porte, amenizar a poluição contributiva e possibilitar a redução dos investimentos necessários para recuperar rios de maior porte. Para tal, novos estudos devem ser promovidos aproveitando a infra-estrutura já instalada. Abaixo são apresentadas algumas sugestões para a continuidade de projetos com vistas à gestão de recursos hídricos e ambiental:

1. estudos com novos compartimentos, uma vez que o sistema é composto por peças pré-moldadas, compartimentos como caixa-de-areia;
2. instalação de dispositivos de flotação, o que auxiliaria no aumento da eficiência do sistema;

3. instalação de um dispositivo com regulagem de vazão automática para a adição do agente coagulante;
4. desenvolvimento de um sistema eficiente de coleta de lodo;
5. estudo da precipitação e da sua influência nas concentrações de poluentes no córrego;
6. análise de componentes principais;
7. avaliação de alternativas de uso de outros coagulantes e/ou outras concentrações;
8. avaliação das concentrações horárias de aporte de DBO;
9. avaliação da melhoria da qualidade da água proporcionada ao rio Tarumã, receptor do córrego Blanche, após a instalação do sistema de tratamento;
10. compreensão do ecossistema como um todo para melhor avaliação da qualidade da água e gestão dos recursos hídricos;
11. desenvolvimento de um modelo de qualidade da água objetivando melhor compreensão da bacia do córrego;
12. desenvolvimento de modelos matemáticos para o estudo teórico do aumento da eficiência do sistema.

Estas são algumas possibilidades, outras poderão ser consideradas, ao longo de novos estudos que sejam desenvolvidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G.; BEN-AIM, R. **Coagulation-adsorption-ultrafiltration for wastewater treatment and reuse**. Desalination, V 131, p. 307, 2000.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 1229: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário**. 12 páginas, ABR, 1992.

AGUILAR, M. I.; SÁEZ, M.; LLORENS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. **Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process**. Water Research. V 36, p. 2910-2919. 2002.

AHSAN, S.; KANECO, S.; OHTA, K.; MIZUNO, T.; KANI, K. **Use of some natural and waste materials for waste treatment**. Water Research. V. 35, p. 3738-3742. 2001.

AISSE, M. M. **Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (vol.1)**. Tese de doutorado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2002.

AL-MUTAIRI, N. Z., HAMODA, M. F., AL-GHUSAIN, I. **Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant**. Bioresource Technology. V. 95, p. 115-119. 2004.

ANGELIS, J. A.; MOREIRA, J. S.; MARSIGLIA NETTO, A.; OLIVEIRA, J. C. G.; PEREIRA, M. R. **Despoluição de rios – processo de flotação no leito natural**. Disponível em:
http://www.tce.ba.gov.br/publicacoes/conteudo/6_sinaop/htm/paineis/p3/p3_t2_meio_ambiente-pdf, acessado em: 19 agosto 2005.

ARSLAN, I. **Treatability of a simulated disperse dye-bath by ferrous iron coagulation, ozonation, and ferrous iron-catalyzed ozonation**. Journal of Hazardous Materials. V. 25, N. 3, p. 229-240. 2001.

AYOUB, G. M.; NAZZAL, F. F. **Gravel packed baffled channel flocculator**. Journal of Environmental Engineering. V. 114, p. 1448-1463. 1988.

AZEVEDO NETTO, J. M.; ALVAREZ, G. A. **Manual de hidráulica**. 6 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1973, 1977 reimpressão. 2v.

AZEVEDO, J. C. R. **Estudos biogeoquímicos na lagoa dos Patos – MS, habitat da planície de inundação do Alto do rio Paraná – Brasil**. Tese de Doutorado apresentada como requisito para obtenção do grau de doutor. Universidade Federal de Maringá. 2005.

BORSOI, Z. M. F.; TORRES, S. D. A. **A Política de recursos hídricos no Brasil**. Revista do BNDES. N° 8. Brasília, 1997.

BRAGA, M. C. B. **Surface water quality modellig of mercury contaminations**. Londres, 2001. Tese (Doctor of Philsophy) – T.H. Huxley School of Environment, Earth Sciences and Engeneering, University of London, 2001.

BRAGA, M. C. B.; GRASSI, M. T.; ASSIS, H. **Resultados parciais da avaliação da potabilidade da água de abastecimento da região Metropolitana de Curitiba**. II Seminário – Água: Problemas e Soluções. 2002.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation**. England: Uplands, 1980.

BRASIL. **Lei Federal N° 9.433** de 08 de janeiro de 1997, dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos.

BURDEN, F. R.; McKELVIE, I.; FÖRSTNER, U.; GUENTHER, A. **Environmental monitoring handbook**. McGraw Hill, 2005.

CAVICHIOLO, G. R.; BRAGA, M. C. B.; FERNANDES, C. V. S. **Condutividade e demanda química de oxigênio – sua importância para a caracterização ambiental de uma bacia hidrográfica**. 15° Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba/Paraná. 23-27 de novembro de 2003. Desafios à gestão da água no limiar do século XXI. ABRH-CD. Tema: gestão de recursos hídricos.

CENTURIONE, P. L.; DI BERNARDO, L. **Procedimento para execução de ensaios de flotação/filtração em equipamento de bancada**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V.8, p. 39-44, 2003.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução N° 20**, de junho de 1986. 1986. Ministério do Meio Ambiente.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução N° 357**, de março de 2005. 2005. Ministério do Meio Ambiente.

COOPER, C. M.; SHIELDS, F. D.; TESTA, S.; KNIGHT, S. S. **Sediment retention and water quality enhancement in disturbed watershed**. . Journal of Environmental Engineering. V. 15, P. 121-134. 2000.

CURI, T. H. L. **Utilização de quitosana no tratamento físico-químico das águas residuárias do processamento de café solúvel**. Dissertação de mestrado apresentada como requisito para obtenção do grau de mestre. Universidade Federal do Paraná. 1995.

DT ENGENHARIA. Disponível em: <http://www.dtflotflux.com.br>. Acessado em: 10 de dezembro de 2005.

EBELING, J. M.; WELSH, C. F.; RISHEL, K. L. **Performance evaluation of an inclined belt filter using coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from microscreen backwash effluent**. Aquacultural Engineering. 2005

EVANS, C. D.; MONTEIH, D. T.; COOPER, D. M. **Long term increases in surfaces water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts**. Environmental Pollution. V. 137, p. 55-71. 2005.

EXALL, K. N.; VANLOON, G. W. **Effects of raw water conditions on solution – state aluminum speciation during coagulant dilution**. Water Research. V.37, p.3341-3350, 2003.

FAN, A.; TURRO, N. J.; SOMASUNDARAN, P. **A study of dual polymer flocculation**. Colloids and Surfaces. V.162, p.141-148, 2000.

FARIA, S. A.; FARIA, R. C. **Cenários e perspectivas para o setor de saneamento e sua interface com os recursos hídricos**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 9, p. 202-210, 2004.

FENDRICH, R.; OBLADEN, N.; AISSE, M.; GARCIAS, C. **Drenagem e controle da erosão urbana**. 3° edição. São Paulo. IBRASA. Curitiba: CHAMPAGNAT, 1991.

FENDRICH, R. **Bacia hidrográfica urbana do rio Belém**. Curitiba. PUC/PR. 1997.

FENDRICH, R. **Coleta, armazenamento, utilização e infiltração das águas pluviais na drenagem urbana.** Tese de Doutorado, curso de Pós-Graduação em Geologia Ambiental – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

GAO, B. Y., HAHN, H. H., HOFFMANN, E. **Evaluation of aluminum-silicate polymer composite as a coagulant for water treatment.** Water Research. V.36, p.3573-3581. Feb. 2002.

GARNIER, C.; MOUNIER, S.; BENAÏM, J. Y. **Influence of dissolved organic carbon content on modelling natural organic matter acid-base properties.** Water Research. V. 38, p. 3685-3692. 2004.

GIORDANI, S. **Averiguação das possibilidades de reúso de efluentes domésticos tratados nas bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira – região de Curitiba.** Dissertação de mestrado em Engenharia Hidráulica da Universidade Federal do Paraná. 2002.

GUO, L.; LEHNER, J. K.; WHITE, D. M.; GARLAND, D. S. **Heterogeneity of natural organic matter from the Chena river, Alaska.** V. 37, p. 1015-1022. 2003.

HAMMER, M. J.; VIESSMAN, W. Jr. **Water supply and pollution control.** Editora Mc Graw Hill, England. Sexta edição. 1998.

HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O. **Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências.** Revista Engenharia Sanitária. 2004.

HEM, J. D. **Study and interpretation of chemical characteristics of natural water.** US Geological Survey. Water-Supply, Paper 2254, 3 ed. 1989.

HURST, A. M.; EDWARDS, M. J.; CHIPPS, M.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S. A. **The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment.** Science of the Total Environment. V. 324, p. 219-230. 2004.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acessado em: 05 de novembro de 2005.

IIC – JICA (INSTITUTE FOR INTERNATIONAL COOPERATION – JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY). **The study on development assistance in water sectors – Response to water problems in developing countries.** Novembro, 2002.

IPPUC – INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA. **Curitiba em dados 2004.** 292p. Curitiba: IPPUC, 2004.

JIMÉNEZ, C. B.; LANDA, V. H. **Physico-chemical and bacteriological characterization of wastewater from Mexico City.** Water Science Technology. V 37, p. 1-8, 1998.

JORGE, M. **Avaliação da redução de carga orgânica em corpos aquáticos através da remoção de sólidos suspensos: estudos de caso.** Dissertação de mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná. 2002.

KIELY, G. **Environmental engineering.** Editora Mc Graw Hill, England, 1996.

KRONIMUS, A.; SCHWARZBAUER, J.; DSIKOWITZKY, L.; HEIM, S.; LITTKER, R. **Anthropogenic Organic contaminants in sediments of the Lippe river, Germany.** Water Research. V 38, p. 3473-3484. 2004.

LEE, S.; CHO, J.; ELIMELECH, M. **Combined influence of natural organic matter (NOM) and colloidal particles on nanofiltration membrane fouling.** Journal of Membrane Science. P. 15. 2005.

LEENTVAAR, J., BUNING, W. G. W., KOPPERS, M. M. **Physico-chemical treatment of municipal wastewater. Coagulation-Flocculation.** Water Research. V. 12, p. 35-40. 1978.

LEIKNES, T.; ODEGAARD, H.; HAVVARD, M. **Removal of natural organic matter (NOM) in drinking water treatment by coagulation-microfiltration using metal membranes.** V. 242, p. 47-55. 2004.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas.** Belo Horizonte, MG. CRQ-MG. 2003.

MAGALHÃES, I. P. C. **Modelo integrado para simulação de sistemas hídricos.** Dissertação de mestrado em Ciências da Engenharia Civil. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2005.

MAIER, W. J.; SWAIN, W. R. **Lake superior organic carbon budget.** Water Research. V. 12, p.403-412, 1978.

MARHABA, T.; DOANH, V.; LIPPINCOTT, L. **Rapid identification of dissolved organic matter fractions in water by spectral fluorescent signatures.** Water Research. V. 34, p. 3543-3550. 2000.

MARQUES, F. C. V. **Estimativa de vazamentos e descargas em redes e ramais.** Sanare – Revista Técnica da Sanepar. V. 19, p. 15-25. jan/jun 2003.

MATSUMOTO, S. **The conception and execution of improved river water quality using a newly developed purification method: The Shimanto-Gawa System.** UNEP-IETC Newsletter, p. 3-6. August 1997.

METCALF AND EDDY, Inc. **Waste water engineering: collection, treatment, disposal and reuse.** Nova York (USA). Editora Mc Graw Hill, England. 2003.

MIRANDA, A. B.; TEIXEIRA, B. A N. **Indicadores para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 9, p. 269-279, 2004.

MORGADO, A. F.; DANTAS, C. F.; PEREIRA, N. C.; CAMPREGHER, N. **Metodologia para execução de teste de jarros.** Departamento de engenharia química e de alimentos. Projeto FUNGRAD – 2003.

MOTTA, R. S. **Questões regulatórias do setor de saneamento no Brasil.** Nota técnica de regulação 05 – IPEA. SEAE, jan. 2004.

MUNSON, B. R.; YOUNG, D. F.; OKIISHI, T. H. **Fundamentals of fluid mechanics.** John Wiley & Sons, Inc.. 2 ed. V. 2. 1994.

NASCIMENTO, N. O; HELLER, L. **Ciência, Tecnologia e inovação na interface entre as áreas de Recursos Hídricos e saneamento**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, p. 36-48, 2005.

OBLADEN, N. L. **Aterro Sanitário para resíduos sólidos urbanos**. Curitiba, 2004.

PALERMO, M. R.; THACKSON, E. L. **Test for dredged material effluent quality**. Journal of Environmental Engineering. V. 114, p. 1295-1305. 1988.

PARANÁ. **Lei Estadual N° 12.726** de 26 de novembro de 1999, dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos.

PARANÁ, **Portaria SUREHMA N° 20** de maio de 1992, dispõe sobre o enquadramento dos corpos aquáticos no Paraná.

PAULA, E. V. **Leptospirose humana: uma análise climato-geográfica de sua manifestação no Brasil, Paraná e Curitiba**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia/BR. 16-21 de Abril de 2005. INPE, p. 2301-2308.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Dissertação de mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. 2001.

PINTO, N.L.S.; et al. **Hidrologia básica**. São Paulo: Edgard Blücher, 1976.

QUANTIN, C.; JONER, E. J.; PORTAL, J. M.; BERTHELIN, J. **PAH dissipation in contaminated river sediment under oxic and anoxic conditions**. Environmental Pollution. V. 134, p. 315-322. 2005.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. et al. **Águas Doces no Brasil**. Instituto de Estudos Avançados da USP. Academia Brasileira de Ciências. São Paulo, 1999.

REYES, J.; GOODARZI, F.; SANEI, H.; STASIUK, L. D.; DUNCAN, W. **Petrographic and geochemical characteristics of organic matter associated with stream sediments in trail area British Columbia, Canada**. International Journal of Coal Geology. 2005.

RICH, L. G. **A critical look at rock filters.** Journal of Environmental Engineering. V. 114, n. 1. Feb, p. 219-223. 1988.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água – Tecnologia atualizada.** 5° impressão. São Paulo: Edgard Blücher, 1991.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza.** 3°ed. 470p. Editora Guanabara Koogan, 1993.

SABESP. **Flotação: Processo de flotação aplicado em cursos d' água.** Disponível em:
http://www.sabesp.com.br/o_q_faremos/projetos_especiais/acao_ambientais/desp_la_gos_corregos.htm, acessado em: 17/08/2005.

SACHSE, A; HENRION, R.; GELBRECHT, J.; STEINBERG, C. E. W. **Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: influence of catchment characteristics and autochthonous process.** Organic Geochemistry. V. 36, p. 923-935. 2005.

SAMRANI, A. G.; LARTIGES, B. S.; MONTARGÈS-PELLETIER, E.; KAZPARD, V.; BARRÈS, O.; GHANBAJA, J. **Clarification of municipal sewage with ferric chloride: the nature of coagulant species.** Water Research. V. 38, p.756-768, 2004.

SANEPAR. **Apostila de Treinamento da Sanepar – JAR-TEST.** Curitiba, 2001.

SANTOS, H. R.; PRADO, G. S.; VIDAL, C. M. S.; MORUZZI, R. B.; CAMPOS, J. R. **Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário.** Revista Engenharia Sanitária Ambiental. V. 9, p. 291-300, 2004.

SANTOS, I.; et al. **Hidrometria aplicada.** Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SCHIKOWSKI, R. F.; SOUZA FILHO, J. B.; SACHET, M. A. C.; LODI, R. **Carrinho/catador empreendedor: diferencial para recuperação e conservação e conservação das áreas mananciais.** Sanare – Revista Técnica da Sanepar. V. 19, p. 59-73. jan/jun 2003.

SEMMENS, M. J.; FIELD, T. K. **Coagulation: Experiences in organics removal.** Journal AWWA. p. 476-483, 1980.

SILVA, T. S. S. **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e esgoto.** Dissertação de Mestrado apresentada à Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 1999. 88 p.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WASTEWATER. APHA, AWWA, WPCF. 21th ed. Washington, DC (USA), 2001.

SMVMA. **Projeto piloto para despoluição da Bacia do Córrego do Sapateiro e recuperação da qualidade da água dos lagos do Parque Ibirapuera.** São Paulo, 2004.

STEINBERGER, N.; HONDZO, M. **Diffusional mass transfer at sediment-water interface.** Journal of Environmental Engineering. p. 192-200. 1999.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Chemical aspects of coagulation.** Journal AWWA. p.971-992, 1962.

TANGERINO, E. P.; DI BERNARDO, L. **Remoção de substancias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FIME.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, p. 290-298, 2005.

UNICEF/WHO (World Health Organization/United Nations Children's Fund). **Joint Monitoring Programme (JMP) on Water Supply and Sanitation.** Disponível em: <http://www.wssinfo.org/>, acessado em: 04/02/2005.

VALENCIA, J. A. **Teoria y practica de la purificacion del agua.** Tercera edición. Mc Graw Hill, 2000.

VAN HEES, P. A. W.; LUNDSTROM, U. S.; BORÉN, H. **Abundance and functions of natural organic matter species in soil and water.** Geoderma. Preface. p. 175-176. 2005.

VANZELA, L. S. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis/SP**. Dissertação apresentada à Faculdade UNESP, para obtenção do grau de mestre em engenharia agrônoma. Agosto, 2004.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3. ed. – Belo Horizonte: Imprimatur, 576 p. 1997.

VILGÉ-RITTER, A.; MASION, A.; BOULANGÉ, T.; RYBACKI, D.; BOTTERO, J. **Removal of natural organic matter by coagulation-flocculation: a pyrolysis-gcms study**. Journal Environmental Science & Technology. V. 33, n. 17, p. 3027-3032. 1999.

VILLA, A. T. **Avaliação ambiental de qualidade de água do lago do Parque Barigüi: potencial de poluição orgânica**. Dissertação de mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná. 2005.

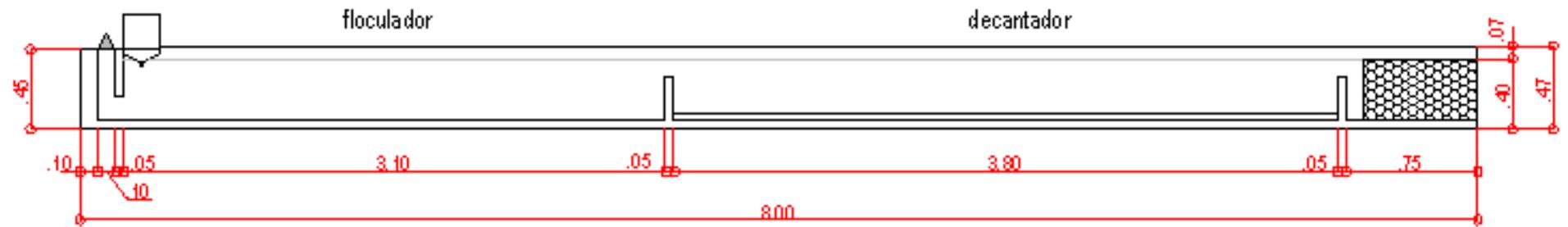
VISCO, G.; CAMPANELLA, L.; NOBILI, V. **Organic carbons and TOC in waters: an overview of the international norm its measurements**. Microchemical Journal V. 79, p. 185-191. 2005.

WHEATER, C. P.; PENNY, A. C. **Using statistics to understand the environment**. Routledge introductions to environment series, 2000.

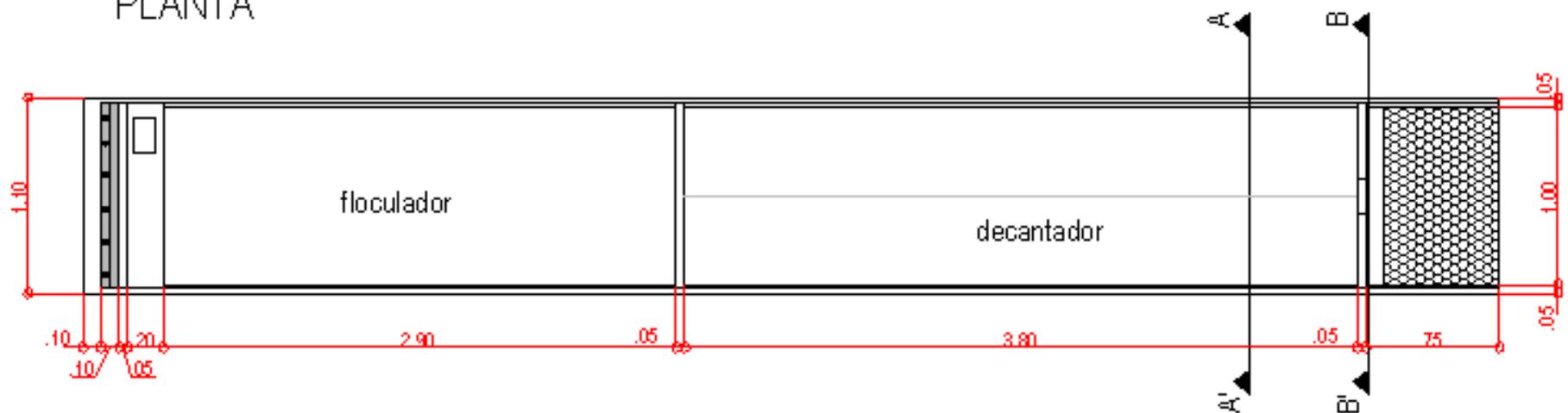
APÊNDICES

APÊNDICE 1 – PLANTAS DO SISTEMA

VISTA LATERAL

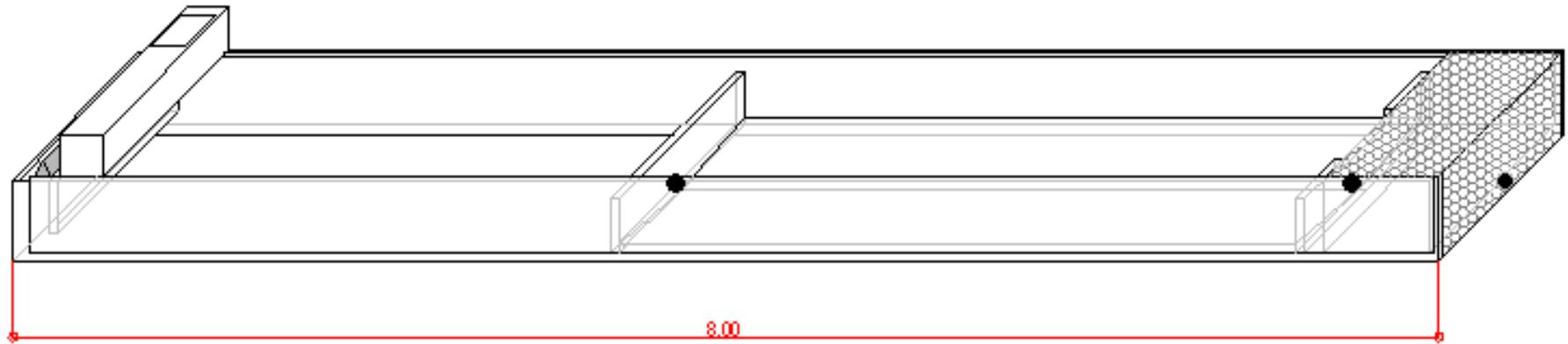


PLANTA



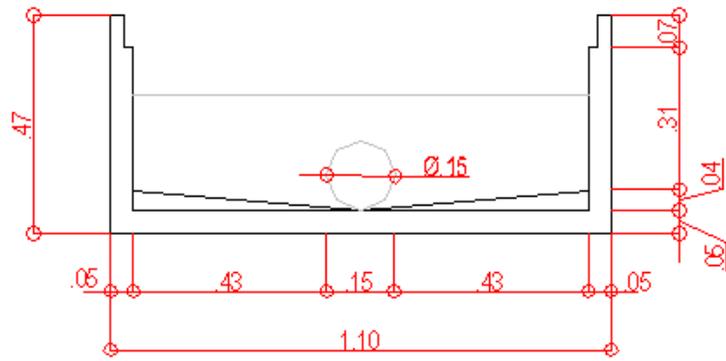
PERSPECTIVA

escala 1:20



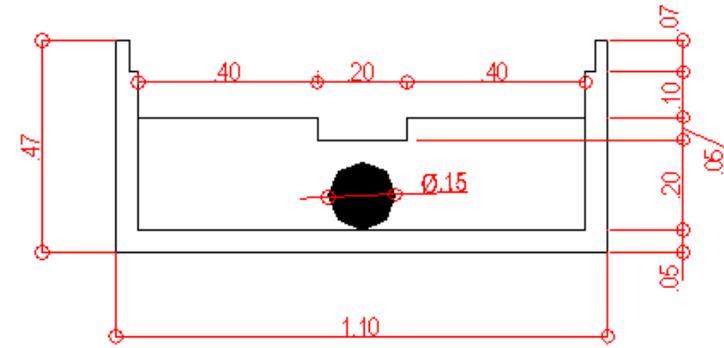
CORTE A - A'

escala 1:10



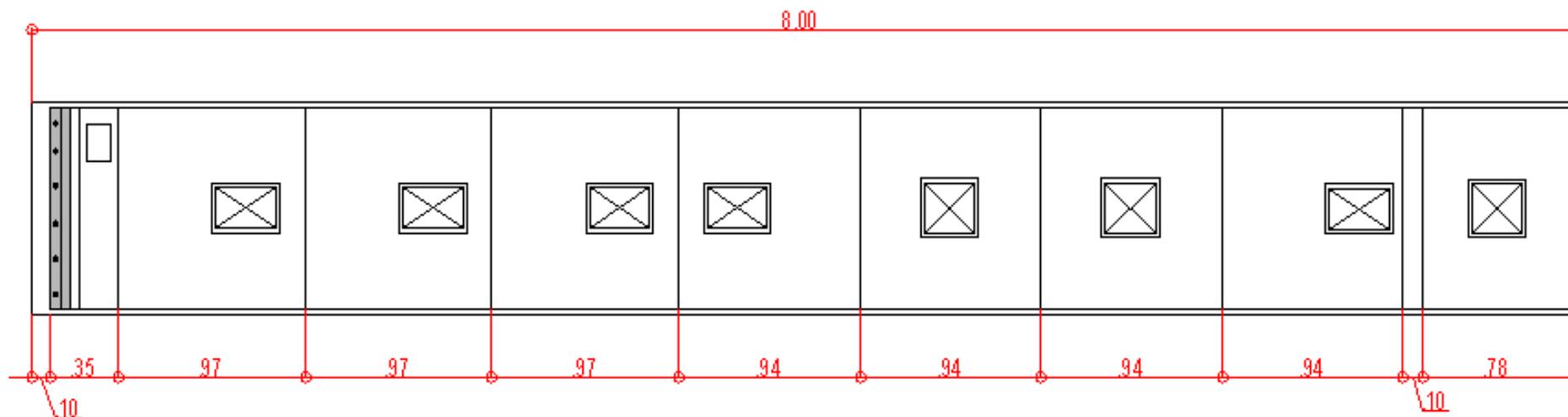
CORTE B - B'

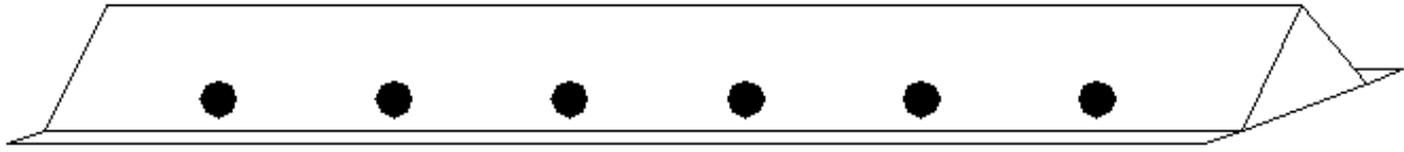
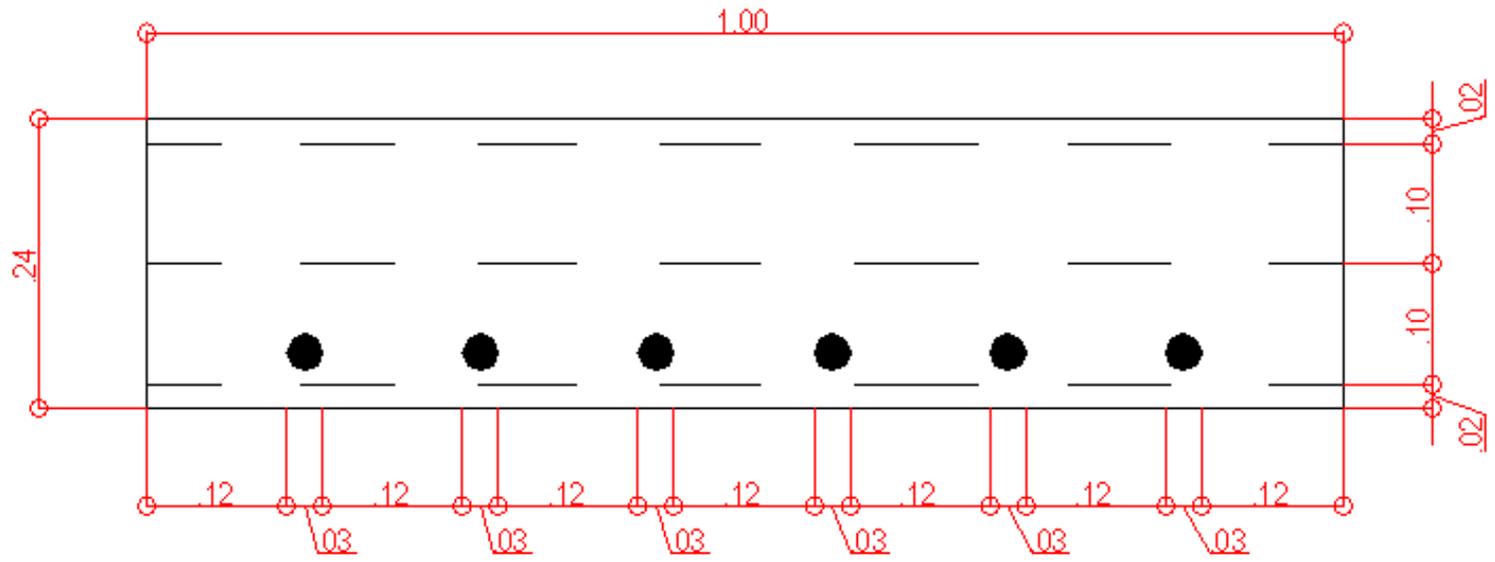
escala 1:10



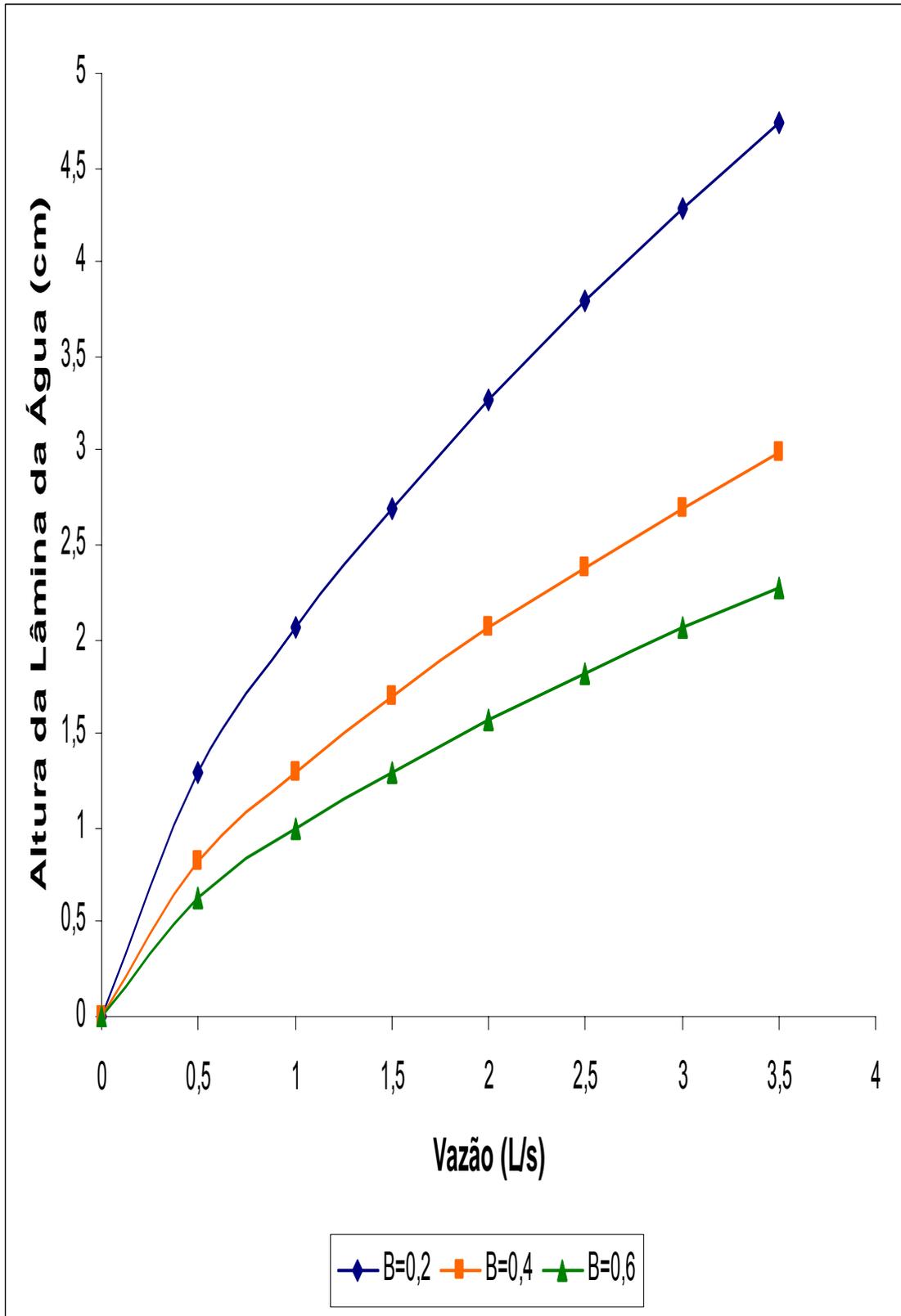
SISTEMA COM TAMPAS

escala 1:20

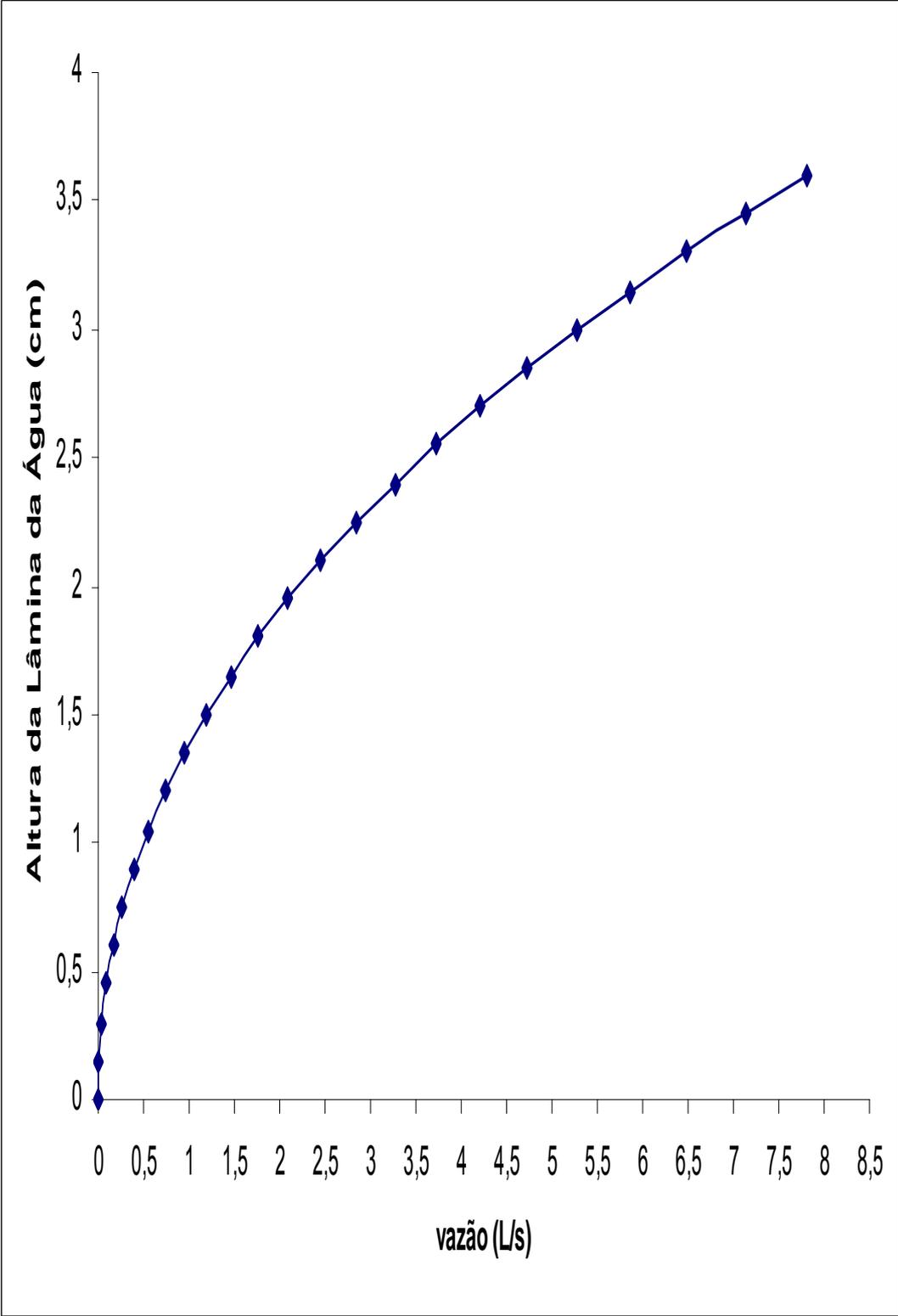




APÊNDICE 2 – CURVA DE DESCARGA DO VERTEDOURO



APÊNDICE 3 – CURVA DE DESCARGA DO TUBO DE DRENAGEM



APÊNDICE 4 – FICHA DE REGISTRO DE COLETAS

FICHA DE REGISTRO DE COLETAS

CÓRREGO BLANCHE

Campanha de _____

Data da Coleta:

Hora da Coleta:

Condições Climáticas:

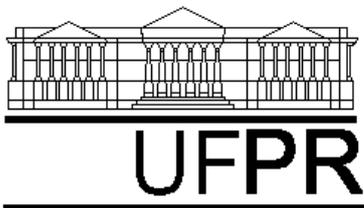
durante a coleta –

no período anterior à coleta –

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
pH			
Condutividade			
Temp. água			
O.D.			
Réguas limimétricas			

Observações:

APÊNDICE 5 – QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO DO SISTEMA



Nome: _____

Endereço: _____

Profissão: _____

Idade: _____

- 1) A quanto tempo freqüenta o Bosque de Portugal?
) menos de 1 ano
) 1 a 4 anos
) mais de 4 anos

- 2) Já teve conhecimentos de estudos anteriores (para a melhoria da qualidade das águas do rio) realizados no Bosque de Portugal?
) não
) sim Qual? _____

- 3) Após a instalação do sistema no Córrego Blanche o aspecto da água (em relação a cor e odor):
) melhorou
) não mudou
) não sei informar
) piorou

- 4) Em relação ao visual do local onde o sistema foi implantado no córrego:
) ocorreram modificações na paisagem natural do Bosque, mas o benefícios compensam estas modificações
) ocorreram modificações na paisagem natural do Bosque e estas modificações não compensam os benefícios
) não ocorreram modificações na paisagem natural do Bosque

5) Na sua opinião estes estudos que vem sendo realizados trazem que tipo de melhoria a sociedade?

- Trazem melhorias ao meio ambiente em geral
- Trazem melhorias apenas ao local onde foram instalados
- Não trazem nenhuma melhoria

6) Na sua opinião a instalação de sistema objetivando a melhoria de corpos aquáticos de pequeno porte é uma alternativa viável?

- sim
- não

7) Caso fosse sua atribuição, você concederia uma licença para instalação deste sistema em um corpo aquático de pequeno porte?

- sim
- não

8) Caso a resposta na questão 7 seja SIM, porque você concederia esta licença?

- porque melhorias proporcionadas ao pequenos corpos aquáticos trazem benefícios aos seus receptores
- porque pesquisas em campo são interessantes e os resultados são relevantes para a sociedade
- porque através dos resultados obtidos mais estudos podem ser desenvolvidos podendo-se chegar a um sistema ótimo para o tratamento do rio no próprio rio
- porque a melhoria da qualidade da água em rios é obrigação de todos

9) Caso a resposta na questão 7 seja NÃO, porque você não concederia esta licença?

- não vejo a necessidade destes estudos serem realizados
- porque estes estudos são realizados por um período de tempo, após a retirada do sistema as condições locais voltam a ser as mesmas (antes da instalação do sistema)
- a melhoria da qualidade em rios é de obrigação da SANEPAR

- () a melhoria da qualidade em rios é de obrigação da PREFEITURA
- () porque a melhoria da qualidade da água em rios é obrigação de todos
- () porque estes estudos tiveram poucas contribuições e/ou resultados

10)Qual das alternativas representa os maiores problemas para o bem-estar dos freqüentadores do Bosque de Portugal? Escolha 2 alternativas.

- () odor dos corpos aquáticos
- () presença de roedores
- () resíduos jogados pela população local na área verde do Bosque
- () presença de materiais flutuantes nas águas do Córrego Blanche

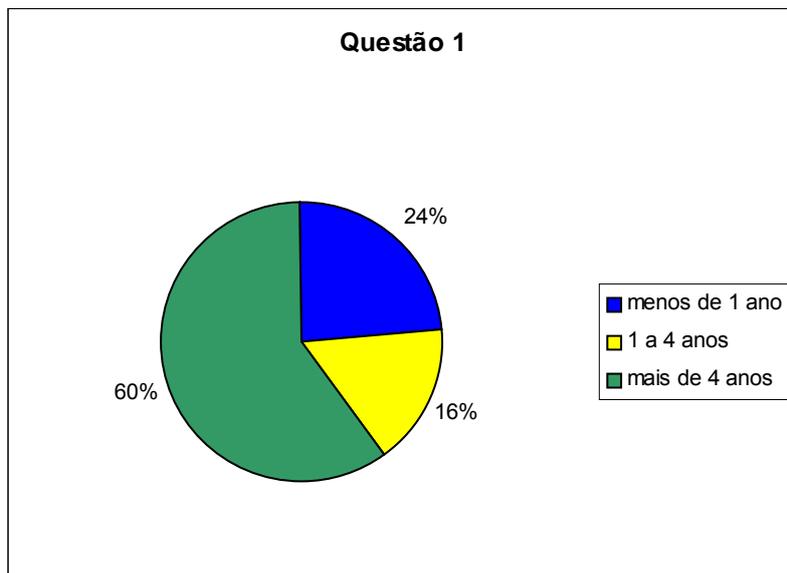
APÊNDICE 6 – CRONOGRAMA DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA

CRONOGRAMA - INSTALAÇÃO DO SISTEMA NO CORREGO BLANCHE

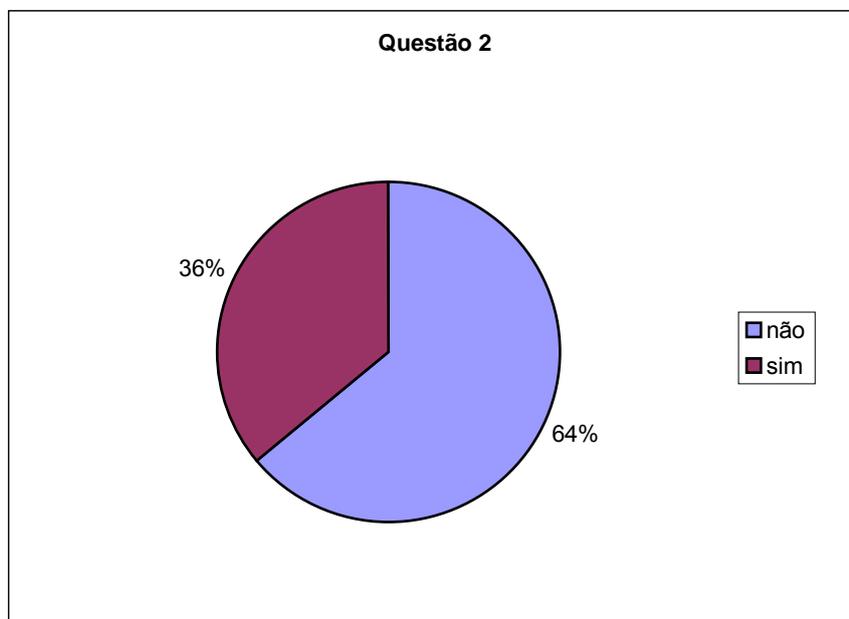
DIA	ATIVIDADE
1 Terça-feira 20/09	Retirada das pedras do fundo do Córrego Construção do desvio do Córrego
Observações:	
2 Quarta-feira 21/09	Escavação do Córrego Colocação do Sistema
Observações:	
3 Quinta-feira 22/09	Realização do acabamento das peças do Sistema Concretagem do Decantador e dos septos Instalações dos dispositivos
Observações:	
4 Sexta-feira 23/09	Retirada do desvio do Córrego Limpeza do sistema
Observações:	

APÊNDICE 7 – RESPOSTAS DO QUESTIONÁRIO DE ACEITAÇÃO DO
SISTEMA

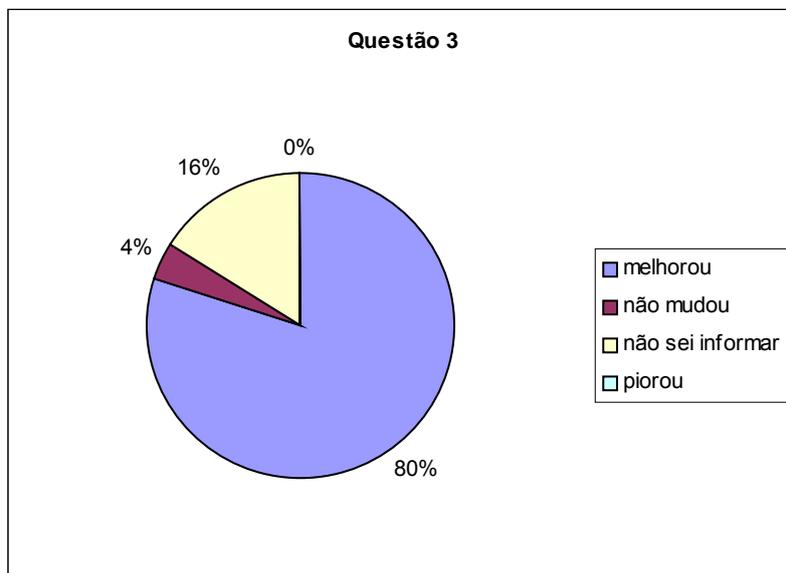
1. A quanto tempo freqüenta o Bosque de Portugal?



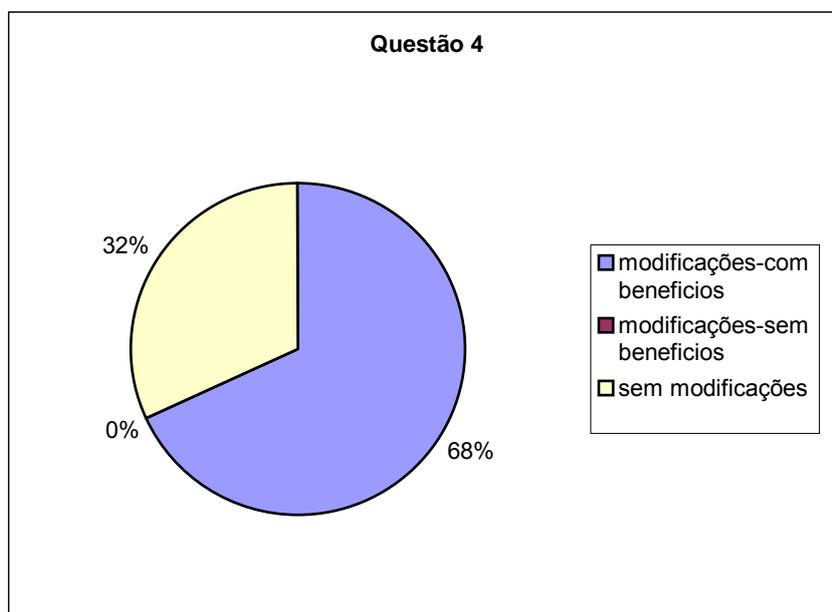
2. Já teve conhecimentos de estudos anteriores (para a melhoria da qualidade das águas do rio) realizados no Bosque de Portugal?



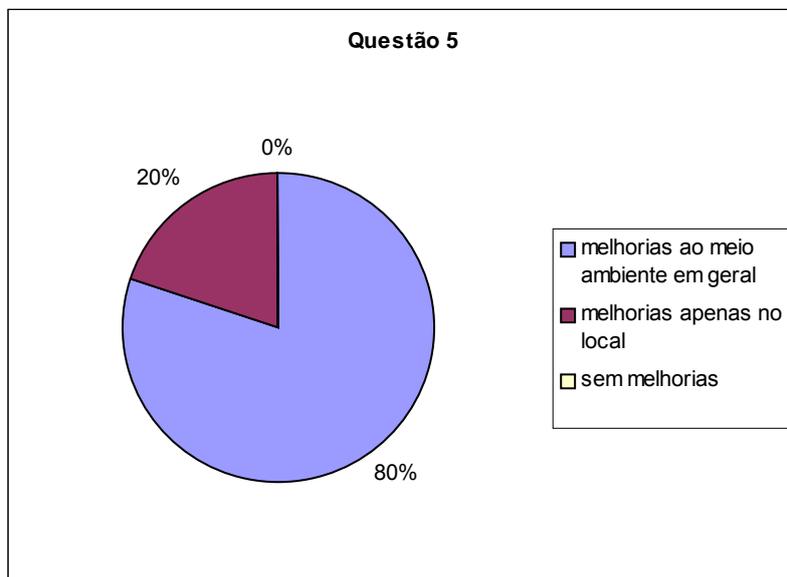
3. Após a instalação do sistema no Córrego Blanche o aspecto da água
(em relação a cor e odor):



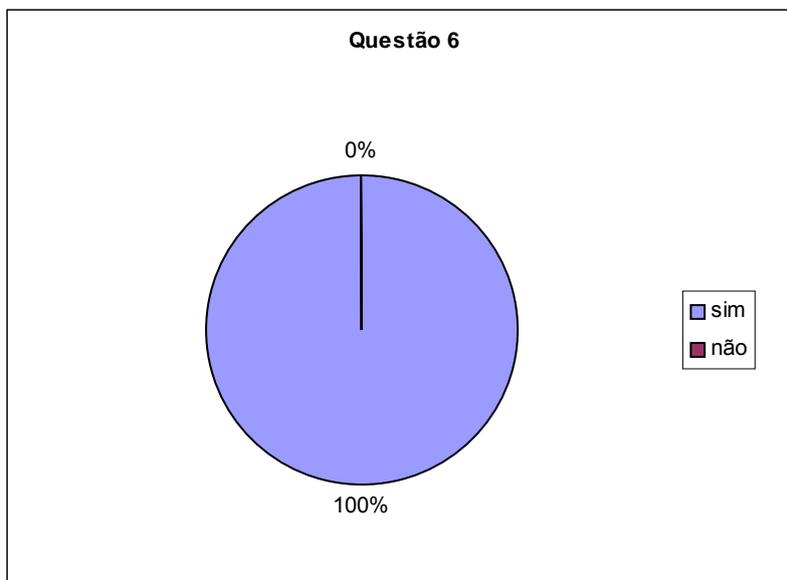
4. Em relação ao visual do local onde o sistema foi implantado no córrego:



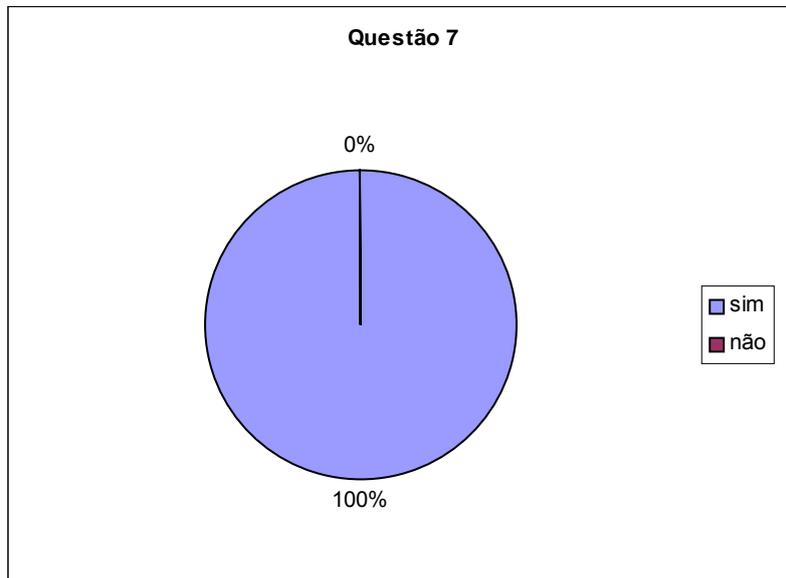
5. Na sua opinião estes estudos que vem sendo realizados trazem que tipo de melhoria a sociedade?



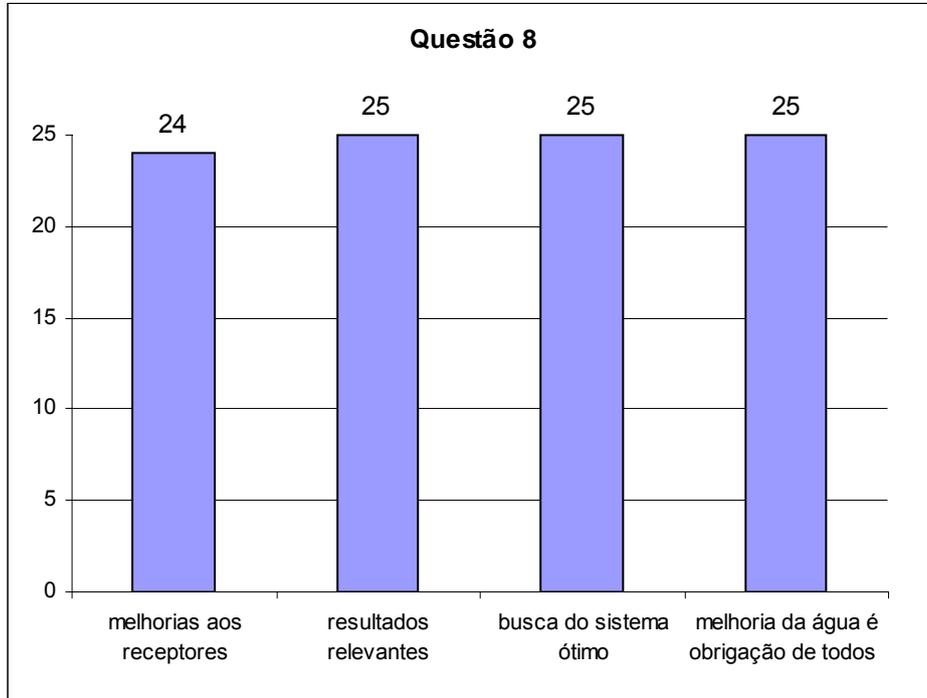
6. Na sua opinião a instalação de sistema objetivando a melhoria de corpos aquáticos de pequeno porte é uma alternativa viável?



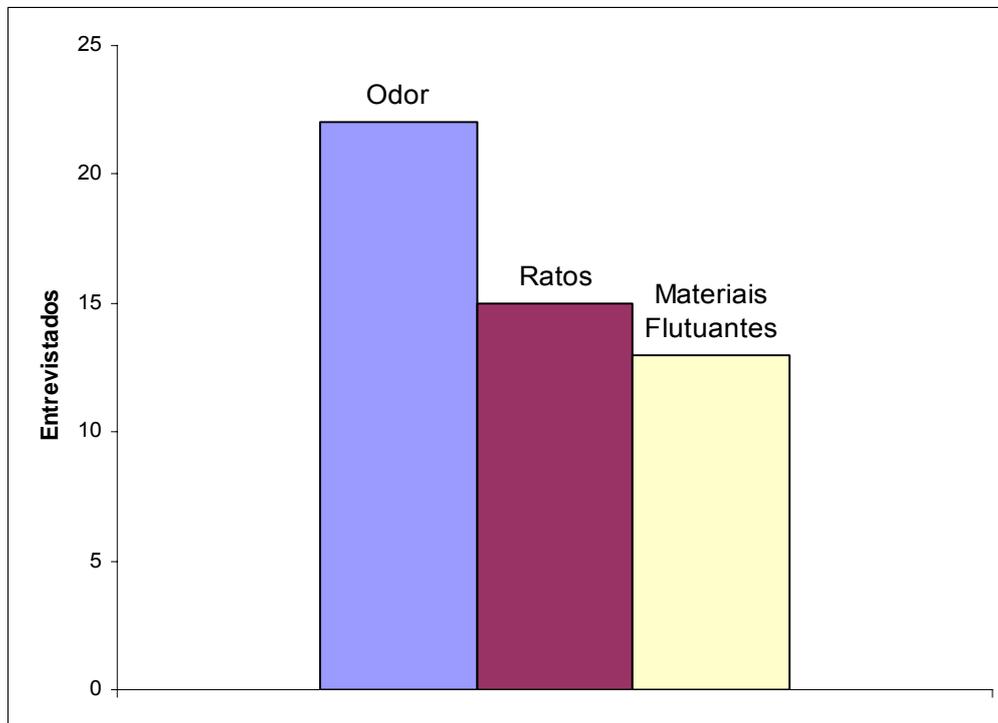
7. Caso fosse sua atribuição, você concederia uma licença para instalação deste sistema em um corpo aquático de pequeno porte?



8. Caso a resposta na questão 7 seja SIM, porque você concederia esta licença?



10. Qual das alternativas representa os maiores problemas para o bem-estar dos freqüentadores do Bosque de Portugal? Escolha 2 alternativas.



APÊNDICE 8 – A PRESENÇA E OS DANOS RELACIONADOS À
POPULAÇÃO DE RATOS

Entre os problemas encontrados durante a realização do trabalho no Bosque de Portugal, um fato que chamou a atenção foi a população de ratos residentes no bosque. Estes roedores são responsáveis por vários prejuízos de ordem econômica e sanitária para a sociedade. A associação destes animais com os homens, a capacidade de reprodução e adaptação ao meio, os hábitos de alimentação e dejeção simultânea, a necessidade intrínseca de roer, são condições que os tornam indesejáveis (OBLADEN, 2004).

Estes animais são responsáveis pela transmissão de uma infinidade de doenças, seja por mordedura, por suas fezes e urina, ou através da ação de ectoparasitas. Entre os anos de 1345 e 1350, os ratos foram responsáveis pela morte de 43 milhões de pessoas na Europa Ocidental, através da veiculação de doenças como a peste bubônica, leptospirose, brucelose (OBLADEN, 2004).

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, no Brasil, existem dois ratos por habitante, desta forma, estima-se que aproximadamente, 300 milhões de roedores convivem na sociedade (IBGE, 2000).

As doenças transmitidas pelos ratos, não estão relacionadas apenas ao esgotamento sanitário, mas também às enchentes, aos sistemas de coleta e destino do lixo, como o caso da leptospirose (PAULA, 2005). Segundo este autor, foi identificada a existência de estreita relação entre a incidência de leptospirose e a variação pluviométrica.

Em Belo Horizonte, no ano de 2004, a prefeitura recebeu em torno de 48 mil chamadas de pessoas que tiveram suas casas ou bairros invadidos por esses roedores. Neste mesmo ano, foram registrados 20 casos de leptospirose, com cinco mortes. Em Curitiba, os casos da doença vêm caindo ao longo dos anos. Em janeiro de 2006, foram registradas seis notificações, e em fevereiro apenas uma. No mesmo período de 2005, os registros foram, respectivamente, 17 e 11 casos. Esta redução deve-se ao fato dos trabalhos

que têm sido realizados pela Coordenação de Controle de Zoonoses e Vetores da Secretaria Municipal da Saúde – SMS, cujas equipes técnicas, através de ações educativas em áreas de risco, unidades de saúde, escolas e empresas orientam a população sobre os problemas relacionados a este fator.

Na cidade de Curitiba, a região metropolitana corresponde à área de maior ocorrência de leptospirose, fato que se justifica pelas características geográficas da região, ou seja, apresenta relevo plano com extensas planícies de inundação, o que cria condições ótimas para o desenvolvimento de ratos e a conseqüente repercussão da doença. Outro fato que justifica a grande incidência de casos na capital paranaense, Curitiba detém o índice de 57% das ocorrências do estado, refere-se à eficácia do sistema de notificação da SMS (PAULA, 2005).

Segundo dados apresentados por PAULA (2005), em Curitiba o bairro do Cajuru apresenta-se como a área de maior incidência de casos de leptospirose. Isto porque, o bairro apresenta elevada densidade demográfica e críticas condições de pobreza, além desta região ser sujeita a inundações. Segundo este mesmo autor, o bairro do Jardim Social apresentou um caso ao longo dos anos de 1997 e 2001, fato preocupante, visto que esta região possui o maior rendimento nominal mensal da cidade de Curitiba (IPPUC, 2004).

As principais espécies de ratos são:

- *Ratus rattus*: conhecido como rato de telhado ou rato preto.
- *Mus musculus*: conhecido como camundongo ou rato caseiro.
- *Rattus norvegicus*: conhecido como rato de esgoto. Vivem em lugares úmidos e baixos, como galerias, porões, esgoto. São excelentes nadadores, mergulhadores, sobem paredes lisas, saltam verticalmente e horizontalmente. Esta espécie chega a pesar mais de 500 gramas, além de serem extremamente agressivos. São conhecidos casos de mutilação de crianças e até mesmo de recém-nascidos, chegando a comer orelhas e dedos de crianças. Estes roedores são de difícil

controle, quando não estão comendo, estão se reproduzindo, mantendo uma média de 20 relações por dia, sendo que a cada 21 dias podem ter uma ninhada de 30 a 40 filhotes.

Na comunidade de roedores há uma notável organização comunitária. Os idosos e deficientes físicos são responsáveis pela exploração de ambientes, como também pela prova de novos alimentos. Quando são colocados venenos em uma determinada área, em princípio apenas indivíduos idosos e deficientes serão eliminados. Os ratos comem de tudo, papel, plásticos, até mesmo o PVC que reveste os fios da rede elétrica.

As Figuras 4.21 e 4.22 mostram a presença destes animais no Bosque de Portugal. Como já explicado na seção 4.7, o aparecimento destes animais está associada a presença de lançamentos clandestinos de esgoto nas redes de drenagem da cidade de Curitiba.

FIGURA 4.21 – RATOS NO CÓRREGO BLANCHE



FIGURA 4.22 – RATO NO CÓRREGO BLANCHE



APÊNDICE 9 – CAMPANHA DE RECONHECIMENTO

CAMPANHA DE RECONHECIMENTO

Nº Coleta	Data e Hora da Coleta	Dia da entrada laboratório	Ponto	Temp. (°C)	OD	pH	TOC (mg/L)	DOC (mg/L)	Turbidez (NTU)	Vazão campo (L/s)	Colif. Totais (NMP/100 mL)	Colif. Termotolerantes (NMP/100 mL)
1	2/5/2005-13:30	Segunda-feira	P1	19,3	5,89	7,2	-	-	28,3	2,43	5,4 E6	1,3 E6
2	15/6/2005-13:30	Quarta-feira	P1	17,9	5,51	6,2	4,99	-	29,6	2,43	-	-
3	13/7/2005-13:30	Quarta-feira	P1	23,2	4,25	7	29,24	-	24,05	2,43	-	-
4	28/7/2005-09:30	Quarta-feira	P1	16,4	4,34	6,8	26,53	9,65	18,5	2,43	-	-
5	11/8/2005-10:00	Quinta-feira	P1	15,5	5,75	6,5	9,15	14,36	20,95	2,43	-	-
6	13/11/2005-14:00	Domingo	P1									
7	23/11/2005-18:00	Quarta-feira	P1	19,1	-	6,89		31				

APÊNDICE 10 – CAMPANHA DE MONITORAMENTO

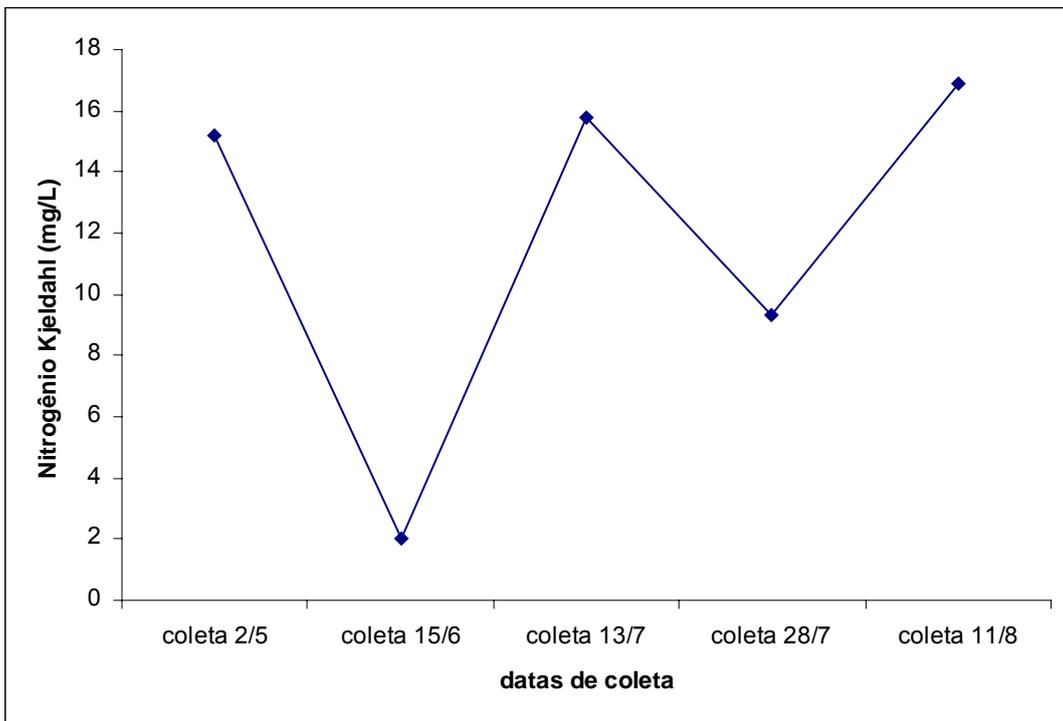
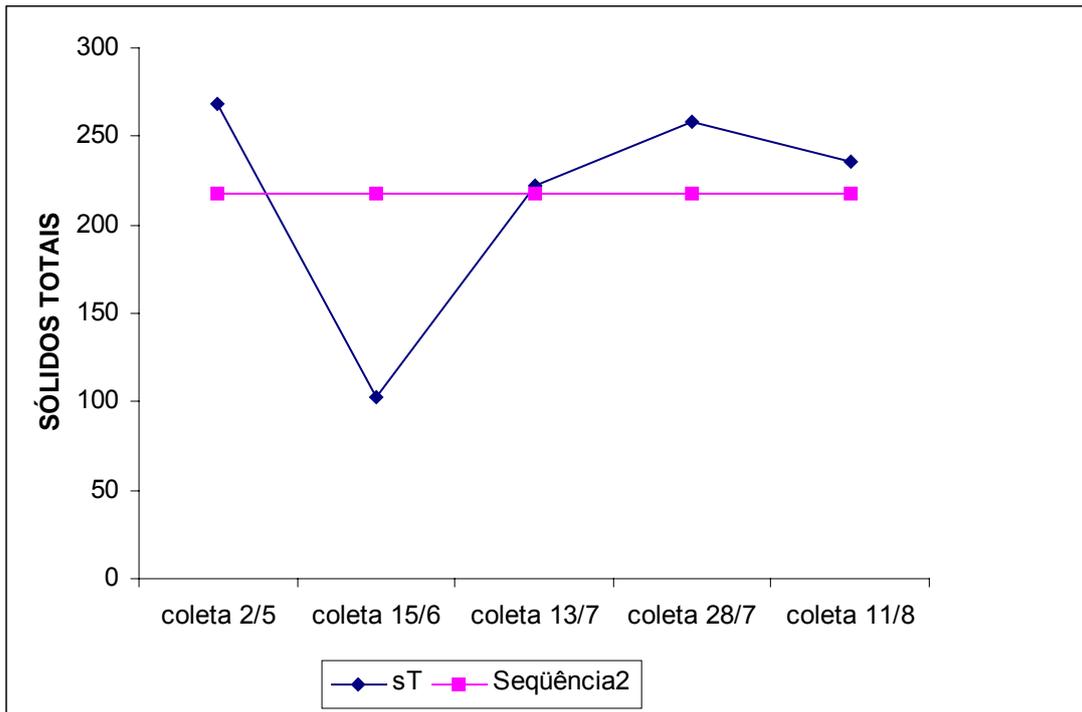
CAMPANHA DE MONITORAMENTO												
Nº Coleta	Data e Hora Coleta	Dia da entrada no laboratório	Ponto	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Relação DBO/DQO	Sólidos Dissolvidos (mg/L)			Sólidos Suspensos (mg/L)		
							STD	SFD	SVD	SST	SSF	SSV
1	03/10/05 - 9:40	Segunda-feira	P1	79,39	30,00	0,38	110,00	42,00	68,00	51,43	22,86	28,57
			P2	70,23	39,79	0,57	128,52	51,26	77,26	52,00	26,00	26,00
			P3	50,38	29,01	0,58	117,48	41,74	75,74	34,52	20,26	14,26
2	08/11/05 - 18:00	Terça-feira	P1	67,37	34,80	0,52	231,00	196,00	35,00	71,00	32,00	39,00
			P2	111,20	57,30	0,52	249,00	222,00	27,00	49,00	15,00	34,00
			P3	84,21	42,70	0,51	212,00	190,60	21,40	36,20	9,00	27,20
3	21/11/05 - 18:00	Segunda-feira	P1	50,53	16,28	0,32	167,00	96,20	70,80	40,00	10,80	29,20
			P2	116,30	45,00	0,39	219,67	125,70	93,97	77,33	16,30	61,03
			P3	88,32	34,10	0,39	207,85	117,31	90,54	57,25	5,99	51,26
4	29/11/05 - 19:00	Terça-feira	P1	74,48	27,66	0,37	152,63	87,90	64,73	37,37	1,10	36,27
			P2	60,30	35,33	0,59	187,00	84,00	103,00	77,00	28,00	49,00
			P3	43,77	25,26	0,58	177,20	82,20	95,00	26,80	7,80	19,00
5	3/12/2005 - 18:00	Sábado	P1	242,84	101,40	0,42	1319,00	838,00	481,00	31,00	18,00	13,00
			P2	332,30	172,28	0,52	582,10	185,70	396,40	77,00	11,30	65,70
			P3	236,44	122,40	0,52	336,00	146,00	190,00	40,00	5,00	35,00
6	06/12/2005 - 18:00	Terça-feira	P1	80,30	37,90	0,47	211,55	128,70	82,85	34,45	20,30	14,15
			P2	119,82	70,10	0,59	210,00	85,00	125,00	155,00	110,00	45,00
			P3	83,20	38,70	0,47	185,00	121,80	63,20	50,00	40,20	9,80
7	12/12/2005 - 18:00	Segunda-feira	P1	240,10	171,00	0,71	400,29	313,55	86,74	87,71	38,45	49,26
			P2	239,64	58,42	0,24	378,00	276,00	102,00	146,00	118,00	28,00
			P3	159,71	38,51	0,24	206,28	196,30	9,98	85,72	65,70	20,02
8	16/12/2005 - 14:00	Sexta-feira	P1	63,91	48,42	0,76	131,20	37,10	94,10	40,00	15,00	25,00
			P2	261,30	48,41	0,19	171,20	98,30	72,90	54,00	19,00	35,00
			P3	175,74	35,50	0,20	119,10	82,30	36,80	33,00	17,00	16,00
9	19/12/2005 - 10:00	Segunda-feira	P1	120,20	72,12	0,60	262,00	89,74	172,26	101,20	64,36	36,84
			P2	189,23	47,31	0,25	146,07	135,70	10,37	79,23	54,20	25,03
			P3	135,56	32,20	0,24	58,99	52,30	6,69	51,21	32,00	19,21
10	22/12/2005 - 12:30	Quarta-feira	P1	186,90	110,21	0,59	123,76	80,89	42,87	86,54	39,00	47,54
			P2	199,54	99,77	0,50	142,87	75,60	67,27	95,63	45,40	50,23
			P3	145,18	70,20	0,48	113,89	59,30	54,59	56,21	29,40	26,81

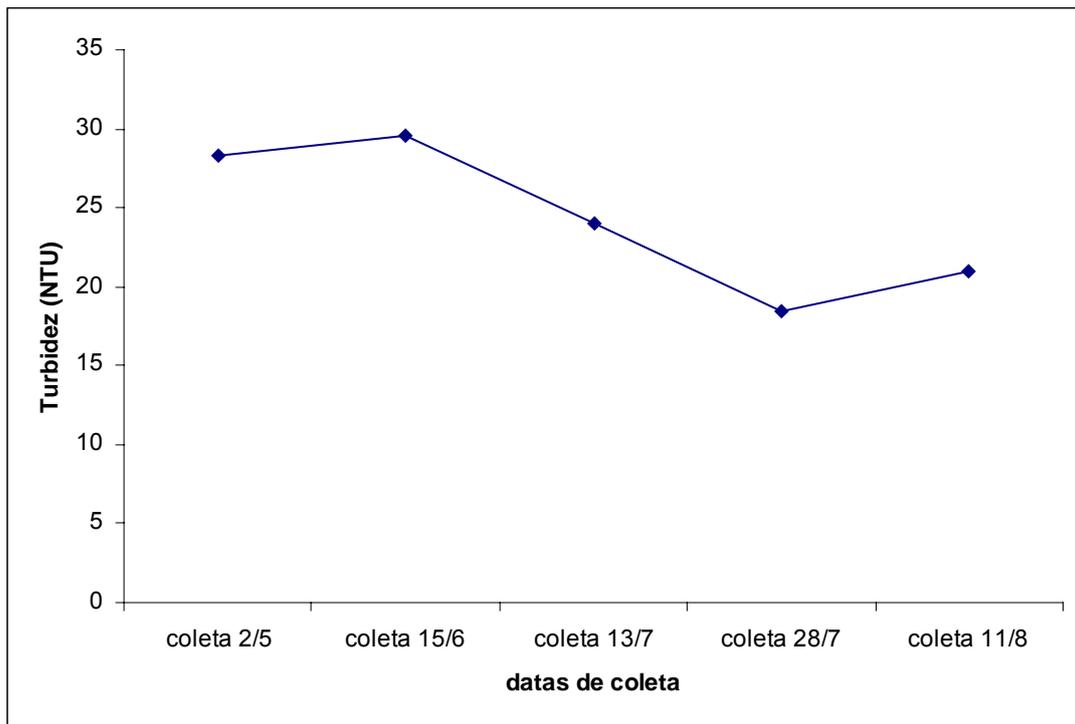
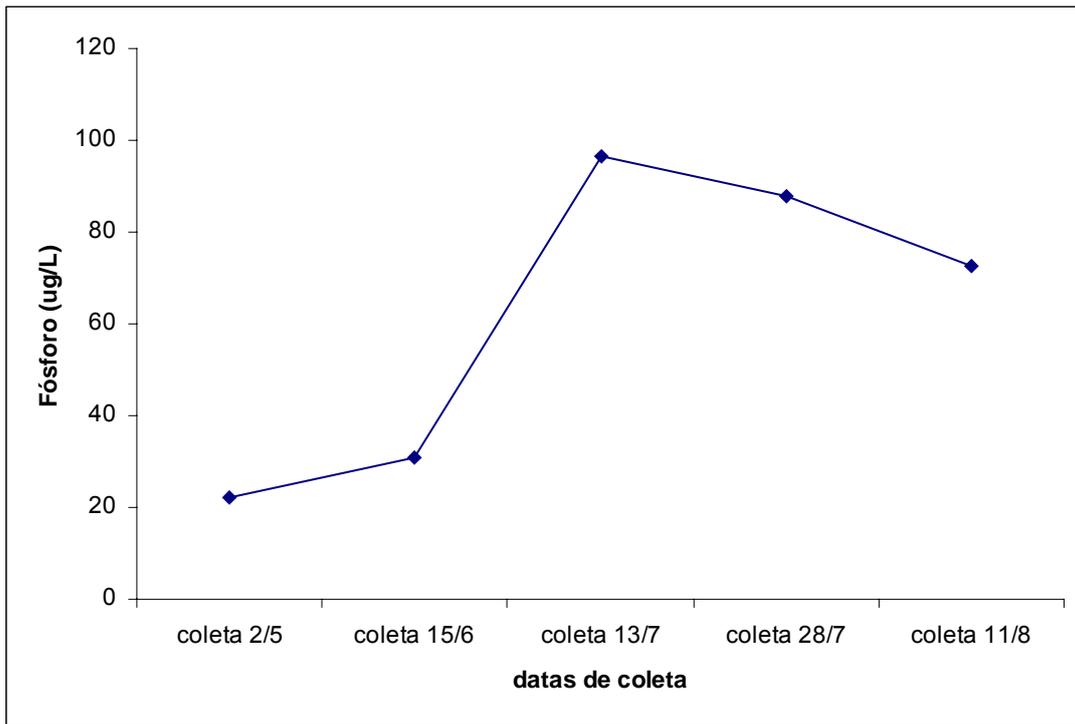
CAMPANHA DE MONITORAMENTO										
Nº Coleta	Data e Hora Coleta	Dia da entrada no laboratório	Ponto	Sólidos Totais (mg/L)			Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	N-Org (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	N/Kjeldahl (mg/l)
				ST	SF	SV				
1	03/10/05 - 9:40	Segunda-feira	P1	161,43	64,86	96,57	<1	Não foram realizadas estas análises por falta de reagentes nestas datas		
			P2	180,52	77,26	103,26	<1			
			P3	152,00	62,00	90,00	<1			
2	08/11/05 - 18:00	Terça-feira	P1	302,00	228,00	74,00	<1			
			P2	298,00	237,00	61,00	<1			
			P3	248,20	199,60	48,60	<1			
3	21/11/05 - 18:00	Segunda-feira	P1	207,00	107,00	100,00	<1	7,10	2,71	9,81
			P2	297,00	142,00	155,00	<1	11,07	3,49	14,56
			P3	265,10	123,30	141,80	<1	8,07	2,77	10,84
4	29/11/05 - 19:00	Terça-feira	P1	190,00	89,00	101,00	<1	3,16	4,68	7,84
			P2	264,00	112,00	152,00	<1	3,24	5,54	8,78
			P3	204,00	90,00	114,00	<1	2,08	4,12	6,20
5	3/12/2005 - 18:00	Sábado	P1	1350,00	856,00	494,00	<1	3,13	16,21	19,34
			P2	659,10	197,00	462,10	<1	3,13	13,69	16,82
			P3	376,00	151,00	225,00	<1	1,96	10,50	12,46
6	06/12/2005 - 18:00	Terça-feira	P1	246,00	149,00	97,00	<1	3,30	4,81	8,11
			P2	365,00	195,00	170,00	<1	6,49	5,65	12,14
			P3	235,00	162,00	73,00	<1	4,72	4,51	9,23
7	12/12/2005 - 18:00	Segunda-feira	P1	488,00	352,00	136,00	<1	5,42	8,30	13,72
			P2	524,00	394,00	130,00	<1	3,41	7,10	10,51
			P3	292,00	262,00	30,00	<1	2,22	5,80	8,02
8	16/12/2005 - 14:00	Sexta-feira	P1	171,20	52,10	119,10	<1	41,27	6,48	47,75
			P2	225,20	117,30	107,90	<1	40,10	8,10	48,20
			P3	152,10	99,30	52,80	<1	30,97	4,14	35,11
9	19/12/2005 - 10:00	Segunda-feira	P1	363,20	154,10	209,10	<1	23,20	24,88	48,08
			P2	225,30	189,90	35,40	<1	27,60	26,60	54,20
			P3	110,20	84,30	25,90	<1	22,20	13,00	35,20
10	22/12/2005 - 12:30	Quarta-feira	P1	210,30	119,89	90,41	<1	9,79	9,22	19,01
			P2	238,50	121,00	117,50	<1	10,90	12,02	22,92
			P3	170,10	88,70	81,40	<1	6,41	8,10	14,51

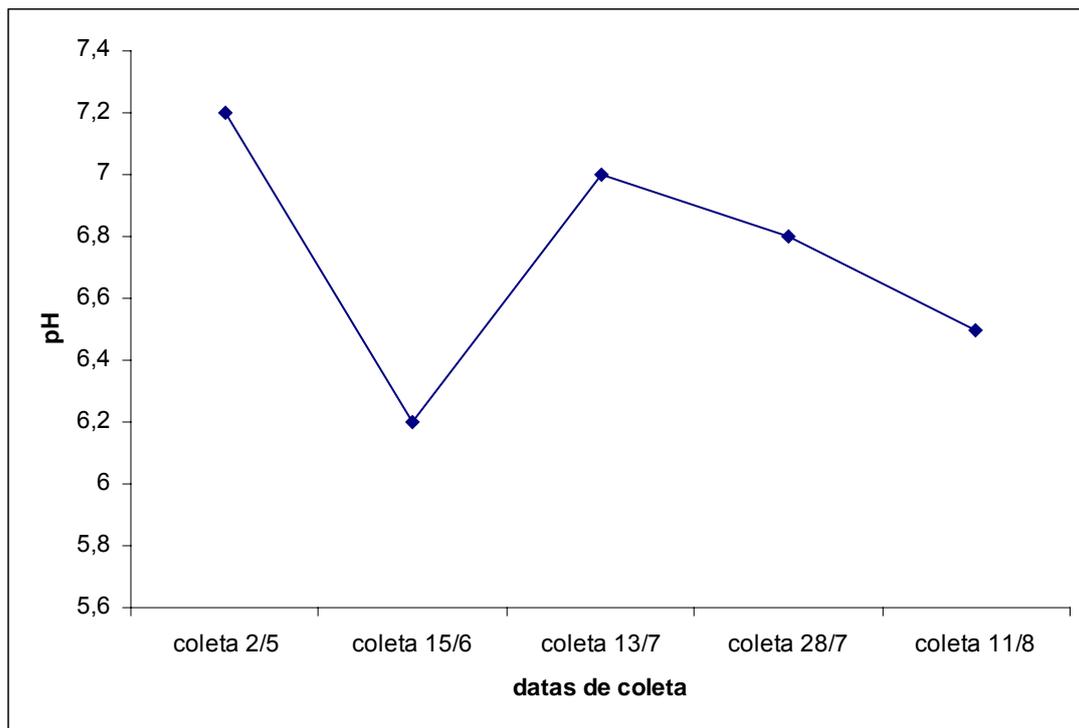
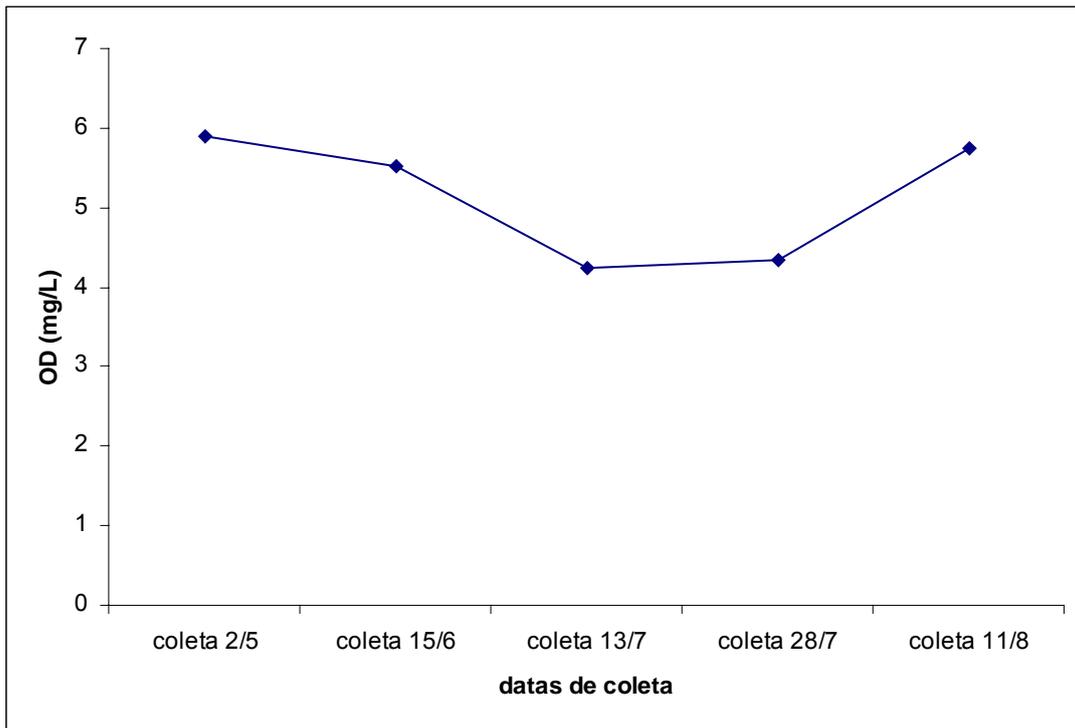
CAMPANHA DE MONITORAMENTO												
Nº Coleta	Data e Hora Coleta	Dia da entrada no laboratório	Ponto	Fósforo (◇g/l)	Condutividade (◇S/cm)	Temperatura (°C)	OD	pH	TOC (mg/L)	DOC (mg/L)	Turbidez (NTU)	Vazão campo (L/s)
1	03/10/05 - 9:40	Segunda-feira	P1	1241,00	151,90	18,70	3,90	6,90	34,98	12,86	19,51	2,43
			P2	1185,00	149,10	18,70	5,20	6,80	43,65	12,08	18,88	2,45
			P3	915,30	148,60	18,50	5,40	6,90	33,61	10,21	15,20	2,45
2	08/11/05 - 18:00	Terça-feira	P1	505,70	138,50	19,40	3,20	7,01	48,92	17,86	20,83	2,43
			P2	398,40	148,80	18,60	2,40	7,02	48,73	19,30	23,54	2,91
			P3	275,50	163,60	17,90	3,10	6,87	33,92	12,89	18,20	2,91
3	21/11/05 - 18:00	Segunda-feira	P1	1086,70	134,60	21,10	3,30	6,90	13,10	6,99	14,51	2,43
			P2	1106,10	167,90	21,30	3,10	7,10	43,68	21,10	26,29	2,50
			P3	850,10	165,70	21,30	3,80	7,40	32,94	17,80	20,14	2,50
4	29/11/05 - 19:00	Terça-feira	P1	1125,50	145,80	22,10	2,84	7,15	13,33	6,24	22,35	2,43
			P2	1150,60	150,70	22,30	2,10	6,97	26,37	7,54	28,71	2,48
			P3	819,90	143,90	22,20	4,30	6,80	14,88	5,89	22,30	2,48
5	3/12/2005 - 18:00	Sábado	P1	2820,00	216,00	20,10	2,16	6,98	83,06	45,71	68,00	2,43
			P2	1670,00	168,10	20,00	1,00	6,62	120,20	71,16	88,00	3,23
			P3	1145,00	169,70	20,00	2,50	6,97	91,73	58,04	70,00	3,23
6	06/12/2005 - 18:00	Terça-feira	P1	1102,26	113,60	19,00	2,90	7,04	28,18	17,30	22,46	2,43
			P2	1570,50	140,40	19,90	1,50	6,62	67,32	17,01	52,30	3,10
			P3	807,31	132,60	19,80	4,20	6,88	33,27	10,20	27,35	3,10
7	12/12/2005 - 18:00	Segunda-feira	P1	1403,66	207,00	19,70	1,76	7,04	89,38	48,56	69,50	2,43
			P2	1199,14	109,10	19,20	1,75	7,10	43,61	21,90	69,00	3,05
			P3	542,51	204,00	19,40	3,49	7,12	28,92	16,33	29,85	3,05
8	16/12/2005 - 14:00	Sexta-feira	P1	1499,46	126,50	24,10	2,30	7,15	31,20	11,74	19,86	2,43
			P2	1708,28	126,80	24,30	1,89	7,14	30,80	17,50	26,80	2,98
			P3	1104,10	138,20	24,20	3,15	7,09	19,20	12,30	19,92	2,98
9	19/12/2005 - 10:00	Segunda-feira	P1	1648,00	205,90	21,20	1,95	7,20	37,20	29,20	55,70	2,43
			P2	1502,10	125,30	21,20	1,98	7,10	34,80	20,20	51,20	2,43
			P3	952,10	142,30	21,30	4,98	7,00	19,90	13,20	40,10	2,52
10	22/12/2005 - 12:30	Quarta-feira	P1	1645,00	208,30	20,20	1,95	6,85	28,50	14,30	54,30	2,43
			P2	1395,00	138,10	20,10	1,92	7,20	33,80	15,51	52,20	2,43
			P3	801,10	139,80	19,90	3,89	6,90	16,75	10,01	41,20	3,01

APÊNDICE 11 – GRÁFICOS: CAMPANHA DE MONITORAMENTO E
CAMPANHA DE RECONHECIMENTO

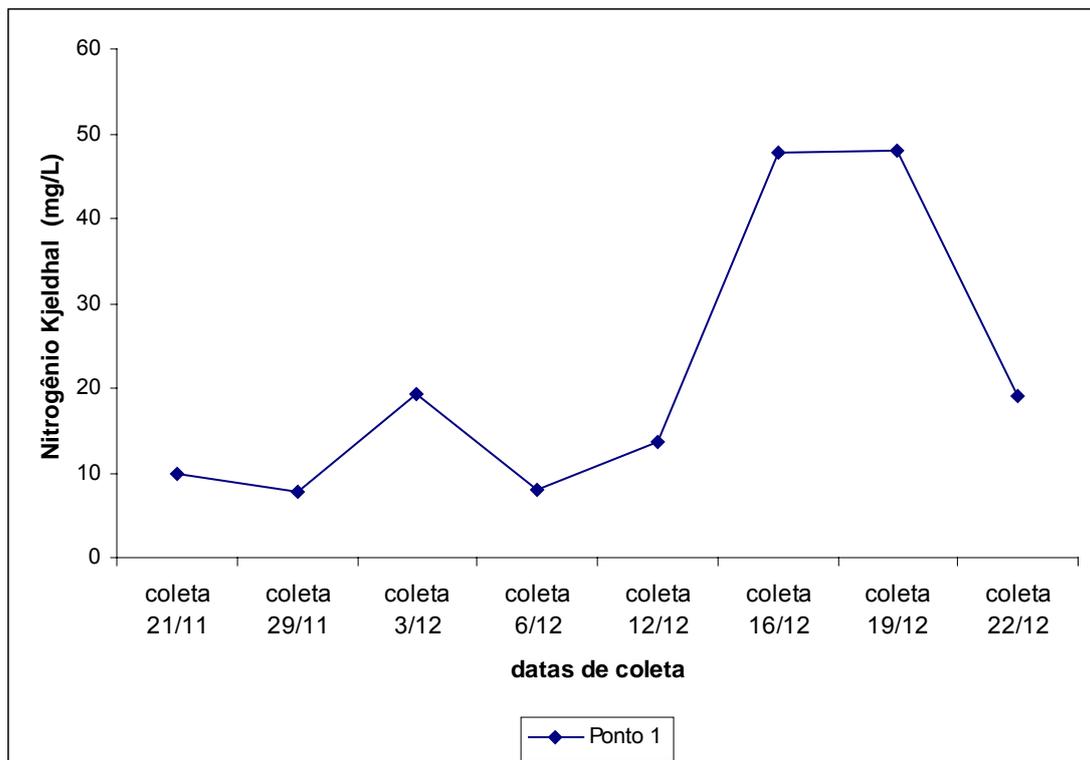
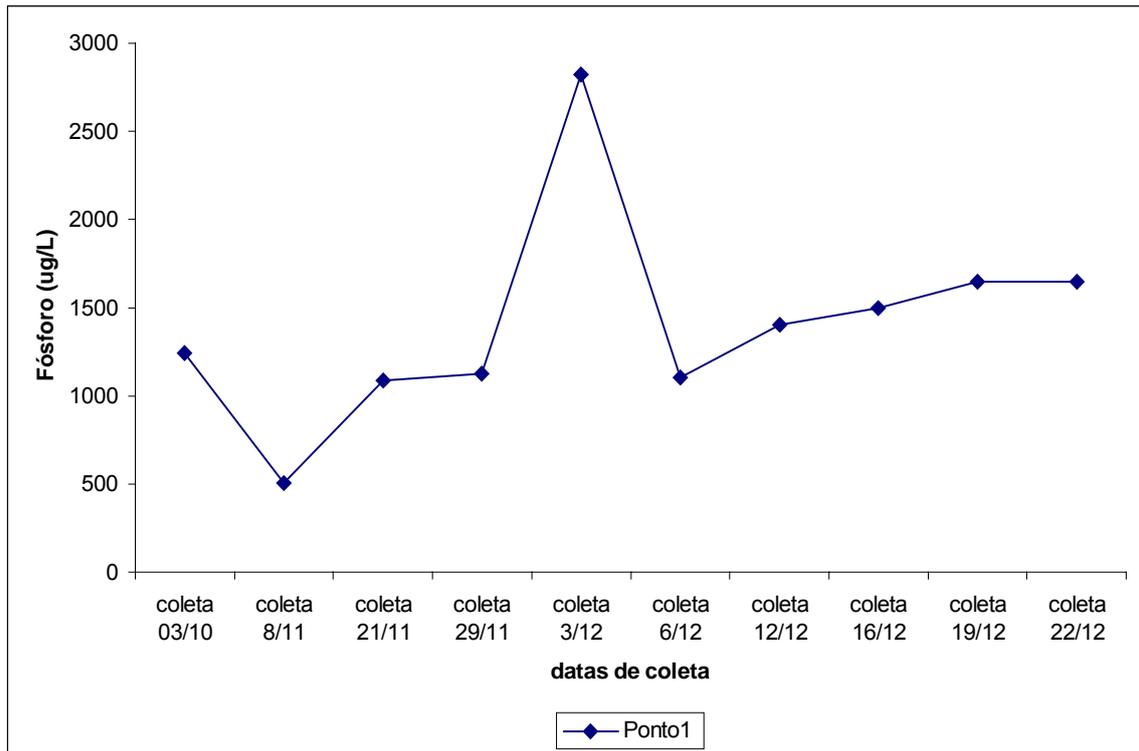
CAMPANHA DE RECONHECIMENTO

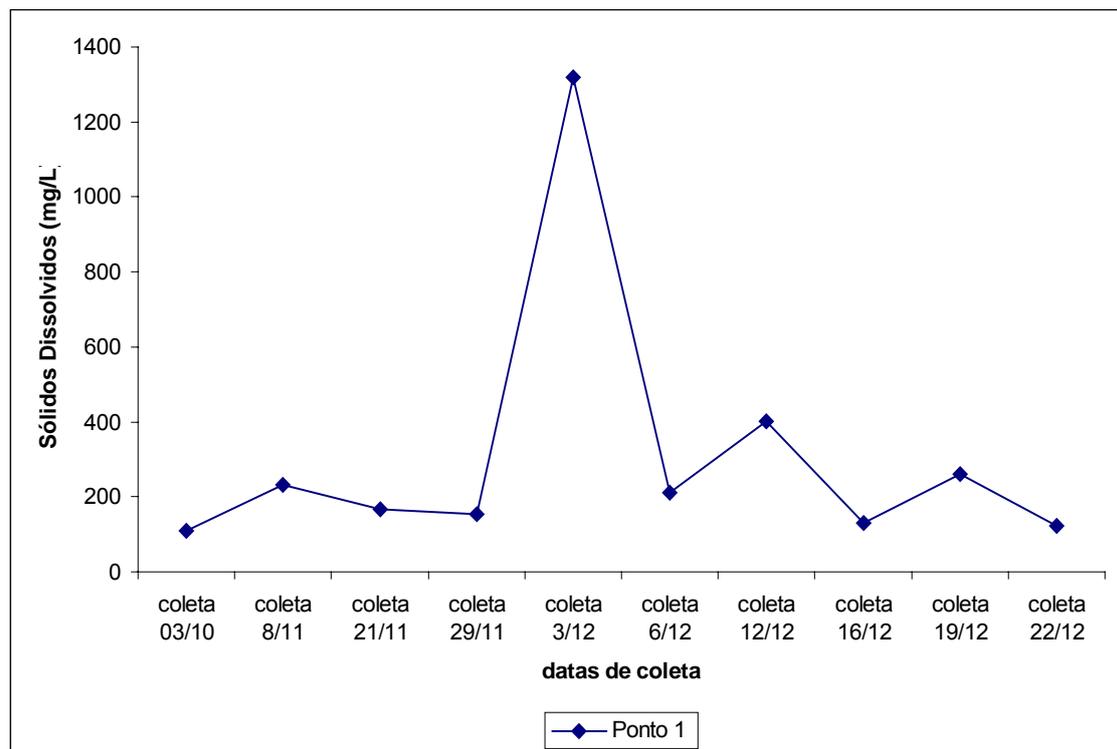
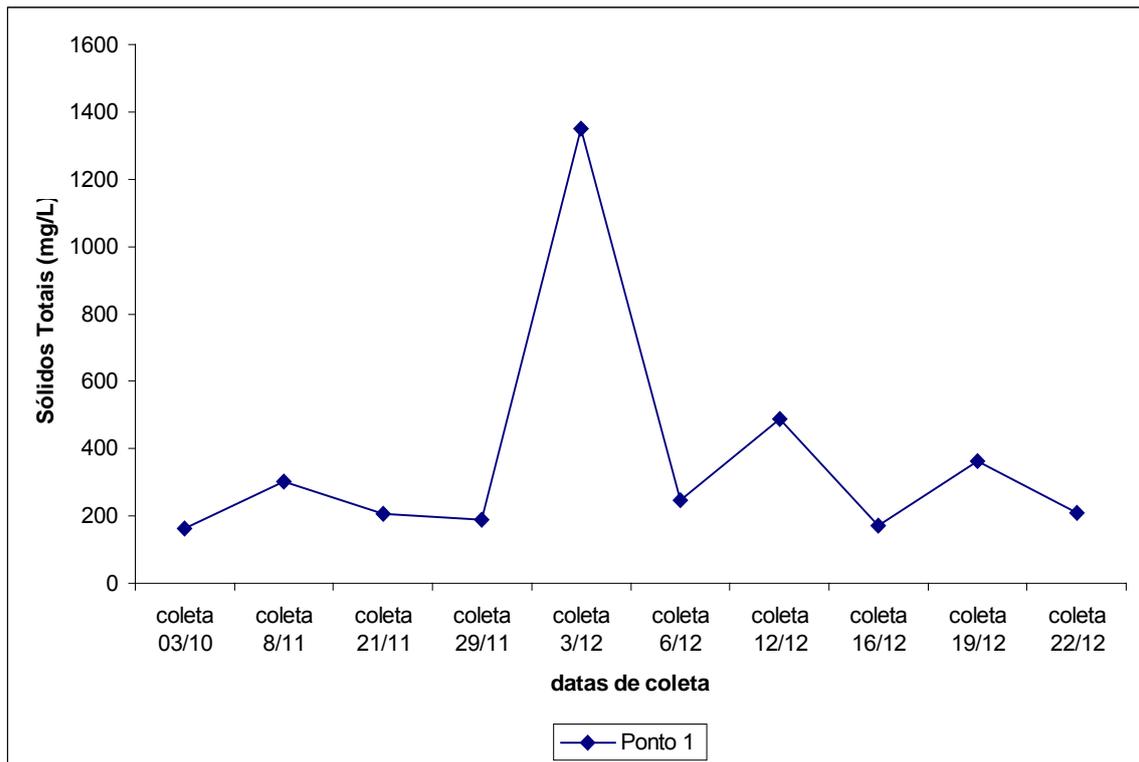


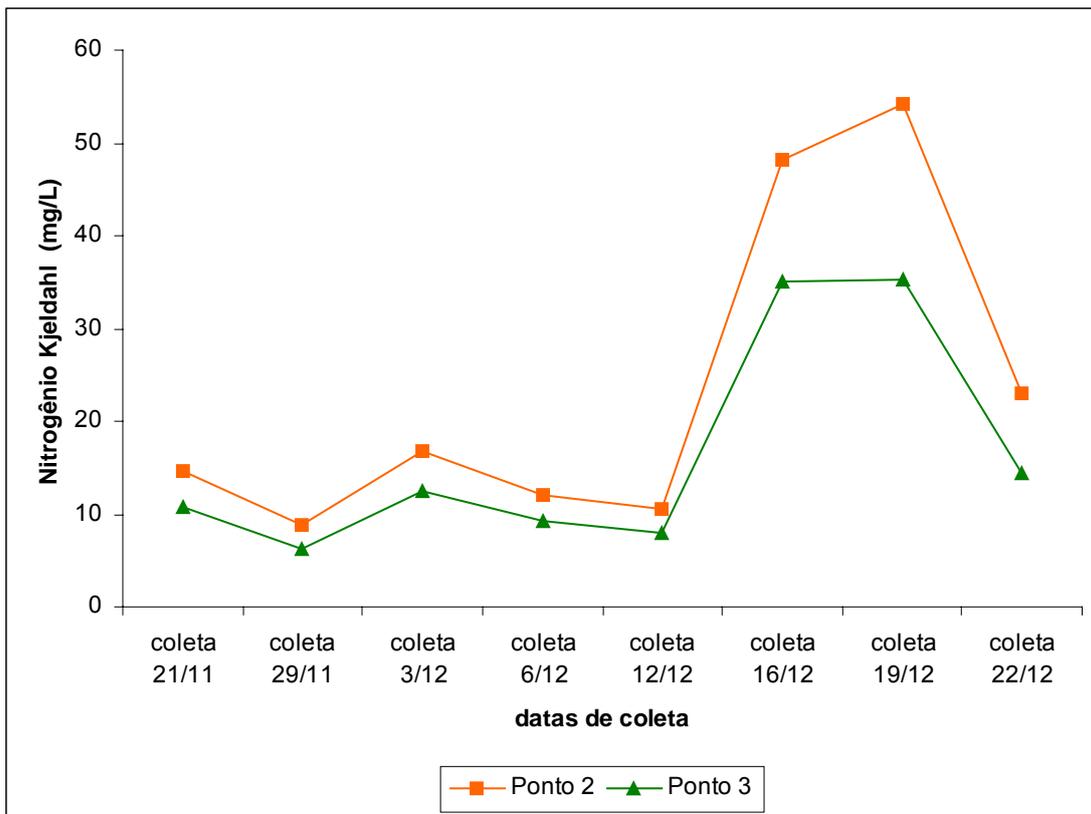
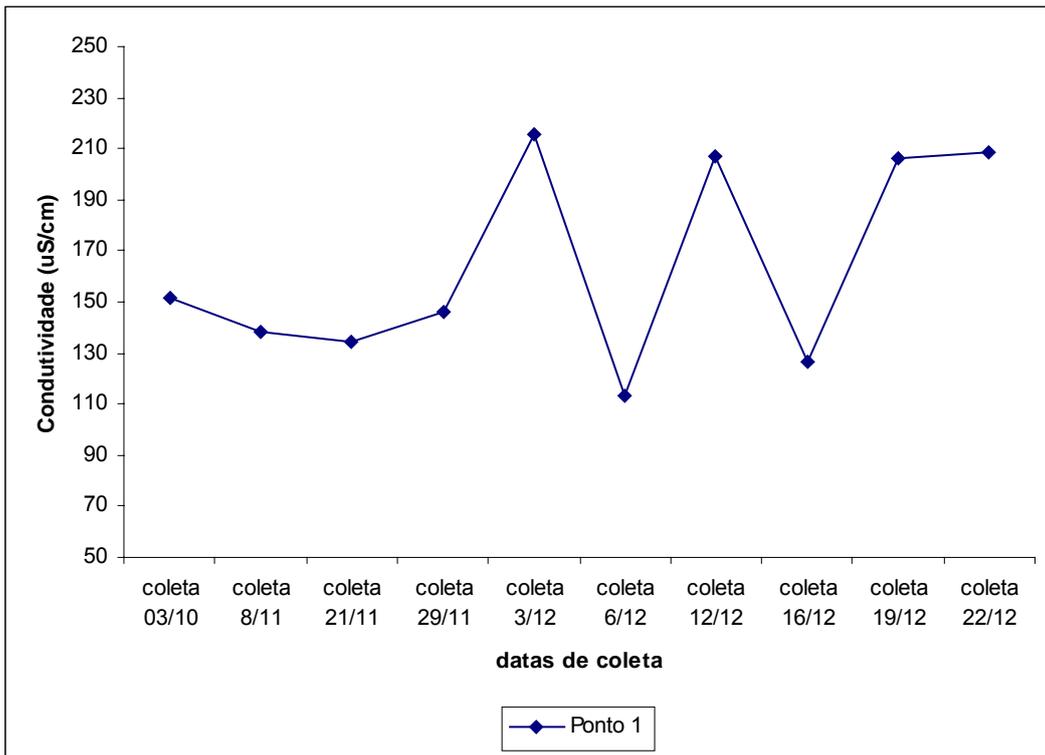


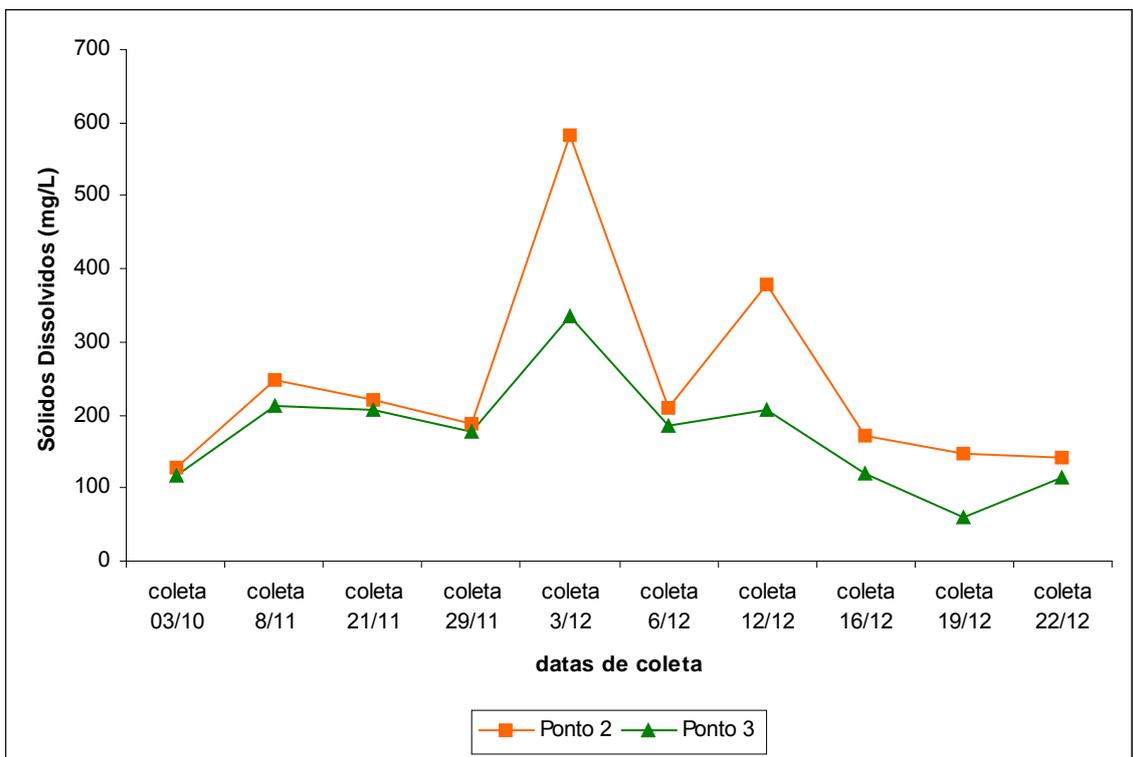
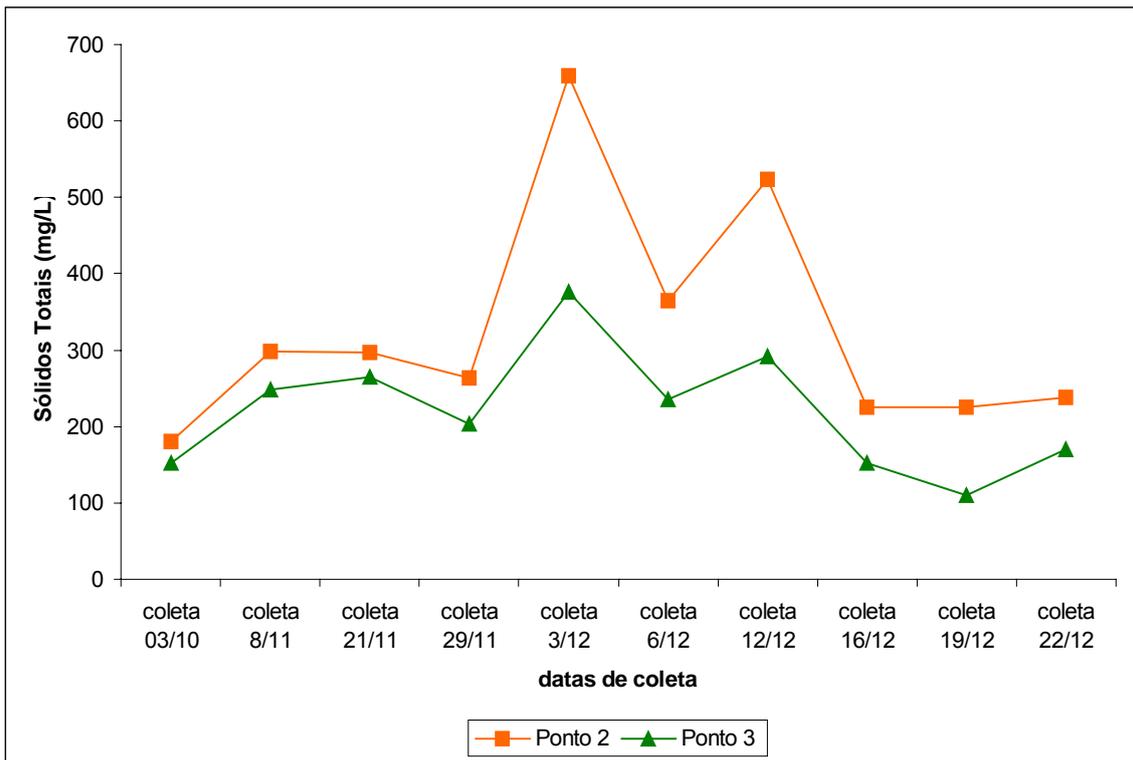


CAMPANHA DE MONITORAMENTO









ANEXOS

ANEXO 1 – DADOS FORNECIDOS PELA SUDERHSA

Código ANEEL: 65007045
 Estação: TERMINAL AFONSO CAMARGO
 Município: Pinhais
 Rio: ATUBA
 Bacia: Iguaçu
 Sub-bacia: 1
 Área drenagem 127 km²
 Latitude: 25° 26' 33"
 Longitude: 49° 11' 59"
 Altitude: 875 m
 Tipo: FFRQDS
 Entidade: SUDERHSA
 Data instalação: 22/3/1984
 Data extinção: 31/3/1999

Intervalo (m³/s)		Menor int. (m³/s)	Frequência	Frequência Relativa (%)	Frequência Acumulada (%)	Vazão Específica (l/s/km²)	Vazão Uniforme
início	fim						
0,2	0,4	0,2	7	0,1	100	1,57	0,0875
0,4	0,6	0,4	72	1,3	99,9	3,38	0,1876
0,6	0,8	0,6	301	5,5	98,5	4,77	0,265
0,8	1	0,8	500	9,2	93	6,33	0,3516
1	1,2	1	487	9	83,8	7,99	0,4439
1,2	1,4	1,2	753	13,9	74,8	9,57	0,5314
1,4	1,6	1,4	630	11,6	61	11,06	0,614
1,6	1,8	1,6	446	8,2	49,3	12,61	0,7002
1,8	2	1,8	349	6,4	41,1	14,2	0,789
2	2,2	2	234	4,3	34,7	15,9	0,883
2,2	2,4	2,2	207	3,8	30,4	17,4	0,9665
2,4	2,6	2,4	191	3,5	26,6	19,02	1,0562
2,6	2,8	2,6	116	2,1	23,1	20,58	1,1432
2,8	3	2,8	109	2	20,9	22,05	1,2246
3	3,2	3	127	2,3	18,9	23,62	1,312
3,2	3,4	3,2	129	2,4	16,6	25,2	1,3995
3,4	3,6	3,4	94	1,7	14,2	26,77	1,487
3,6	3,8	3,6	57	1	12,5	28,37	1,5755
3,8	4	3,8	60	1,1	11,4	29,95	1,6637
4	4,2	4	47	0,9	10,3	31,67	1,7592
4,2	4,4	4,2	49	0,9	9,4	33,13	1,8403
4,4	4,6	4,4	22	0,4	8,5	34,8	1,9331
4,6	4,8	4,6	29	0,5	8,1	36,22	2,0118
4,8	5	4,8	36	0,7	7,6	37,87	2,1036
5	5,2	5	47	0,9	6,9	39,39	2,1876
5,2	5,4	5,2	13	0,2	6,1	41,23	2,2899
5,4	5,6	5,4	18	0,3	5,8	42,52	2,3616
5,6	5,8	5,6	19	0,3	5,5	44,09	2,4491
5,8	6	5,8	13	0,2	5,2	46,05	2,5576
6	6,2	6	19	0,3	4,9	47,43	2,6343
6,2	6,4	6,3	6	0,1	4,6	49,21	2,7334
6,4	6,6	6,4	8	0,1	4,5	50,39	2,799
6,6	6,8	6,6	16	0,3	4,3	51,97	2,8865
6,8	7	6,8	10	0,2	4	53,8	2,9881
7	7,2	7	13	0,2	3,8	55,43	3,0789
7,2	7,4	7,4	1	0	3,6	58	3,2217
7,4	7,6	7,4	6	0,1	3,6	58,46	3,2473
7,6	7,8	7,6	10	0,2	3,5	60	3,3325
7,8	8	7,8	3	0,1	3,3	61,81	3,4331
8	8,2	8	7	0,1	3,2	63,19	3,5097
8,2	8,4	8,3	11	0,2	3,1	64,96	3,6081
8,4	8,6	8,5	3	0,1	2,9	66,57	3,6977
8,6	8,8	8,6	8	0,1	2,8	67,91	3,7721
8,8	9	8,8	16	0,3	2,7	69,29	3,8486
9	9,2	9,1	3	0,1	2,4	71,26	3,9579
9,2	9,4	9,2	12	0,2	2,3	72,6	4,0323
9,4	9,6	9,5	5	0,1	2,1	74,41	4,1329

9,6	9,8	9,7	3	0,1	2	76,61	4,2553
9,8	10	9,9	7	0,1	2	77,95	4,3297
10	10,2	10,1	1	0	1,8	79,72	4,4281
10,2	10,4	10,3	5	0,1	1,8	80,79	4,4871
10,4	10,6	10,4	1	0	1,7	82,16	4,5632
10,6	10,8	10,6	6	0,1	1,7	83,46	4,6358
10,8	11	10,9	2	0	1,6	85,83	4,767
11	11,2	11,2	2	0	1,6	88,19	4,8982
11,2	11,4	11,2	7	0,1	1,5	88,19	4,8982
11,4	11,6	11,6	2	0	1,4	91,34	5,0732
11,6	11,8	11,6	0	0	1,4	91,34	5,0732
11,8	12	11,9	7	0,1	1,4	93,31	5,1825
12	12,2	12,2	2	0	1,2	95,67	5,3137
12,2	12,4	12,3	1	0	1,2	96,54	5,3618
12,4	12,6	12,5	6	0,1	1,2	98,43	5,4668
12,6	12,8	12,7	1	0	1,1	99,61	5,5324
12,8	13	12,8	1	0	1	100,98	5,6089
13	13,2	13,2	4	0,1	1	103,54	5,7511
13,2	13,4	13,2	0	0	1	103,94	5,7729
13,4	13,6	13,6	1	0	1	107,09	5,9479
13,6	13,8	13,8	4	0,1	0,9	108,66	6,0353
13,8	14	13,8	3	0,1	0,9	108,82	6,0441
14	14,2	14	2	0	0,8	110,55	6,1403
14,2	14,4	14,4	3	0,1	0,8	113,39	6,2977
14,4	14,6	14,4	1	0	0,7	113,58	6,3087
14,6	14,8	14,8	1	0	0,7	116,38	6,4639
14,8	15	14,9	4	0,1	0,7	117,32	6,5164
15	15,2	15,1	1	0	0,6	118,9	6,6039
15,2	15,4	15,3	1	0	0,6	120,79	6,7088
15,4	15,6	15,5	3	0,1	0,6	121,97	6,7744
15,6	15,8	15,8	2	0	0,5	124,02	6,8881
15,8	16	15,9	1	0	0,5	125,2	6,9537
16	16,2	16,1	1	0	0,5	126,38	7,0193
16,2	16,4	16,4	1	0	0,4	128,74	7,1505
16,4	16,6	16,5	4	0,1	0,4	129,92	7,2161
16,6	16,8	16,7	1	0	0,3	131,5	7,3036
16,8	17	16,8	0	0	0,3	132,28	7,3474
17	17,2	17	0	0	0,3	133,86	7,4348
17,2	17,4	17,3	1	0	0,3	135,83	7,5442
17,4	17,6	17,4	0	0	0,3	137,01	7,6098
17,6	17,8	17,6	0	0	0,3	138,58	7,6972
17,8	18	17,8	0	0	0,3	140,16	7,7847
18	18,2	18	0	0	0,3	141,73	7,8722
18,2	18,4	18,3	1	0	0,3	143,7	7,9815
18,4	18,6	18,4	0	0	0,3	144,88	8,0471
18,6	18,8	18,8	2	0	0,3	147,64	8,2002
18,8	19	19	1	0	0,3	149,61	8,3095
19	19,2	19	0	0	0,2	149,61	8,3095
19,2	19,4	19,4	1	0	0,2	152,76	8,4844
19,4	19,6	19,5	2	0	0,2	153,54	8,5282
19,6	19,8	19,6	0	0	0,2	154,33	8,5719
19,8	20	19,8	0	0	0,2	155,91	8,6594
20	20,2	20	0	0	0,2	157,48	8,7468
20,2	20,4	20,3	2	0	0,2	159,45	8,8562
20,4	20,6	20,4	0	0	0,1	160,63	8,9218
20,6	20,8	20,6	2	0	0,1	162,2	9,0093
20,8	21	20,8	0	0	0,1	163,78	9,0967
21	21,2	21,2	1	0	0,1	166,93	9,2717
21,2	21,4	21,2	0	0	0,1	166,93	9,2717
21,4	21,6	21,4	0	0	0,1	168,5	9,3591
21,6	21,8	21,6	0	0	0,1	170,08	9,4466
21,8	22	21,8	0	0	0,1	171,65	9,5341
22	22,2	22	0	0	0,1	173,23	9,6215
22,2	22,4	22,2	0	0	0,1	174,8	9,709

22,4	22,6	22,4	0	0	0,1	176,38	9,7965
22,6	22,8	22,6	0	0	0,1	177,95	9,8839
22,8	23	22,8	0	0	0,1	179,53	9,9714
23	23,2	23	0	0	0,1	181,1	10,0589
23,2	23,4	23,2	0	0	0,1	182,68	10,1463
23,4	23,6	23,4	0	0	0,1	184,25	10,2338
23,6	23,8	23,6	0	0	0,1	185,83	10,3213
23,8	24	23,8	0	0	0,1	187,4	10,4087
24	24,2	24	0	0	0,1	188,98	10,4962
24,2	24,4	24,4	1	0	0,1	192,13	10,6712
24,4	24,6	24,4	0	0	0,1	192,13	10,6712
24,6	24,8	24,6	0	0	0,1	193,7	10,7586
24,8	25	24,8	0	0	0,1	195,28	10,8461
25	25,2	25	0	0	0,1	196,85	10,9336
25,2	25,4	25,2	0	0	0,1	198,43	11,021
25,4	25,6	25,4	0	0	0,1	200	11,1085
25,6	25,8	25,6	0	0	0,1	201,57	11,196
25,8	26	25,8	0	0	0,1	203,15	11,2834
26	26,2	26	0	0	0,1	204,72	11,3709
26,2	26,4	26,2	0	0	0,1	206,3	11,4584
26,4	26,6	26,4	0	0	0,1	207,87	11,5458
26,6	26,8	26,6	0	0	0,1	209,45	11,6333
26,8	27	27	1	0	0,1	212,6	11,8082
27	27,2	27,1	1	0	0,1	213,19	11,841
27,2	27,4	27,2	0	0	0	214,17	11,8957
27,4	27,6	27,4	0	0	0	215,75	11,9832
27,6	27,8	27,6	0	0	0	217,32	12,0706
27,8	28	27,8	0	0	0	218,9	12,1581
28	28,2	28	0	0	0	220,47	12,2456
28,2	28,4	28,2	0	0	0	222,05	12,3331
28,4	28,6	28,5	1	0	0	224,41	12,4643
28,6	28,8	28,6	0	0	0	225,2	12,508
28,8	29	28,8	0	0	0	226,77	12,5955
29	29,2	29	0	0	0	228,35	12,6829
29,2	29,4	29,3	1	0	0	230,91	12,8251

ANEXO 2 – AUTORIZAÇÃO CONCEDIDA PELA SMMA



SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE
DEPARTAMENTO DE PARQUES E PRAÇAS
GERÊNCIA DE PARQUES E BOSQUES

AUTORIZAÇÃO PESQUISA / ATIVIDADE DOCENTE

Solicitante: CAROLINA FAGUNDES CARON / UFPR / CNPQ	
Parque / Bosque: BOSQUE DE PORTUGAL	Local da Atividade: CÓRREGO BLANCHE
Data(s): 15 DE AGOSTO DE 2005 A 15 DE FEVEREIRO DE 2006	Horário(s): LIVRE
Evento a ser Realizado: Desenvolvimento e aplicação de sistema de remoção de sólidos para avaliação da redução de materia orgânica em corpos aquáticos, estudo de caso no Córrego Blanche	
Descrição das Atividades: IDEM, ACIMA	
Utilização de som: () sim (X) não Tipo: Finalidade:	
Quantidade de Materiais e/ou Equipamentos utilizados: INSTALAÇÃO DE SISTEMAS DE CONTENÇÃO DESCRITOS EM PROJETO ARQUIVADO NA SMMA/PMC.	
Comunicação Visual: () sim (X) não	
Utilização de veículos leves ou pesados para carga e descarga: (X) sim () não	
Observações: <i>De acordo com a PORTARIA nº 12, ART. 4º - Compete ao Departamento de Parques e Praças - MAPP, conceder a autorização para realização de pesquisa científica e atividades docentes desde que tenha parecer favorável do MAPM; apresentem documentação necessária, assinatura de Termo de Compromisso.</i>	

Curitiba, 18 de Agosto de 2005.

Autorizado: GERÊNCIA DE PARQUES E BOSQUES
LUIZ CARLOS SANTOS
GERENTE

Autorizado: DEPTO. DE PARQUES E PRAÇAS
MARCUS VINÍCIUS SENEGALIA JORGE
DIRETOR

NORMAS DE UTILIZAÇÃO

- 1- FICA O SOLICITANTE RESPONSÁVEL POR QUAISQUER DANOS CAUSADOS DURANTE A REALIZAÇÃO DOS EVENTOS.
- 2- O SOLICITANTE DEVERÁ MANTER O LOCAL LIMPO.
- 3- O SOLICITANTE DEVERÁ ATENDER AS SOLICITAÇÕES DOS FISCALIS CREDENCIADOS PELA SMMA.
- 4- AS ATIVIDADES DEVERÃO SEGUIR RIGOROSAMENTE AS NORMAS ESTIPULADAS PELA SMMA.
- 5- OS LOCAIS DOS EVENTOS DEVERÃO SEGUIR CONFORME ESTIPULADOS PREVIAMENTE PELA SMMA.
- 6- A PRESENTE AUTORIZAÇÃO DEVERÁ ESTAR NO LOCAL DO EVENTO.
- 7- O SOLICITANTE TEM 24 HORAS PARA DESMONTAR E RETIRAR OS EQUIPAMENTOS APÓS O EVENTO.
- 8- AS INSTALAÇÕES INCLUSIVE ELÉTRICAS FICARÃO A CARGO DO SOLICITANTE.
- 9- FICA A CRITÉRIO DESTA SMMA RENOVAR OU NÃO FUTURAS AUTORIZAÇÕES.
- 10- AS ATIVIDADES PODEM SER INTERROMPIDAS A QUALQUER TEMPO PELA AUTORIDADE COMPETENTE DA SECRETARIA MUN.DO MEIO AMBIENTE PODENDO SEREM REMOVIDAS AS INSTALAÇÕES PELOS FISCALIS DA PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA.

COMPROMETO-ME A SEGUIR OS TERMOS ACIMA ESTIPULADOS:

Nome do Responsável: <i>Carolina Fagundes Caron</i>	Fone: <i>9915 4734</i>
Data e Assinatura: <i>19 08 /2005</i>	<i>Carolina Fagundes Caron</i>

MAPP40 C:\1997\EXCEL\MAPP40\AUTORIZAÇÃO PARA EVENTOS.XLS

ANEXO 3 – ANÁLISE CEPPA



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

SETOR DE TECNOLOGIA

CEPPA - CENTRO DE PESQUISA E PROCESSAMENTO DE ALIMENTOS

CENTRO POLITÉCNICO - PRÉDIO DAS USINAS PILOTO - BLOCO B - SALA PP01
CX. P. 19.083 - FONES: (41) 366-3668 / 361-3195 - FAX: (41) 266-1647
e-mail: ceppa@ufpr.br - www.ceppa.ufpr.br - CEP 81531-990 - CURITIBA - PARANÁ

005 0002279

CERTIFICADO DE ANÁLISE

Nº 82627

PRODUTO: ÁGUA DE RIO

FABRICANTE/PRODUTOR: —x—

SOLICITANTE: CAROLINA FAGUNDES CARON

ENDEREÇO: CENTRO POLITÉCNICO DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA CURITIBA PR

PROTOCOLO DE RECEPÇÃO DE AMOSTRA Nº 828 de 06/05/2005

AMOSTRA Nº 005 0002279

RESULTADOS

PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

Contagem de coliformes totais NMP/100 mL..... $5,4 \times 10^6$

Contagem de coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) NMP/100 mL..... $1,3 \times 10^6$

METODOLOGIA

MULTIPLE-TUBE fermentation technique for members of the coliform group: method 9221: part 9000. In. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Maryland. [2001]. (Method 9221).

Dados do ensaio:

Início: 06.05.05 Término: 11.05.05


Anelise Talamini
CRBio 2522203-D

Curitiba, 11.05.05


Marcia Regina Beux
Dra em Tecnologia de Alimentos
CRBio 04907-03D

OBSERVAÇÃO: • A PRESENTE ANÁLISE TEM SEU VALOR RESTRITO A AMOSTRA RECEBIDA PELO CEPPA.
• AS INFORMAÇÕES CONSTANTES NESTE CERTIFICADO DE ANÁLISE SÃO CONFIDENCIAIS E PERTENCENTES AO SOLICITANTE.
• É PERMITIDA A REPRODUÇÃO, DESDE QUE INTEGRALMENTE E SEM NENHUMA ALTERAÇÃO.

