

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**

**INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**RELAÇÃO DA DENSIDADE POPULACIONAL SOBRE VARIÁVEIS DE  
QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS EM MICROBACIAS  
HIDROGRÁFICAS URBANAS SEM COBERTURA SANITÁRIA  
EM PORTO ALEGRE - RS.**

**HARRY ALBERTO BOLLMANN**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: David da Motta Marques**

**Banca Examinadora**

Prof <sup>a</sup> . Dr <sup>a</sup> . Vera Vargas	Laboratório de Biologia/FEPAM
Prof. Dr. Eduardo Alexis L. Alcayaga	Depto. de Biologia/UNISC
Prof. Dr. Gino Roberto Gehling	IPH/UFRGS
Prof. Dr. Sérgio João de Luca	IPH/UFRGS

Porto Alegre, Novembro de 2003

À Sigrid, Thiago e Walter,

**DEDICO.**

## AGRADECIMENTOS

*Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos.*

Albert Einstein (1879 – 1955)

Este trabalho foi desenvolvido junto ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS) sob a orientação do Prof. Dr. David da Motta Marques. Não se trata de um trabalho isolado. Ao contrário, faz parte integrante de um programa maior de investigação denominado “Avaliação e Controle dos Impactos Ambientais Decorrentes da Urbanização” proposto ao PRONEX – Programa de Núcleos de Excelência do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Ministério da Ciência e Tecnologia (CNPq/MCT). Este programa conta também com a participação do Programa de Pós-graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR/UFRGS), do Centro Estadual de Pesquisas e Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPSRM/UFRGS), do Centro Nacional de Supercomputação (CESUP/UFRGS), da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) e da Fundação Zoobotânica (FZB).

Motivado pelo estudo das relações entre os padrões de uso e ocupação do solo urbano e os recursos hídricos locais, dentro do escopo deste programa de investigações, identificou-se a necessidade de se acessar as modificações da qualidade das águas dos rios urbanos decorrentes da urbanização, aqui representada pela variável Densidade Populacional, de uso corrente nos Planos Diretores de Zoneamento do solo urbano. Espera-se que os resultados aqui alcançados, mais do que apresentem respostas aos questionamentos inicialmente formulados pela equipe do projeto, suscitem novas perguntas, e que estas inquietações motivem a todos na busca metodológica e continuada do conhecimento.

Nestes termos, agradeço: ao Prof. Dr. David da Motta Marques, pelo estímulo e orientação no desenvolvimento da tese e, principalmente, pela compreensão nas dificuldades; à Pontifícia Universidade Católica do Paraná pelo apoio institucional prestado através do afastamento e da bolsa concedidos; ao CNPq/MCT que, através do Programa PRONEX, financiou o projeto de estudos, gerando os dados físico-químicos necessários ao desenvolvimento desta tese; aos professores do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelos anos de convívio e crescimento profissional e pessoal, e a seus funcionários, pela colaboração e amizade.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	ii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE SÍMBOLOS	ix
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>3</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>4</b>
3.1. Efeitos Ambientais Decorrentes do Uso e Ocupação do Solo Urbano	6
3.2. Efeitos da Urbanização nos Mananciais	11
a) Efeitos da Urbanização Sobre o Regime Hídrico	12
b) Efeitos da Urbanização Sobre a Morfologia dos Cursos d'Água	15
c) Efeitos da Urbanização Sobre a Ecologia das Comunidades Aquáticas	18
d) Efeitos da Urbanização Sobre a Qualidade das Águas	23
3.3. Planejamento Urbano e Planejamento Ambiental	27
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>31</b>
4.1. Considerações Sobre o Modelo Experimental	52
<b>5. RESULTADOS</b>	<b>60</b>
<b>6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b>	<b>69</b>
6.1. Homogeneidade da População e da Ocupação das Áreas Seleccionadas	69
6.2. Homogeneidade dos Fatores Naturais de Variabilidade da Qualidade das Águas nas áreas Seleccionadas	78
6.3. Relação Entre Ocupação Urbana e Variáveis Físico-químicas da Qualidade das Águas de Rios Urbanos	88
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b>	<b>128</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>137</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	- Modificação do Clima Regional em Áreas Urbanas Industrializadas	9
Tabela 3.2	- Causas e Efeitos da Urbanização Sobre as Cheias dos Rios Urbanos	12
Tabela 3.3	- Valores Médios de Parâmetros de Qualidade da Água Pluvial para Algumas Cidades	24
Tabela 4.1	- Variáveis Disponíveis de Qualidade das Águas	49
Tabela 4.2	- Variáveis Sócio-econômicas da População Assentada nas Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais	51
Tabela 4.3	- Características das Séries Temporais e Espaciais de Dados Ambientais	58
Tabela 6.1	- Fatores Naturais das Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais (Vegetação Natural Potencial, Geologia e Solos) e Fatores da Ocupação do Solo (Urbanização, Densidade Demográfica e Impermeabilização)	70
Tabela 6.2	- Dados do Censo 1991/IBGE Sobre a População Assentada nas Áreas De Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais	65
Tabela 6.3	- Informações Relativas às Condições de Moradia, Infra-estrutura de Saneamento, Educação e Renda da População	75
Tabela 6.4	- Elementos Climáticos em Porto Alegre/RS	80
Tabela 6.5	- Classificação dos Fenômenos Climáticos	80
Tabela 6.6	- Características Morfométricas das Bacias Hidrográficas e das Áreas De Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais	81
Tabela 6.7	- Níveis de Semelhança de Condições Ambientais	88
Tabela 6.8	- Valores dos Quantis P0,05, P0,25, P0,50, P0,75 e P0,95 Referentes às Séries Temporais de Dados Monitorados	89
Tabela 6.9	- Semelhança Entre a Média e a Variância das Séries Temporais de Dados de Temperatura da Água	93
Tabela 6.10	- Matriz de Correlação das Variáveis Físico-químicas Baseada no Coeficiente de Correlação (r)	95
Tabela 6.11	- Matriz de Correlação das Variáveis Físico-químicas Baseada no Coeficiente de Determinação ( $r^2$ )	96
Tabela 6.12	- Relação entre DBO, DQO, NTK e P	112
Tabela 6.13	- Variação do Conteúdo Fixo e Volátil dos Sólidos Totais com a Densidade Populacional	119

Tabela 6.14 - Limite de Detecção Instrumental e Limite de Sensibilidade da Metodologia usada para o Monitoramento de Metais Pesados	120
Tabela 6.15 - Número de Pontos e Variáveis Físico-químicas Correlacionadas com Coeficiente $r^2 > 0,90$ em Cada Ponto Amostral Isoladamente e em Conjunto	123
Tabela 6.16 - Distribuição dos Coeficientes de Determinação ( $r^2$ ) Considerando-se a Matriz de Correlações Obtida com Todos os Pontos Amostrais	124
Tabela 6.17 - Coeficientes de Determinação ( $r^2$ ) Obtidos na Aplicação de Diversos Modelos de Regressão Entre a Densidade Populacional e Variáveis Físico-químicas de Qualidade das Águas	125

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Resultados da Integração dos Subsistemas Natural e Humano	5
Figura 3.2 - Coeficiente de Escoamento Superficial Como Uma Função da Porcentagem da Cobertura Impermeável do Solo	10
Figura 3.3 - Influência da Densidade Populacional na Impermeabilização da Área de Drenagem de Bacias Hidrográficas	10
Figura 3.4 - Efeitos da Urbanização na Qualidade e Quantidade das Águas em Bacias Hidrográficas Urbanizadas	11
Figura 3.5 - Impacto da Urbanização no Hidrograma de Cheia Para Rios em Áreas Urbanizadas e Não Urbanizadas	13
Figura 3.6 - Resultados da Evolução Urbana na Bacia Hidrográfica do Rio Tsurumi	14
Figura 3.7 - Efeito da Urbanização Sobre a Vazão Máxima de Rios Urbanos	15
Figura 3.8 - Distribuição Experimental da Tensão Trativa em Conduitos Circulares	16
Figura 3.9 - Influência da Impermeabilização do Solo na Estabilidade de Canais de Rios Urbanos	17
Figura 3.10 - Relação entre Área de Drenagem, Produção de Sedimentos e Atividade Antrópica na Bacia Hidrográfica	18
Figura 3.11 - Índices de Integridade Biológica de Macroinvertebrados Bentônicos em 115 Rios Japoneses Conforme o Grau de Influência Humana	19
Figura 3.12 - Relação Entre Impermeabilização da Área de Drenagem de Bacias Hidrográficas e Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos	20
Figura 3.13 - Índices de Integridade Biológica para Macroinvertebrados Bentônicos e Percentual de Impermeabilização da Área de Drenagem – Puget Sound Lowlands	20
Figura 3.14 - Diversidade de Peixes em 4 Sub-bacias Hidrográficas Com Diferentes Percentuais de Impermeabilização – Maryland Piedmont	21
Figura 3.15 - Variação do Índice de Integridade Biológica (IBI) Para Espécies de Peixes Conforme o Nível de Tratamento dos Efluentes de Esgoto Doméstico – Cooper Slough	22
Figura 3.16 - Variação do Índice de Integridade Biológica (IBI) Para Espécies de Peixes em Três Rios Como Resposta ao Lançamento de Efluentes de Estações de Tratamento Secundário de Esgotos com Cloração Final – Illinóis	23

Figura 3.17 - Efeito da Área Impermeável do Solo na Carga de Fósforo e Nitrogênio dos Rios	26
Figura 3.18 - Variação da Temperatura Média e Máxima da Água em Uma Bacia Urbanizada Comparada Com Uma Bacia Hidrográfica Natural	28
Figura 4.1 - Localização das Bacias Hidrográficas na Região Metropolitana de Porto Alegre	32
Figura 4.2 - Bacia Hidrográfica do Arroio Agronomia	33
Figura 4.3 - Bacia Hidrográfica do Arroio Mãe d'Água	34
Figura 4.4 - Bacia Hidrográfica do Arroio Moinho	35
Figura 4.5 - Bacia Hidrográfica do Arroio Capivara	36
Figura 4.6 - Vista Geral do Ponto Amostral CO1 (Arroio Condor)	37
Figura 4.7 - Canal de Medição da Vazão no Ponto Amostral CO1 (Arroio Condor)	38
Figura 4.8 - Vista Geral do Ponto Amostral CP1 (Arroio Capivara - Montante)	39
Figura 4.9 - Canalização do Arroio Capivara, Jusante do Ponto Amostral	39
Figura 4.10 - Vista Geral do Ponto Amostral CP2 (Arroio Capivara - Jusante)	40
Figura 4.11 - Acúmulo de Lodo e Sedimentos no Ponto Amostral CP2 (Arroio Capivara – Jusante)	41
Figura 4.12 - Ponto Amostral MN1 (Arroio Moinho)	41
Figura 4.13 - Medidor de Nível Instalado no Ponto Amostral MN1 (Arroio Moinho)	42
Figura 4.14 - Vista Geral da Ocupação da Região do Ponto Amostral MD1 (Arroio Mãe d'Água)	43
Figura 4.15 - Ponto Amostral MD1 (Arroio Mãe d'Água)	43
Figura 4.16 - Representação Gráfica da Série Temporal de um Parâmetro Y em função do Tempo t	53
Figura 4.17 - Possibilidades de Comparação Espacial Entre Bacias ou Entre Sub-bacias de uma Mesma Bacia Hidrográfica	55
Figura 5.1 - Variação da Temperatura da Água nos Pontos Amostrais	60
Figura 5.2 - Variação da Condutividade Elétrica da Água nos Pontos Amostrais	61
Figura 5.3 - Variação da Salinidade da Água nos Pontos Amostrais	61
Figura 5.4 - Variação do Oxigênio Dissolvido na Água nos Pontos Amostrais	61
Figura 5.5 - Variação do Potencial Hidrogeniônico da Água nos Pontos Amostrais	62
Figura 5.6 - Variação dos Sólidos Dissolvidos Totais nos Pontos Amostrais	62
Figura 5.7 - Variação da Porcentagem da Saturação de Oxigênio da Água nos Pontos Amostrais	62



Figura 5.8 - Variação do Potencial de Oxi-redução da Água nos Pontos Amostrais	63
Figura 5.9 - Variação da Turbidez nos Pontos Amostrais	63
Figura 5.10 - Variação da Demanda Biológica de Oxigênio nos Pontos Amostrais	63
Figura 5.11 - Variação da Demanda Química de Oxigênio nos Pontos Amostrais	64
Figura 5.12 - Variação do Fósforo Total nos Pontos Amostrais	64
Figura 5.13 - Variação do Fósforo Reativo Total nos Pontos Amostrais	64
Figura 5.14 - Variação do Zinco nos Pontos Amostrais	65
Figura 5.15 - Variação do Nitrogênio Total Kjeldhal nos Pontos Amostrais	65
Figura 5.16 - Variação do Nitrogênio Amoniacal nos Pontos Amostrais	65
Figura 5.17 - Variação do Nitrogênio Orgânico nos Pontos Amostrais	66
Figura 5.18 - Variação dos Nitratos nos Pontos Amostrais	66
Figura 5.19 - Variação da Sílica na Água nos Pontos Amostrais	66
Figura 5.20 - Variação dos Sólidos Totais nos Pontos Amostrais	67
Figura 5.21 - Variação dos Sólidos Totais Fixos nos Pontos Amostrais	67
Figura 5.22 - Variação dos Sólidos Totais Voláteis nos Pontos Amostrais	67
Figura 5.23 - Variação dos Sólidos Suspensos Totais nos Pontos Amostrais	68
Figura 5.24 - Variação dos Sólidos Suspensos Fixos nos Pontos Amostrais	68
Figura 5.25 - Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis nos Pontos Amostrais	68
Figura 6.1 - Relação Entre Densidade Populacional e as Porcentagens da Área Impermeável e Ocupada Pela Urbanização	71
Figura 6.2 - Dendrograma de Similaridade das Características de Moradia, Infra-estrutura Sanitária, Renda e Educação da População Assentada nas Áreas Contribuintes aos Pontos Amostrais	78
Figura 6.3 - Fatores Naturais Capazes de Influir na Qualidade das Águas em um Geossistema	79
Figura 6.4 - Relação Entre Densidade de Drenagem e Extensão Média do Escoamento Superficial nas Sub-bacias Monitoradas	83
Figura 6.5 - Mapa da Cobertura Florestal Potencial na Região de Porto Alegre	84
Figura 6.6 - Mapa Geotécnico de Solos da Região de Porto Alegre	86
Figura 6.7 - Dendrograma de Similaridade Conjunto dos Fatores Naturais	87
Figura 6.8 - Limites de Aproximação ao Melhor Valor	88
Figura 6.9 - Variação Temporal da Temperatura da Água nos Pontos Amostrais	92
Figura 6.10 - Variação da Temperatura da Água com a Densidade Populacional	94
Figura 6.11 - Variação da Condutividade Elétrica com a Densidade Populacional	97

Figura 6.12 - Relação Entre a Extensão Média do Escoamento Superficial das Áreas De Drenagem com a Condutividade Elétrica das Águas	98
Figura 6.13 - Correlação Entre Resultados de Sólidos Dissolvidos Totais Obtidos em Determinação Laboratorial e em Leitura em Campo Através de Sonda	99
Figura 6.14 - Desvios Entre os Valores de Sólidos Dissolvidos Totais Obtidos em Leitura em Campo Através de Sonda (SDTs) e Estimados a Partir da Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SDTc), com a Concentração Total de Sólidos nas Amostras	99
Figura 6.15 - Variação da Salinidade com a Densidade Populacional	100
Figura 6.16 - Variação do Potencial Hidrogeniônico com a Densidade Populacional	101
Figura 6.17 - Variação da Concentração de Oxigênio Dissolvido com a Densidade Populacional	102
Figura 6.18 - Variação da Porcentagem de Saturação de Oxigênio Dissolvido com a Densidade Populacional	103
Figura 6.19 - Variação da Demanda Biológica de Oxigênio aos 5 Dias com a Densidade Populacional	104
Figura 6.20 - Variação da Demanda Química de Oxigênio com a Densidade Populacional	104
Figura 6.21 - Variação do Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) com a Densidade Populacional	105
Figura 6.22 - Variação do Nitrogênio Amoniacal com a Densidade Populacional	105
Figura 6.23 - Variação do Nitrogênio Orgânico com a Densidade Populacional	106
Figura 6.24 - Variação do Fósforo Total com a Densidade Populacional	106
Figura 6.25 - Variação do Fósforo Reativo Total com a Densidade Populacional	107
Figura 6.26 - Equilíbrio Entre Formas de Nitrogênio Amoniacal como Função do pH	108
Figura 6.27 - Variação do Potencial de Oxi-redução com a Densidade Populacional	108
Figura 6.28 - Equilíbrio Entre os Potenciais de Oxi-redução (ORP) e Hidrogeniônico (pH) Para a Mediana dos Pontos Amostrais	109
Figura 6.29 - Variação do Fósforo Reativo Dissolvido com a Densidade Populacional	111
Figura 6.30 - Porcentagem Mediana das Formas de Fósforo Presentes: Fósforo Total (PT), Fósforo Reativo Total (PRT) e Fósforo Reativo Dissolvido (PRD)	111
Figura 6.31 - Variação da Turbidez com a Densidade Populacional	114
Figura 6.32 - Variação dos Sólidos Totais com a Densidade Populacional	114
Figura 6.33 - Variação dos Sólidos Totais Fixos com a Densidade Populacional	115

Figura 6.34 - Variação dos Sólidos Totais Voláteis com a Densidade Populacional	115
Figura 6.35 - Variação dos Sólidos Suspensos Totais com a Densidade Populacional	116
Figura 6.36 - Variação dos Sólidos Suspensos Fixos com a Densidade Populacional	116
Figura 6.37 - Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis com a Densidade Populacional	117
Figura 6.38 - Variação dos Sólidos Dissolvidos Totais com a Densidade Populacional	117
Figura 6.39 - Variação do Zinco com a Densidade Populacional	121
Figura 6.40 - Variação da Sílica com a Densidade Populacional	122
Figura 6.41 - Dados Experimentais Incorporados na Relação Entre a Densidade Populacional e a Porcentagem do Solo Impermeabilizado	127

## LISTA DE SÍMBOLOS

<b><math>\gamma</math></b>	- Peso específico da água	(ML <sup>-3</sup> )
<b><math>\sigma</math></b>	- Tensão trativa média	(ML <sup>-2</sup> )
<b>A</b>	- Área da bacia hidrográfica	(L <sup>2</sup> )
<b>Af</b>	- Altitude na foz do curso d'água principal	(L)
<b>An</b>	- Altitude na nascente do curso d'água principal	(L)
<b>Dd</b>	- Densidade de drenagem	(LL <sup>-2</sup> )
<b>Es</b>	- Extensão média do escoamento superficial	(L <sup>2</sup> L <sup>-1</sup> )
<b>I</b>	- Declividade do condutor	(LL <sup>-1</sup> )
<b>Kc</b>	- Coeficiente de compacidade	(LL <sup>-1</sup> )
<b>Kf</b>	- Coeficiente de forma	(L <sup>2</sup> L <sup>-2</sup> )
<b>L</b>	- Comprimento da bacia hidrográfica quando se segue o curso d'água mais longo	(L)
<b>Lp</b>	- Comprimento do curso d'água principal	(L)
<b>Lt</b>	- Comprimento total dos cursos d'água	(L <sup>2</sup> )
<b>Lv</b>	- Comprimento do talvegue do rio principal	(L)
<b>P</b>	- Perímetro da bacia hidrográfica	(L)
<b>R<sub>H</sub></b>	- Raio hidráulico	(LL <sup>-1</sup> )
<b>S</b>	- Sinuosidade	(LL <sup>-1</sup> )
<b>S<sub>1</sub></b>	- Declividade de Álveo	(LL <sup>-1</sup> )

## RESUMO

O objetivo principal deste trabalho foi a análise da variação de alguns parâmetros físico-químicos da qualidade das águas de pequenos rios urbanos com baixas a médias densidades de ocupação populacional nas áreas de drenagem de suas bacias hidrográficas. Para isso, foram selecionadas 4 bacias hidrográficas urbanas situadas na Região Metropolitana de Porto Alegre/RS: Arroios Mãe d'Água e Moinho apresentando média densidade populacional bruta (cerca de 70 hab/ha), Arroio Capivara apresentando baixa densidade populacional (8 hab/ha próximo às nascentes da bacia e 33 hab/ha considerando a área até próximo à sua foz), e o Arroio Agronomia que apresenta um tributário relativamente bem preservado, com ocupação urbana residual (<2 hab/ha), considerado como referência regional para a qualidade físico-química das águas. Os resultados mostraram que a população residente nestas áreas apresenta deficiências de atendimento do ponto de vista do saneamento básico (coleta e tratamento de esgotos sanitários, coleta de lixo e abastecimento de água) impondo aos moradores o uso de tecnologias de disposição local dos seus resíduos. Como resultado, os dados mostraram uma relação direta entre a densidade populacional e a presença de esgotos não tratados nos corpos d'água, e como consequência, observaram-se alterações importantes em quase todas as variáveis físico-químicas escolhidas para o monitoramento da qualidade das águas, quando comparadas com a condição referencial. Entre os modelos de regressão testados (linear, potência, logarítmico, exponencial e polinomial de segundo e terceiro graus) o modelo logarítmico apresentou melhor ajuste sobre os demais, indicando a possibilidade do seu uso para 21 das 26 variáveis. A forma logarítmica indica que, a partir de uma condição natural não urbanizada, mesmo pequenas densidades populacionais são capazes de alterar significativamente a qualidade das águas.

## ABSTRACT

The purpose of this work was to analyze the variation of some water quality physical-chemical parameters in small urban rivers with low to medium densities of human occupation in its hydrographic basins. In order to do that, four urban basins in Porto Alegre's metropolitan region were selected, as follows: Arroio Mãe d'Água, Arroio Moinho presenting medium population density (around 70 residents per hectare), Arroio Capivara presenting low density (around 8 residents per hectare near the headwaters and 33 residents per hectare considering the area close to its mouth), and the Arroio Agronomia that presents a relatively preserved tributary with residual urban occupation (< 2 residents per hectare). This tributary was considered as a regional reference for the physical-chemical quality of the water. The results showed that the resident population in these areas are deficient in some sanitary services attendance (sewerage and garbage recollection) imposing to the population the use of local disposition technologies of residues. As a result, the data showed a direct relationship between population density and the presence of raw sewage in the water bodies and, as a consequence, important alterations were observed in almost all the physical-chemical variables compared with the referential condition. Among the tested regression models (linear, power, logarithmic, exponential and second and third degrees polynomials) the logarithmic model showed best adjustment indicating the possibility of its use for 19 out of 27 variables. The logarithmic form indicates that, starting from a natural not urbanized condition, even small population densities are capable to significantly change the river water quality.

## 1. INTRODUÇÃO

Segundo dados preliminares do Censo 2000 do IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 81,23% da população brasileira vive nas cidades. Esta concentração permite supor a significativa influência das relações do homem com o meio urbano não apenas no grau de sustentabilidade ambiental local, mas do País como um todo. Certamente, a sustentabilidade de longo prazo não será possível sem que se consiga entender e equacionar os processos interativos entre as dinâmicas urbanas e o ambiente natural, regenerar funções ecossistêmicas perdidas no processo de urbanização e mantê-las em equilíbrio.

Até a década de 90, o desenvolvimento de estudos relativos aos problemas ambientais urbanos não estavam à altura da importância dos problemas causados ao homem devido ao descuido com o ambiente urbano. Além disso, eram relativamente raros na literatura. Para CROMBIE e DOERING (1991) “...*mesmo a Comissão das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), também denominada Comissão Brundtland, devotou pouca atenção à análise do que definiu como desafios ambientais urbanos*”. Para os autores, uma possível explicação desta carência pode estar baseada no fato de que os ecossistemas urbanos são considerados, para muitos pesquisadores, como ambientes artificiais irremediavelmente deteriorados. Muitos deles preferem dedicar seus esforços para conservar as porções do ambiente que ainda apresentem algum valor ecossistêmico. Nos últimos anos, entretanto, a maior atenção dispensada sobre o assunto tanto em nível nacional quanto internacional permite melhor descrever os elementos básicos intervenientes na relação entre a urbanização e o meio ambiente. As particularidades dos processos de ocupação e do uso do solo, bem como do ambiente natural local, entretanto, exigem estudos específicos a cada caso.

Em termos gerais, as áreas urbanas e industriais representam uma das mais profundas modificações antrópicas da superfície terrestre, das águas, da atmosfera e do ecossistema em geral. Ao contrário da atividade agrícola, os efeitos urbanos são intensivos e localizados. Nas zonas urbanas os fluxos de energia e de massa estão concentrados, sendo que a maior parte da energia utilizada é importada. Com o uso da energia e da massa disponíveis, há uma reversão destes para o estado difuso e não concentrado, cujo resultado é expresso na produção de resíduos e calor.

Especificamente no que se refere aos mananciais urbanos, os resíduos oriundos das atividades humanas, ao poluírem suas águas, não causam apenas danos ao ecossistema natural e às comunidades aquáticas envolvidas. Seus efeitos acabam por atingir o próprio homem através de malefícios associados à falta de salubridade ambiental e do comprometimento da qualidade das águas necessárias ao abastecimento público. Os resultados deste processo são sentidos de maneira mais drástica pela população de menor poder aquisitivo. Pelo limitado poder econômico, esta parte da população não tem condições de se instalar em áreas urbanas com melhor infra-estrutura, habitando sua periferia, ou áreas desocupadas caracterizadas por condições ambientais perigosas como as planícies de inundação ao longo dos cursos d'água, encostas íngremes ou terrenos vazios contíguos à indústrias poluentes.

No caso das áreas próximas aos rios, que teoricamente deveriam estar desocupadas para preservação permanente da mata ciliar, a ocupação destas áreas por um contingente despreparado para entender a importância de sua relação com o meio natural, e sem condições sócio - econômicas de resolvê-los, acaba por agravar os problemas e contribuir significativamente para a poluição dos rios urbanos. Como resultado, resta ao poder público a busca de novos mananciais abastecedores em bacias hidrográficas cada vez mais distantes, aumentando os custos de fornecimento de água tratada à população, que por sua vez dificulta ainda mais o acesso da população marginal a este serviço essencial.

Para confrontar este tipo de problema, os Planos Diretores de Desenvolvimento Urbano têm se preocupado cada vez mais com as conseqüências ambientais das estratégias municipais de estruturação urbana, através da fixação de critérios para o ordenamento do uso e ocupação, bem como do controle da densificação populacional. Embora densidades brutas entre 100 e 500 habitantes por hectare sejam comuns em áreas de ocupação intensa, e de 20 a 100 habitantes por hectare em áreas de ocupação controlada, valores tão pequenos quanto 2 a 10 habitantes por hectare são projetados para as regiões onde o objetivo é a proteção do ambiente natural.

Dadas as especificidades naturais locais, as reais conseqüências da adoção destes valores tem sido pouco exploradas, e os resultados sobre a qualidade das águas são incertos. Através da análise da influência da densidade populacional bruta sobre variáveis físico-químicas das águas superficiais de microbacias hidrográfica urbanas, espera-se contribuir para o aprofundamento do estudo das conseqüências da urbanização sobre os rios urbanos, mesmo quando o objetivo seja a manutenção da sua qualidade.



## 2. OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi o estudo das relações entre a densidade populacional e o comportamento de variáveis da qualidade físico-química das águas superficiais em microbacias hidrográficas urbanas do município de Porto Alegre, RS, que apresentam baixas e médias densidades de ocupação populacional nas suas áreas de drenagem, e que se encontram ocupadas por populações com baixo índice de cobertura sanitária.

Como objetivos correlatos podem também ser citados:

1. Observar a influência da densidade populacional nas séries temporais na qualidade das variáveis escolhidas;
2. Observar a influência da densidade populacional na mediana e desvio interquartílico das séries ordenadas de dados;
3. Discutir a influência da variabilidade das características naturais nos resultados;
4. Fornecer subsídios à ocupação das bacias hidrográficas urbanas estudadas, incorporando elementos da qualidade das águas dos respectivos mananciais superficiais ao seu planejamento.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

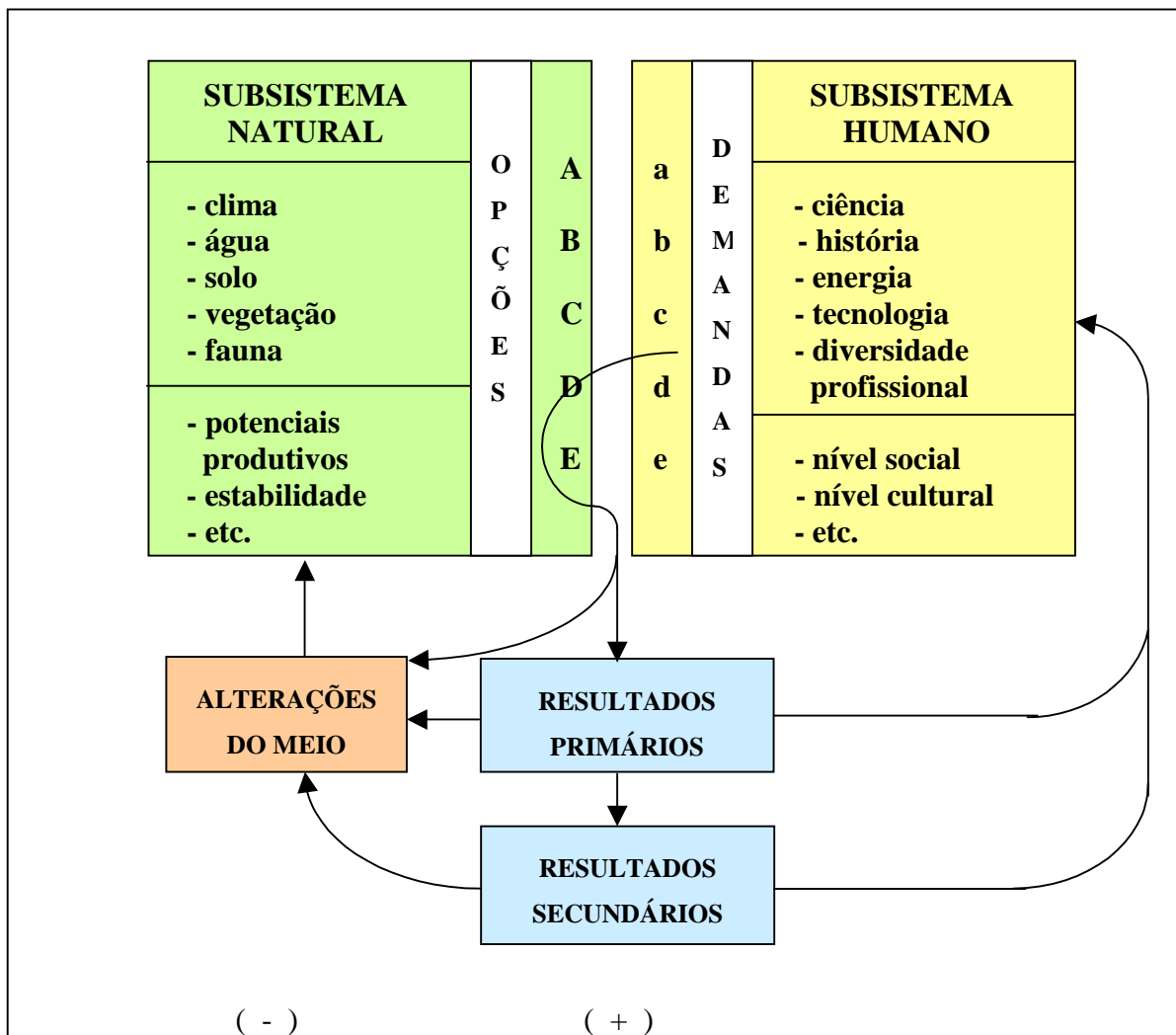
Tanto o ambiente natural quanto o urbano são extremamente complicados. Envolvem fenômenos variantes no tempo, não-lineares, e apresentam fases múltiplas, inter-relacionamentos e propriedades determinísticas e estocásticas (MENDES *et al.*, 1996). Configuram, portanto, sistemas complexos (ODUM, 1971; METCALF e STUMM, 1983) que tem sido freqüentemente decompostos e estudados em partes, cada qual segundo sua própria ótica. São exemplos desta decomposição os estudos direcionados aos subsistemas água, solo ou ar, nos quais a abordagem de um não significa necessariamente que os outros sejam considerados.

Além da complexidade natural, outra característica comum aos subsistemas natural e antrópico determina um maior grau de dificuldade à análise: a evolução. Para BEAUJEAU-GARNIER (1980), os sistemas complexos evolutivos são também caracterizados por apresentarem funções dinâmicas que os permitem buscar interativamente um novo ponto de equilíbrio, e por esta razão incorporam características não explicáveis apenas pela soma de seus constituintes, e a exploração metodológica das inter-relações entre seus elementos é essencial.

Na análise das relações entre os ambientes natural e antrópico, MOTA (1999) descreve o ambiente antrópico como sendo constituído pelo homem e suas atividades, enquanto que o ambiente natural é composto do meio físico e o meio biológico. O homem tem a capacidade de dirigir suas ações utilizando o meio ambiente como fonte da matéria e energia necessários às suas funções vitais, ou como receptor de seus produtos e resíduos. As alterações introduzidas pelo homem são, via de regra, processadas de forma intensa, rápida e variada, provocando modificações muitas vezes irreversíveis e não permitindo, muitas vezes, que haja a recuperação natural ou o estabelecimento de um novo ponto de equilíbrio no sistema. Outros animais provocam alterações ambientais quer na busca por alimento, quer na construção de abrigos ou na excreção de seus detritos. Porém, ao contrário das alterações causadas pelo homem, tais atividades se processam de forma lenta e previsível sem que determinem, necessariamente, prejuízos ao ecossistema (DORST, 1971).

Até há pouco, os estudos versavam mais sobre o funcionamento de aspectos específicos do ambiente humano ou físico (natural), ou sobre a medida em que o ambiente se refletia nas atividades antrópicas (DREW, 1983). Os fatores do meio físico se rviavam, ao

menos em parte, para explicar os padrões das ações humanas no uso e ocupação dos recursos naturais. As forças econômicas, sociais e culturais eram praticamente esquecidas deste contexto. Em larga medida os estudos ambientais preocupavam-se com o sistema natural no qual o homem era freqüentemente encarado como um intruso indesejável, a ser ignorado se possível. Com o entendimento de que o fenômeno humano é parte integrante do ecossistema natural (DUBOIS, 1971; CROMBIE e DOERING,1991; BOTKIN, 1992) e que deve ser encarado enquanto agente alterador mas dependente deste mesmo sistema, pode-se estabelecer uma melhor compreensão das relações de causa e efeito que, por certo, nortearão de forma mais contundente os padrões de uso e ocupação do espaço natural. Em UNESCO (1987) e MUTZ (1991), descreve-se a relação entre estes elementos a partir do esquema apresentado na Figura 3.1.



**Figura 3.1 – Resultados da Integração dos Subsistemas Natural e Humano**  
(Fonte : UNESCO, 1987)

Pode-se observar a clara divisão entre os Subsistemas Natural e Humano. No primeiro, composto por elementos abióticos (litosfera, atmosfera e hidrosfera) e bióticos (flora e fauna), o equilíbrio dinâmico dos fenômenos naturais apresentam características de estabilidade e de potenciais produtivos úteis também ao homem. A somatória destes elementos apresentam então um valor de opção ao homem e, portanto, constituem-se fundamentalmente em opções econômicas. No segundo, a capacidade de transformação dos recursos em bens que atendam às demandas sociais depende fortemente de elementos da demografia e da geografia humanas.

A apropriação destes valores depende das características do subsistema humano, que envolvem questões básicas como a existência (ou não) de tecnologia para o aproveitamento dos recursos, além das demandas coletivas e individuais dos seus componentes, baseadas nos elementos culturais, sociais e psicológicos envolvidos. Ao satisfazer suas demandas individuais e coletivas, observa-se como resultado a produção de bens de valor econômico (Primários) e sócio-culturais (Secundários) que incrementam o nível de desenvolvimento do subsistema humano. Esta apropriação produz uma alteração do meio que, ao extrapolar as capacidades auto-regenerativas típicas do Sistema Natural, pode modificar não apenas o seu nível de equilíbrio ecológico, mas afetar igualmente a própria condição humana através da diminuição da oferta de opções de uso dos elementos naturais.

### **3.1. Efeitos Ambientais Decorrentes do Uso e Ocupação do Solo Urbano**

A utilização que o homem faz dos recursos naturais nem sempre ocorre considerando suas características e capacidade de recuperação (SANTOS e VITTE, 1998). O surgimento de problemas ambientais graves, com reflexos sobre o próprio homem, induziu a busca de um melhor entendimento dos fenômenos naturais suas causas e conseqüências sobre a qualidade de vida das populações. Esta consciência ainda não alcançou uma parcela significativa da população, que continua a provocar alterações drásticas nos ecossistemas, alterando-os de forma a prejudicar seus componentes e entre eles, o próprio homem (MOTA, 1997).

Segundo DREW (1983), virtualmente todos os aspectos do ambiente são alterados pela urbanização, inclusive o relevo, o uso a terra, a vegetação, a fauna, a hidrologia e o clima. Regra geral, a intensidade da mudança está ligada à densidade da área edificada e à extensão da ocupação.

A cidade constitui um complexo ecossistema humano. Longe de ser um deserto para outras formas de vida, ela cria, deliberadamente ou não, uma variedade de ambientes colonizados por criaturas vivas. Alguns destes ambientes são variantes de condições naturais (parques e jardins), mas outros são artificiais por completo.

Para MOTA (1997), a intensa alteração do ambiente natural associada aos centros urbanos é capaz de promover a diminuição do número total de indivíduos e da diversidade da flora e fauna locais através dos seguintes fatores básicos:

- Afugentamento e extinção de animais silvestres pouco adaptados ao convívio urbano. Como resultado, as espécies mais adaptáveis ao novo ecossistema apresentam dominância. Em alguns casos, há a introdução de espécies exóticas da fauna;
- Diminuição da área coberta por vegetação original, introduzindo-se espécies exóticas da flora que alteram definitivamente as características naturais do ecossistema original..

Segundo TROPMAIR (1997), além de identificar reflorestamentos homogêneos com espécies exóticas no meio urbanizado, é possível também observar alguns florestamentos heterogêneos com espécies nativas na tentativa de recompor ecossistemas próximos aos naturais antes existentes. Ambos podem levar a um adensamento da cobertura vegetal ainda remanescente nos centros urbanos. Para FORESTI e HAMBURGUER (1997), estes extratos da vegetação, ainda que setorizados, permitem interferências sobre a qualidade de vida da população através do seu papel de equilíbrio das funções naturais remanescentes. As áreas verdes urbanas podem potencialmente auxiliar, entre outras tarefas, na prevenção e combate de desastres naturais, na despoluição da atmosfera, e na manutenção do equilíbrio microclimático.

Do ponto de vista da sua utilidade ao homem, a vegetação urbana é um dos elementos mais estudados no espaço urbano sob a ótica perceptiva. FORESTI e HAMBURGUER (1997) citam um estudo de Sheets e Manzer (1991), no qual avaliaram a importância da vegetação urbana para o bem estar da população em dois aspectos: a vegetação pode levar às pessoas a sentirem-se melhor, e tornam a visão da área urbana mais positiva.

A vegetação também desempenha um papel importante em relação ao solo. A cobertura vegetal é capaz de enriquecer o solo pela deposição de matéria orgânica, amortecer o impacto das águas de chuva reduzindo a erosão potencial, e regular o escoamento das águas superficiais e a infiltração favorecendo a recarga dos aquíferos (MOTA, 1997). A retirada da vegetação provoca o descobrimento do solo aumentando a erosão hídrica e eólica, favorecendo a perda da camada fértil e a desertificação. O uso de métodos de reflorestamento ou de manejo conservacionista de áreas florestadas com intuito de estabilização de encostas vem se tornando uma prática cada vez mais comum. Desta forma, diversos esforços têm sido realizados visando compreender o papel da vegetação no controle dos processos hidrológicos e erosivos das encostas, tanto para validar estas práticas como para quantificar seus efeitos (JANSEN e COELHO NETTO, 1998).

Para DREW (1983), pelas suas características de integração e mobilidade, as relações gerais de causa e efeito das atividades antrópicas sobre a atmosfera são de difícil demonstração e freqüentemente são especulativas, salvo em pequena escala. A exceção são os centros urbanos onde as mudanças induzidas são mensuráveis e nítidas. Sobre as cidades paira uma “abóbada climática” própria, dentro da qual as propriedades de conteúdo, temperatura, umidade e mobilidade atmosférica distinguem-se de certa forma do clima regional dominante.

O determinante fundamental do clima é a entrada de radiação solar que impulsiona os mecanismos da atmosfera. Todos os elementos do clima (temperatura e padrões de pressão, o vento e a precipitação pluviométrica) são efeitos secundários da diferença de aquecimento da atmosfera e da superfície da Terra. A alteração no uso do solo potencialmente induz a uma mudança da refletividade da radiação solar (albedo), que por sua vez altera o aquecimento da atmosfera inferior. Além disso, mas potencialmente mais importante, a emissão de poeiras do solo descoberto e a queima de combustíveis fósseis no meio urbano industrial provocam alterações de ordem qualitativa da composição atmosférica. A Tabela 3.1 apresenta resumidamente os principais fatores intervenientes na alteração das condições do clima urbano bem como uma estimativa do grau desta alteração.

O ambiente urbano também é profícuo na compactação do solo e em alterações topográficas provocadas pelas constantes movimentações de terra (escavações e aterros) que modificam a superfície de drenagem natural e desfiguram a paisagem. Segundo PUPPI (1981), das condições físicas do solo que mais interessam ao ambiente urbano (porosidade, permeabilidade, umidificação, termalidade, aeração e poder fixador), a permeabilidade é a de

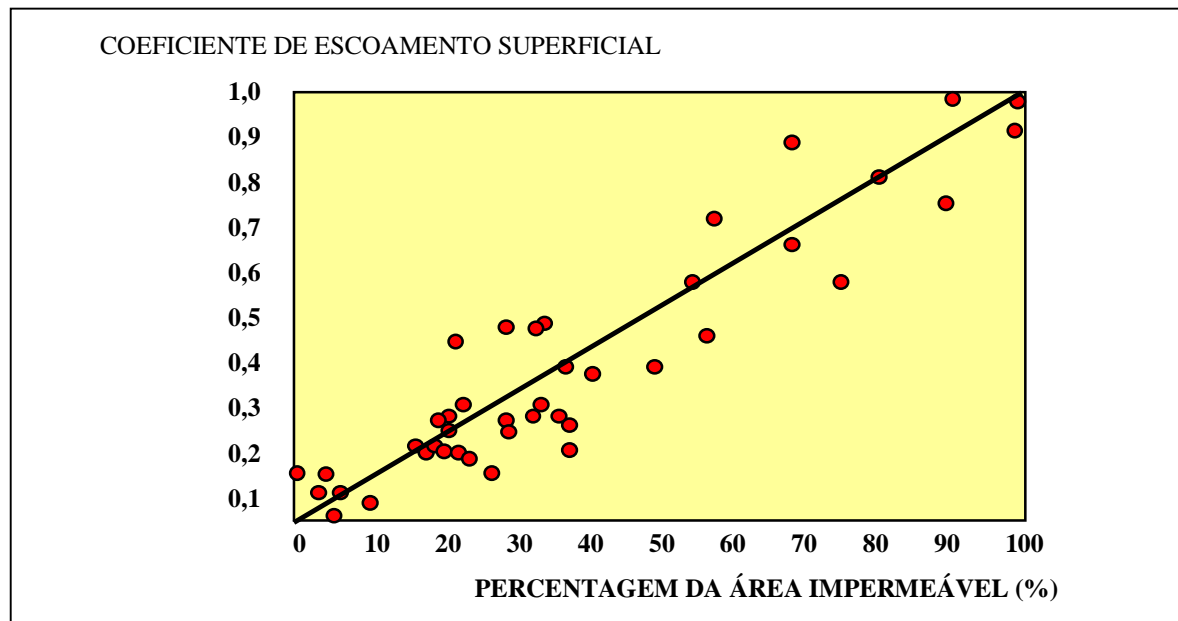
maior destaque relativo, pois importa na absorção da água pelo terreno prevenindo a formação de charcos, reduzindo o volume de águas de escoamento e compensando o efeito ocasionado pela impermeabilização artificial do solo oriunda das áreas cobertas pelas edificações e pela pavimentação. SCHUELER e HERSON-JONES (1995) ilustram esta relação (Figura 3.2) a partir de informações do Coeficiente de Escoamento Superficial e a porcentagem da área urbana impermeabilizada.

**Tabela 3.1 – Modificação do Clima Regional em Áreas Urbanas Industrializadas**

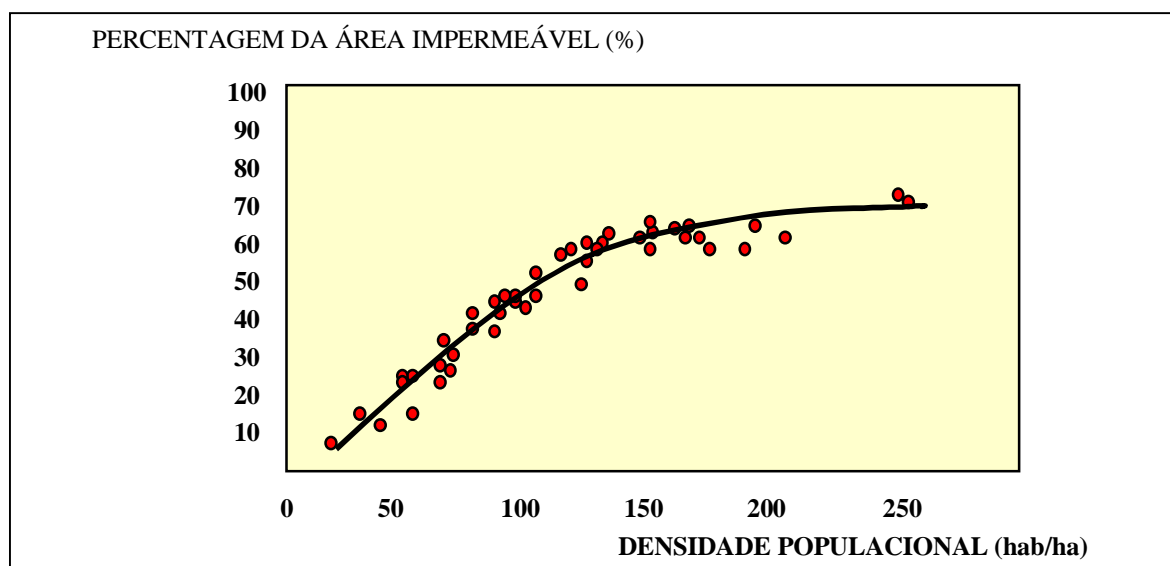
<i>ASPECTO DO CLIMA</i>	<i>FATOR INTERVENIENTE</i>	<i>GRAU DE ALTERAÇÃO</i>
Composição Atmosférica	Núcleos de Condensação	+ 1.000 %
	Emissão de Gases	+ 1.500 %
Temperatura	Radiação Solar	- 10 %
	Temperatura Média Anual	+ 1 C
	Temperatura Mínima de Inverno	+ 1,5 C
Precipitação	Precipitação Anual	+ 5 C
	Dias de Chuva Mínima	+ 10 %
Vento	Velocidade Média dos Ventos	- 20 %
	Dias Calmos	+ 10 %
Outros	Radiação Ultravioleta (inverno)	- 30 %
	Umidade Relativa (verão)	- 10 %
	Neblina (inverno)	+ 100 %

(Fonte: DREW, 1983)

Vários autores (DREW, 1983; CAMPANA e TUCCI, 1994; TUCCI, 1995; SCHUELER e HERSON-JONES, 1995 e MOTA, 1997) reconhecem o efeito da impermeabilização do solo como um dos elementos mais importantes no estudo dos efeitos ambientais da urbanização. CAMPANA e TUCCI (1994) apresentam uma relação entre a densidade populacional, que é um dos principais parâmetros de planejamento urbano, e a porcentagem de áreas impermeáveis da bacia hidrográfica ocupada. Esta relação foi obtida com base em dados de bacias hidrográficas das Regiões Metropolitanas de São Paulo, Porto Alegre e Curitiba (Figura 3.3). Pela análise da figura, percebe-se que o aumento da densidade populacional nos centros urbanos está definitivamente associado à impermeabilização do solo, e conseqüentemente, aos problemas de drenagem das águas dos rios.



**Figura 3.2 – Coeficiente de Escoamento Superficial Como Uma Função da Porcentagem da Cobertura Impermeável do Solo**  
(Fonte: SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)



**Figura 3.3 – Influência da Densidade Populacional na Impermeabilização da Área de Drenagem de Bacias Hidrográficas**  
(Fonte: CAMPANA e TUCCI, 1994)

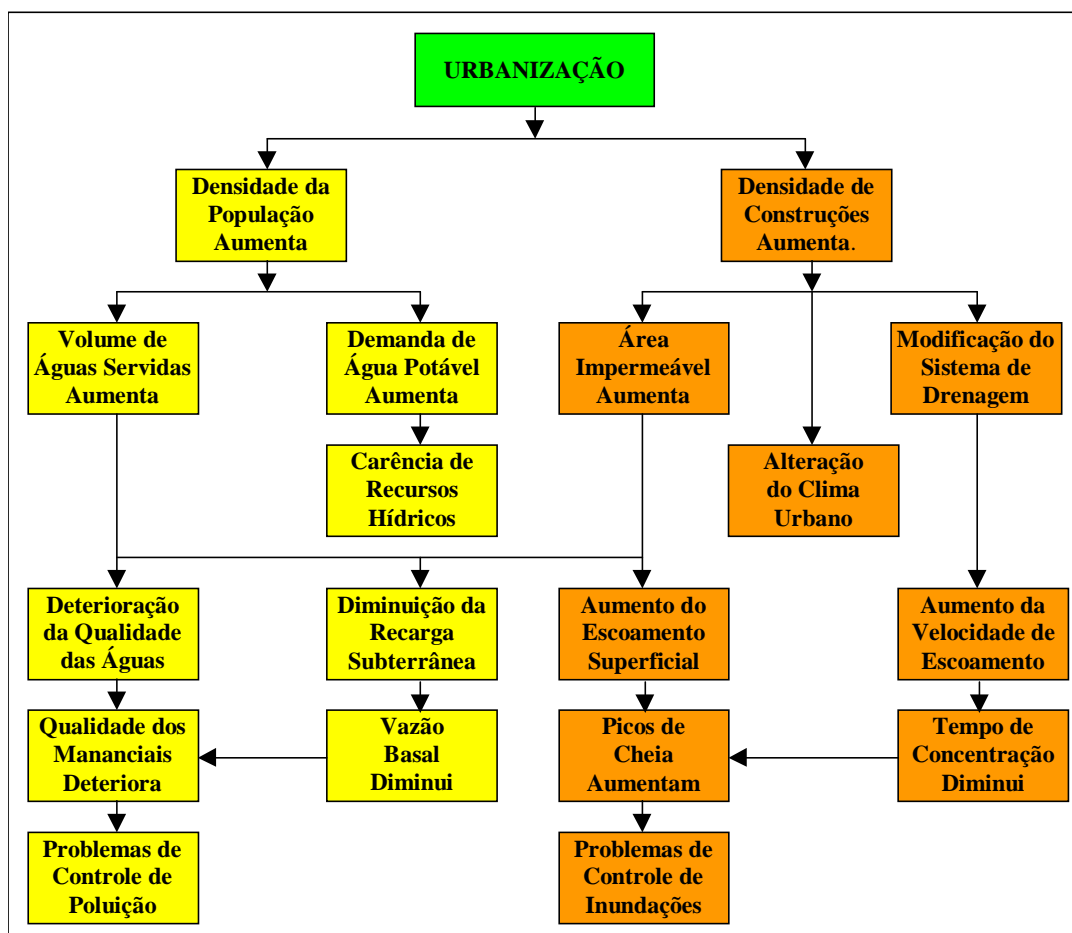
Em relação aos mananciais superficiais e subterrâneos, o desenvolvimento das cidades não apresenta efeitos menos intensos, alterando a disponibilidade de água local, tanto em quantidade como em qualidade. O crescimento urbano desordenado sobre os rios utilizados para o abastecimento público tem apresentado graves reflexos na qualidade das águas, com



altos custos econômicos e sociais, tornando a disponibilidade hídrica um limitante para o próprio desenvolvimento das cidades (ANDREOLI *et al.*, 2000a; ANDREOLI *et al.*, 2000b). Segundo os autores, a demanda por água potável nos centros urbanos tem aumentado em função do crescimento populacional e da elevação do consumo per capita.

### 3.2.Efeitos da Urbanização nos Mananciais

Hall (1984) *apud* PORTO *et al.* (1997) apresenta esquematicamente as principais alterações ambientais provocadas pela urbanização segundo relações diretas de causa e efeito (Figura 3.4). Sem pretender esgotar o assunto, a Tabela 3.2 apresenta as principais causas e efeitos da urbanização sobre as inundações urbanas segundo Leopold (1965) *apud* PORTO *et al.* (1997).



**Figura 3.4 – Efeitos da Urbanização na Qualidade e Quantidade das Águas em Bacias Hidrográficas Urbanizadas**

(Fonte: Hall, 1984 *apud* PORTO *et al.*,1997)

**Tabela 3.2 – Causas e Efeitos da Urbanização Sobre as Cheias dos Rios Urbanos**

<i>CAUSAS</i>	<i>EFEITOS</i>
Impermeabilização	Maiores Picos de Cheia e Vazões em Rios
Redes de Drenagem	Maiores Picos de Cheia a jusante
Lixo	Degradação da Qualidade da Água Entupimento de Bueiros e Galerias Pluviais
Redes de Esgotos Sanitários Deficientes	Degradação da Qualidade da Água Doenças de Veiculação Hídrica
Desmatamento e Desenvolvimento Indisciplinado	Maiores Picos de Cheia e Volumes Escoados Maior Erosão Assoreamento em Canais e Galerias
Ocupação de Várzeas	Maiores Prejuízos ao Patrimônio por Enchentes Maiores Picos de Cheia Maiores Custos de Utilidades Públicas

(Fonte: Leopold, 1965 *apud* PORTO *et al.*, 1997)

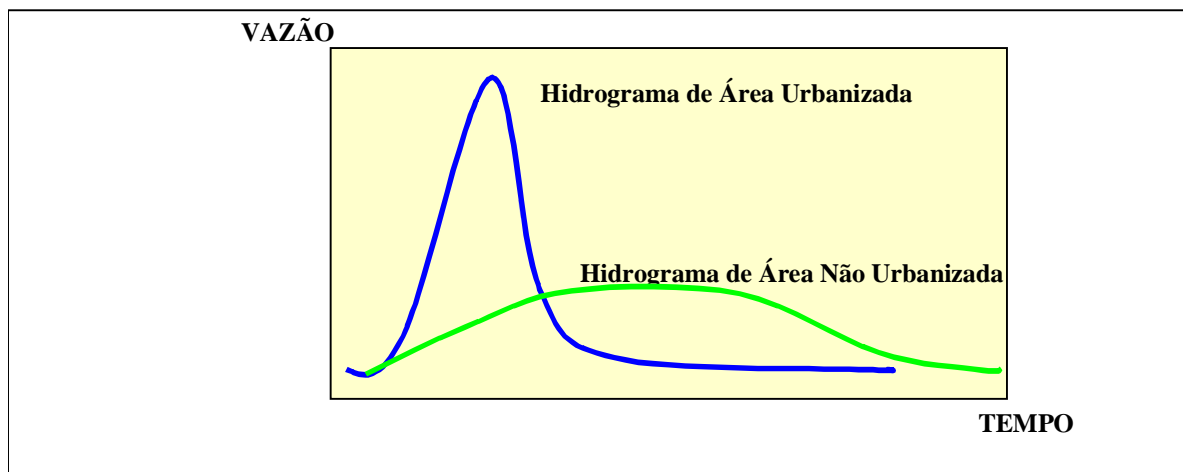
Observa-se que os efeitos resultantes podem apresentar várias causas básicas, as quais podem ocorrer simultaneamente, amplificando os resultados. É o caso do incremento das vazões de cheia e sua frequência de ocorrência, que podem ocorrer devido às condições particulares de impermeabilização da área de drenagem, do desmatamento e da ocupação indisciplinada do solo, principalmente das áreas de várzea.

SCHUELER E HERSON-JONES (1995) classificam dos efeitos da urbanização sobre os mananciais superficiais segundo aspectos hidrológicos, morfológicos, ecológicos e qualitativos. Uma breve discussão sobre cada um destes aspectos é apresentada a seguir:

#### **a) Efeitos da Urbanização Sobre o Regime Hídrico**

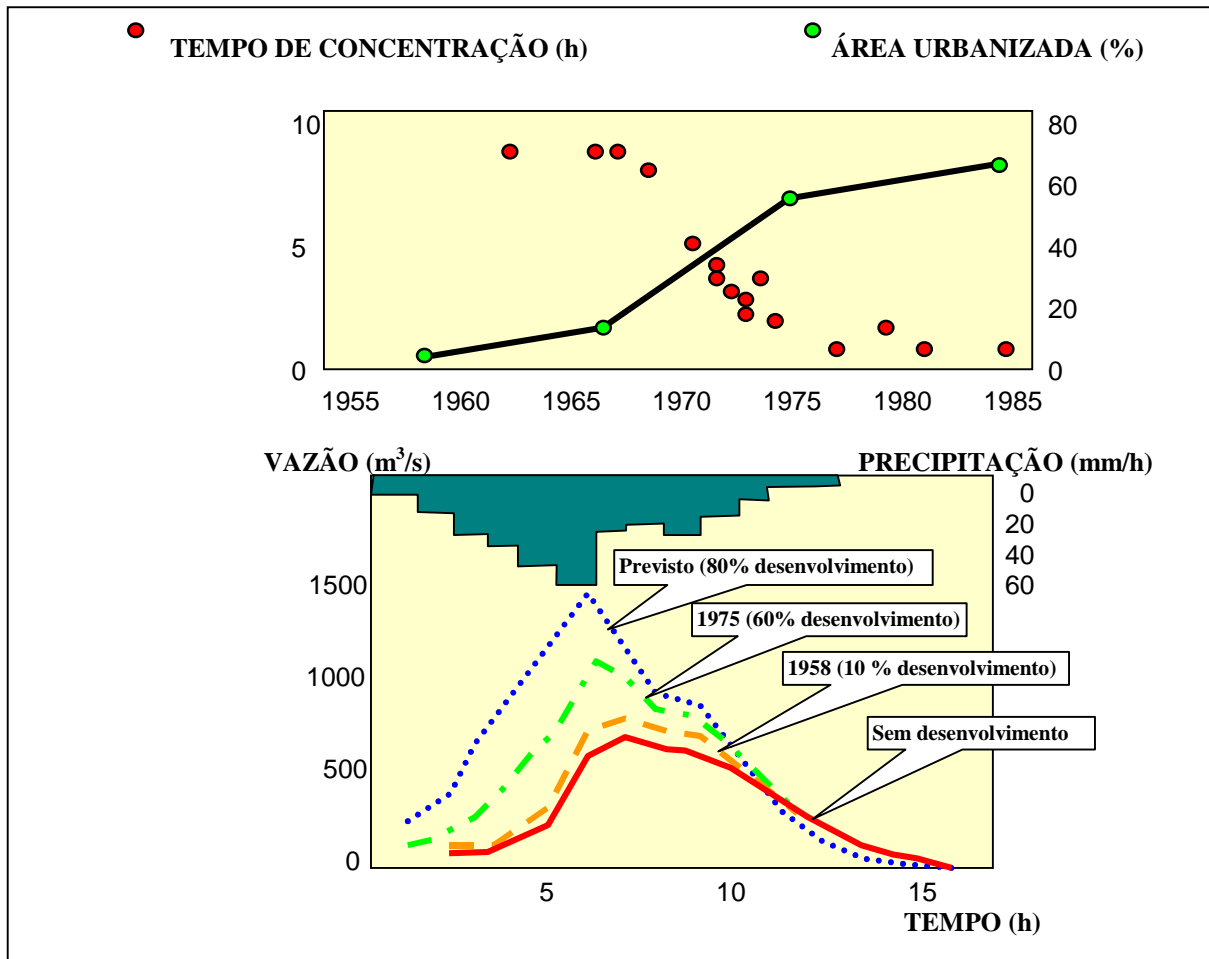
Do ponto de vista da hidrologia, a urbanização é responsável por alterações que, segundo os autores, resultam no aumento da frequência e magnitude das cheias dos rios urbanos, na redução da recarga dos aquíferos subterrâneos e no aumento da velocidade de escoamento durante os eventos de cheia. TUCCI (1995) observa que estes efeitos derivam diretamente da compactação do solo e de sua impermeabilização, através da sobreposição de telhados, ruas calçadas, pavimentos asfálticos e de concreto entre outros.

Na medida em que os padrões de uso e ocupação do solo promovem a impermeabilização da área de drenagem pluvial, a parcela da água que antes infiltrava no solo, passa a escoar pelos condutos da drenagem pluvial, aumentando o escoamento superficial e reduzindo o tempo de concentração da bacia hidrográfica. O volume que escoava lentamente pela superfície do solo e ficava retido pela vegetação, passa a escoar no canal, exigindo maior capacidade de escoamento das seções transversais dos cursos d'água. Um hidrograma hipotético típico de uma bacia natural e aquele resultante da urbanização são apresentados na Figura 3.5.



**Figura 3.5 – Impacto da Urbanização no Hidrograma de Cheia Para Rios em Áreas Urbanizadas e Não Urbanizadas**  
(Fonte: TUCCI, 1998)

Yoshimoto e Suetsugi (1990) *apud* TUCCI e GENZ (1995) descreveram o aumento da urbanização e a redução do tempo de concentração ocorrido numa bacia próxima a Tóquio, que evoluiu de 10% de urbanização, em 1958, para quase 80%. Pode-se também observar a variação do volume do pico das cheias e o aumento do escoamento superficial (Figura 3.6). Na comparação das Figuras 3.5 e 3.6 é possível observar a magnificação da vazão máxima de cheia em relação às condições naturais (não urbanizada) das bacias. Para o caso da Bacia do Rio Tsurumi, o pico de vazão aumentou cerca de 3 vezes o seu estado inicial após a bacia aumentar cerca de 13 vezes sua área impermeável entre 1958 e 1985. Outro resultado observado é a diminuição do tempo de concentração em cerca de 9 vezes no mesmo período.



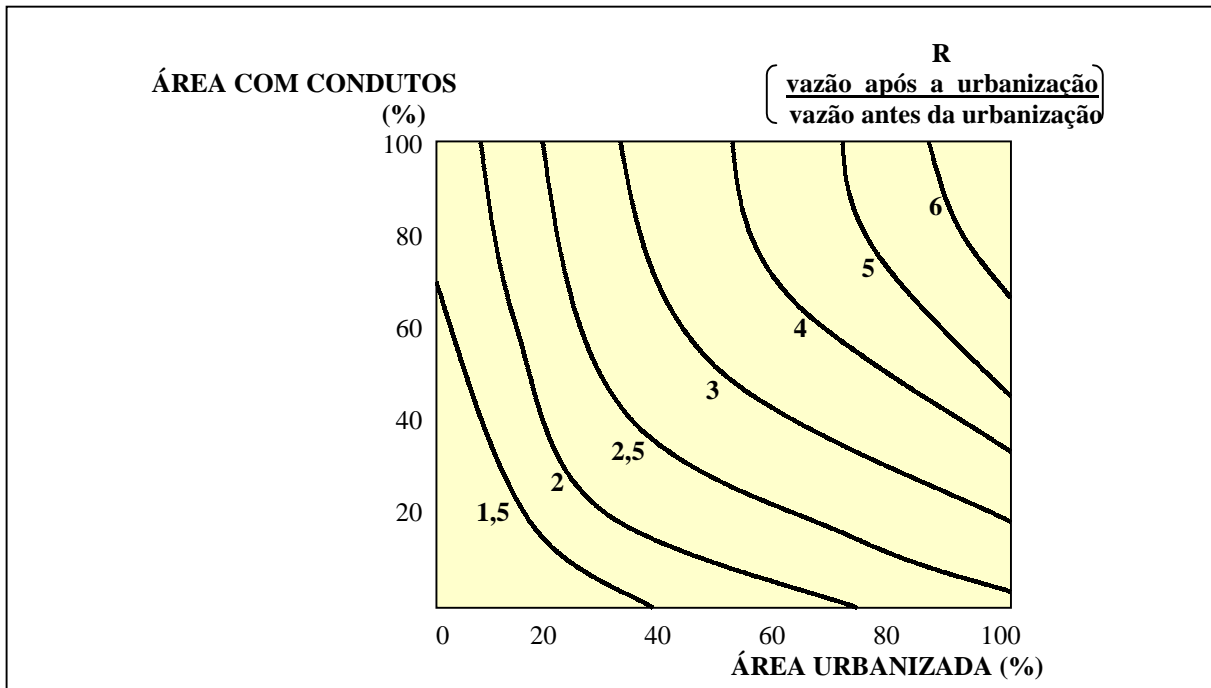
**Figura 3.6 – Resultados da Evolução Urbana na Bacia Hidrográfica do Rio Tsurumi**  
(Fonte: Yoshimoto e Suetsugi, 1990 *apud* TUCCI e GENZ, 1995)

As enchentes ampliadas pela urbanização, em geral, ocorrem em bacias de pequeno porte. Evidentemente, as exceções são as grandes regiões metropolitanas, como São Paulo, onde o problema abrange cerca de 800 km<sup>2</sup> (TUCCI, 1995).

Para as grandes bacias, existe um efeito combinado em relação ao escoamento nos vários canais da macrodrenagem, que são influenciados pela distribuição espacial e temporal das precipitações máximas. Para os casos extremos, verifica-se que o pico da cheia numa bacia urbanizada pode chegar a ser 6 vezes maior do que o pico desta mesma bacia em condições naturais (Figura 3.7).

Outra consequência do desenvolvimento urbano em relação aos pequenos rios urbanos tem sido a redução da vazão no período de estiagem. Com o aumento do escoamento superficial devido à impermeabilização, os aquíferos não são abastecidos, e a capacidade do

rio é reduzida. O escoamento, muitas vezes, é devido aos esgotos lançados *in natura* ou à ligações clandestinas de esgotos cloacais na drenagem pluvial (TUCCI, 1995).



**Figura 3.7 – Efeito da Urbanização Sobre a Vazão Máxima de Rios Urbanos**

**Fonte: Leopold (1965) apud PORTO et al. (1997)**

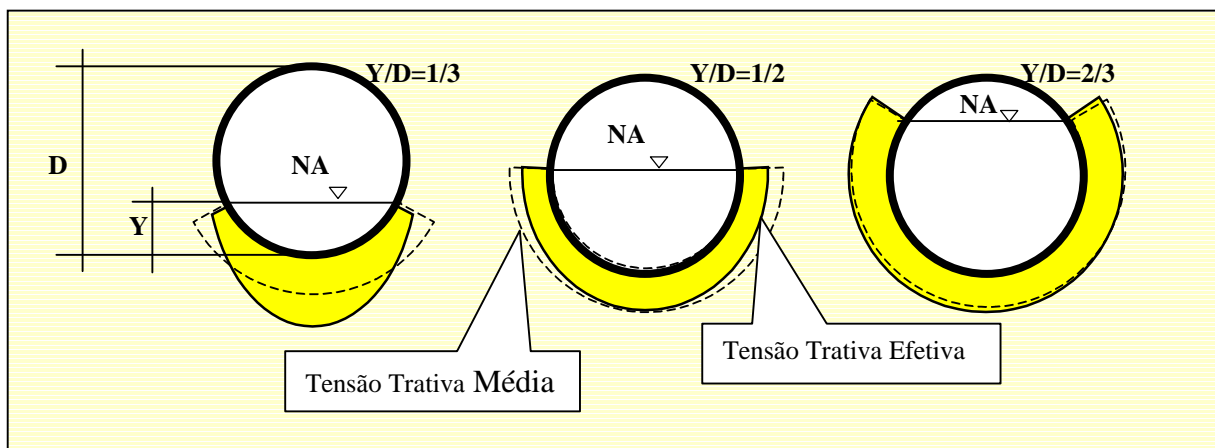
### **b) Efeitos da Urbanização Sobre a Morfologia dos Cursos D'água**

Em relação à morfologia dos rios urbanos, SCHUELER e HERSON-JONES (1995) apontam as principais alterações decorrentes da urbanização. Segundo os autores, o efeito básico de modificação da morfologia dos canais dos cursos d'água reside no processo erosivo. Na medida em que a frequência e a intensidade dos eventos de cheia aumenta, a tensão trativa da água em relação às partículas de solo das margens e fundo dos canais aumenta, e com ela o potencial de erosão.

A tensão trativa, ou tensão de arraste, teve sua origem nos estudos hidráulicos dos canais, e o seu conceito introduzido por Du Boys, em 1879. Entretanto, os seus princípios básicos foram desenvolvidos por Brahms, por volta de 1754 (CHOW, 1981). Modernamente, é definida como uma tensão tangencial exercida sobre a parede do canal condutor pelo líquido em escoamento, ou seja, é a componente tangencial do peso do líquido sobre a unidade de

área da parede do coletor e que atua sobre as partículas de solo das paredes e fundo dos canais, promovendo seu arraste.

Replogle e Chow (1969) *apud* TSUTYIA e ALEM SOBRINHO (1999) mediram experimentalmente a distribuição da tensão trativa ao longo do perímetro molhado da seção transversal de condutos circulares (Figura 3.8). Os resultados indicam que a máxima tensão trativa ocorre próxima à geratriz inferior da tubulação, enquanto que a mínima ocorre próximo à superfície líquida da água. Essa variação tende a ser menos pronunciada quanto maior for a relação entre a altura da lâmina líquida (Y) e o diâmetro do condutor (D).



**Figura 3.8 – Distribuição Experimental da Tensão Trativa em Condutos Circulares**  
(Fonte: modificado de TSUTYIA e ALÉM SOBRINHO, 1999)

Para lâminas maiores que 50% do diâmetro do condutor, a tensão trativa tende a ser uniforme ao longo do perímetro molhado, e seu valor tende a ser igual a tensão trativa média, calculada pela Equação 3.1:

$$\sigma = \gamma \cdot R_H \cdot I \quad (\text{Eq. 3.1})$$

onde:  $\sigma$  é a tensão trativa média (Pa);

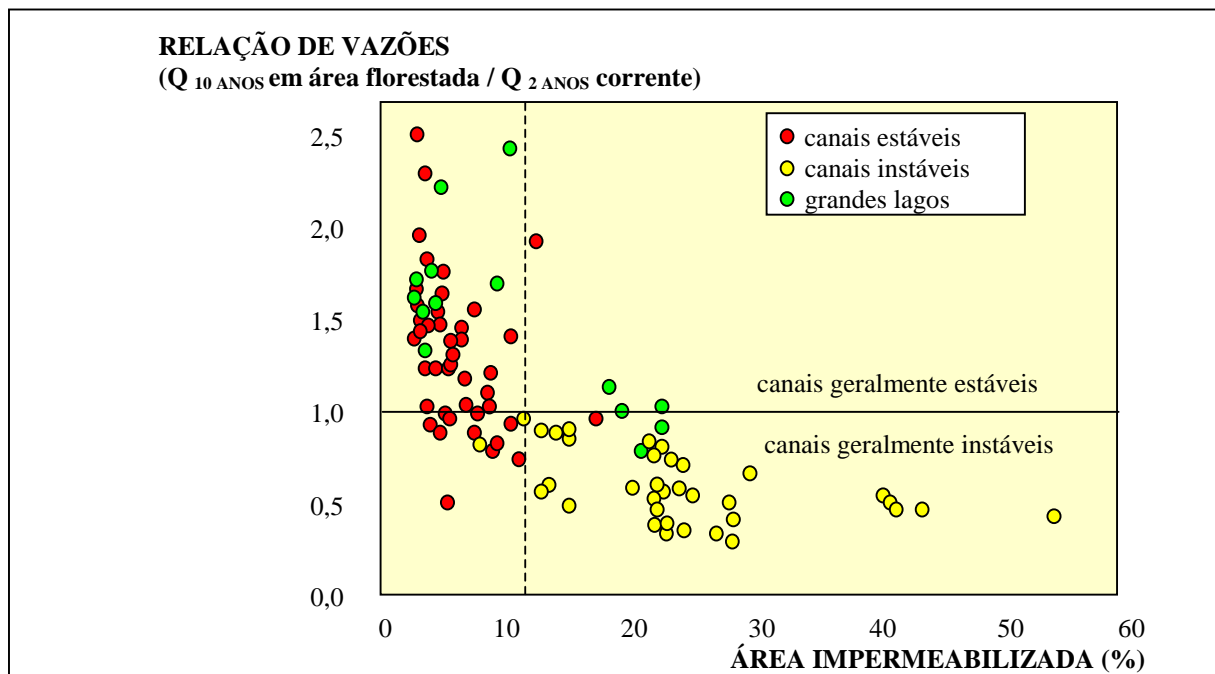
$\gamma$  é o peso específico da água ( $\text{N}/\text{m}^3$ );

$R_H$  é o raio hidráulico (m);

$I$  é a declividade do condutor (m/m).

Os taludes dos rios urbanos respondem a este efeito. A partir da maior severidade e frequência das cheias, a tração trativa nas margens tende a aumentar o seu potencial erosivo. Como resultado, pode-se observar a tendência de acomodação da seção transversal dos canais à maior vazão. Portanto, quanto mais intensos e frequentes os eventos de cheias, mesmo os que não extrapolam a caixa dos rios, maior é a desestabilização e erosão das suas margens e fundo. Como resultado desta acomodação, pode-se observar um processo de alargamento do canal e aumento da sua área transversal para permitir a passagem das águas do rio nos eventos de cheia.

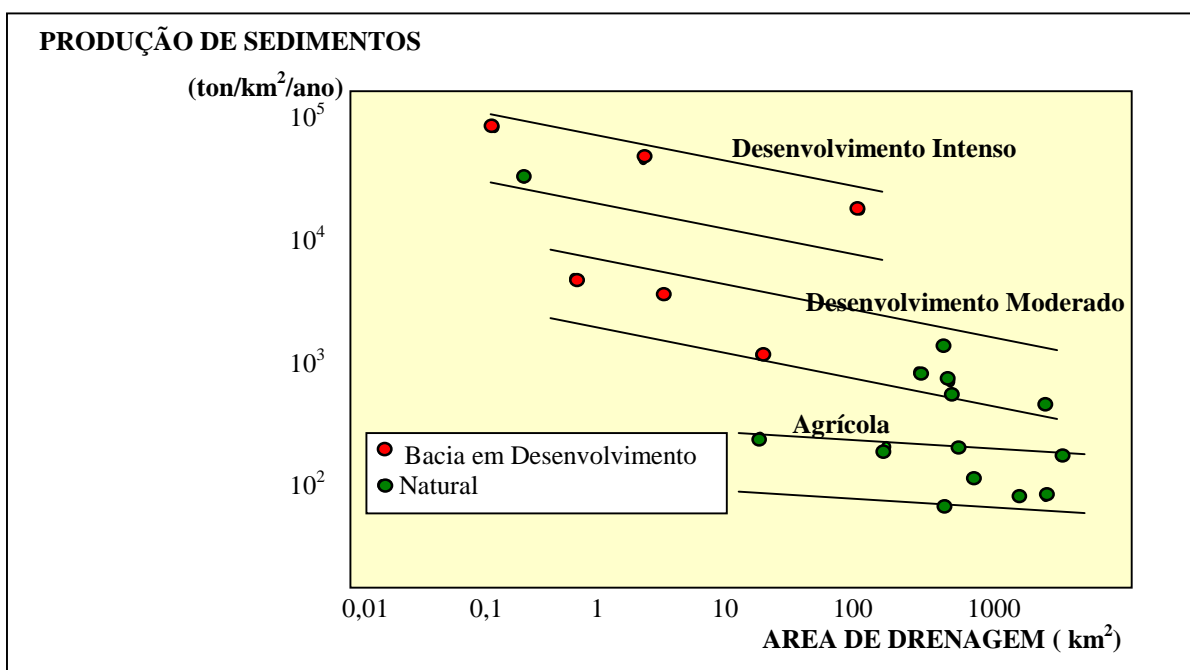
Uma vez que a ocupação da área de drenagem dos rios, através da impermeabilização do solo, produz uma magnificação da intensidade e frequência das cheias dos rios urbanos, a questão crítica é saber a partir de qual nível de ocupação urbana acentua-se este fenômeno. Estudos desenvolvidos no noroeste dos Estados Unidos (Booth e Reinelt, 1993 *apud* SCHUELER e HERSON-JONES, 1995) sugerem que o limiar para garantir a estabilidade dos canais dos rios urbanos situa-se próximo a 10% de impermeabilização da área de drenagem (Figura 3.9).



**Figura 3.9 – Influência da Impermeabilização do Solo na Estabilidade de Canais de Rios Urbanos**

(Fonte: Booth e Reinelt, 1993 *apud* SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)

Outro problema relatado pelos autores se constitui no aumento do potencial de arraste do material erodido. Com isso, durante os eventos de cheia, evidencia-se uma maior quantidade de sólidos sendo carreados nos cursos d'água (Figura 3.10). Em geral, este material se deposita no fundo do rio, alterando as condições de substrato do leito e de habitat para as comunidades aquáticas bentônicas, além de reduzir a capacidade de escoamento nos cursos d'água e lagos urbanos. São também observadas a tendência de canalização dos rios para evitar danos às áreas urbanas provocados pela crescente intensidade e frequência dos eventos de cheia, e a conseqüente alteração da estrutura lótica e lêntica original.



**Figura 3.10 – Relação Entre Área de Drenagem, Produção de Sedimentos e Atividade Antrópica na Bacia Hidrográfica**

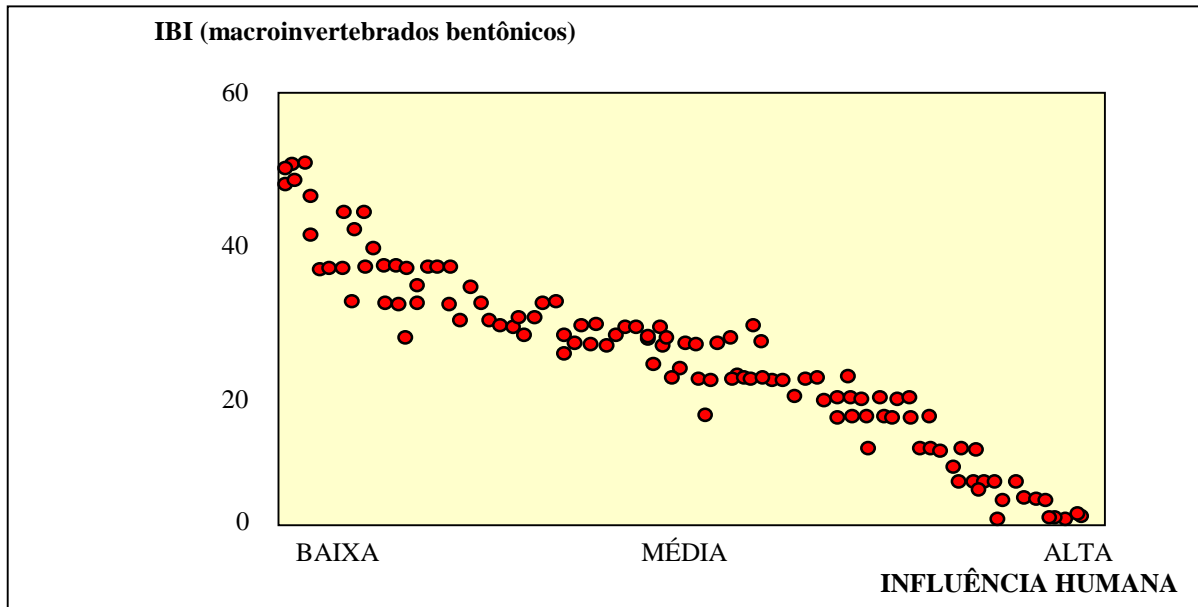
(Fonte: Wollman *et al.*, 1967 *apud* TUCCI, 1995)

### c) Efeitos da Urbanização Sobre a Ecologia das Comunidades Aquáticas

A habilidade de proteger as comunidades biológicas aquáticas depende em grande parte da habilidade de identificar e prever os efeitos das atividades humanas nos sistemas biológicos: especialmente a habilidade de distinguir variações naturais da condição biológica das induzidas pelo homem (KARR, 1981). Em muitas circunstâncias, entretanto, a interação das atividades humanas na ecologia das comunidades aquáticas é tão intensa (como no caso da urbanização) e diversa, que os mananciais devem ser classificados de acordo o tipo de



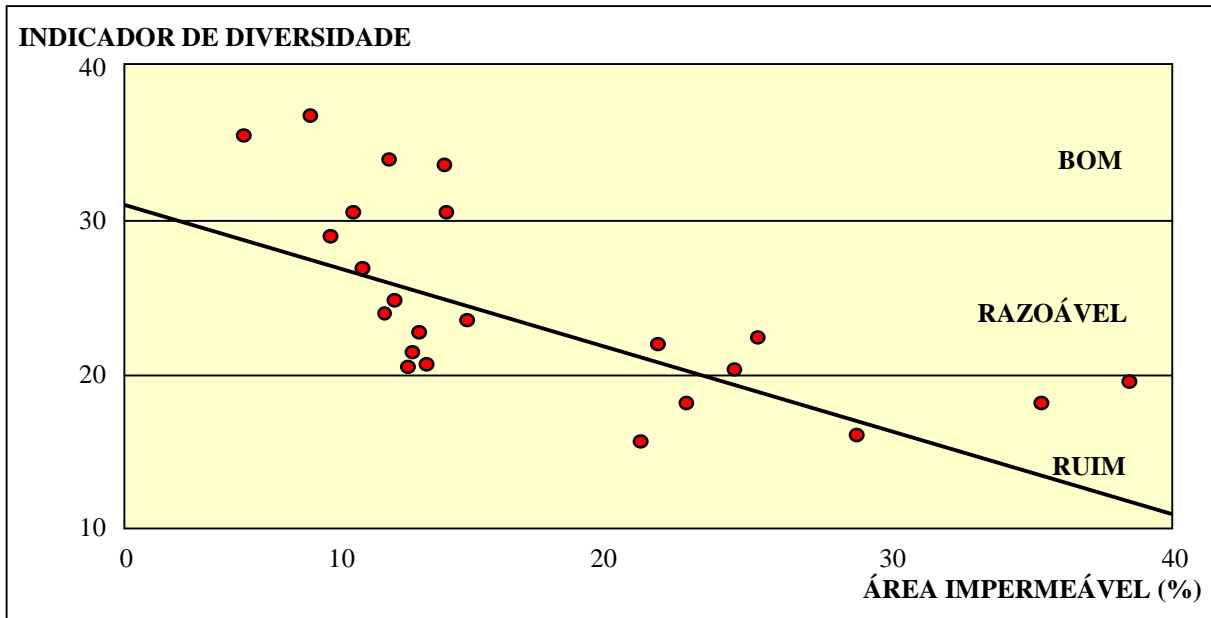
atividade e a intensidade de seus efeitos. Rossano (1995) *apud* KARR e CHU (1999) apresentam a variação do índice de integridade biológica aplicado aos macroinvertebrados bentônicos em 115 rios japoneses conforme o grau de influência humana (Figura 3.11).



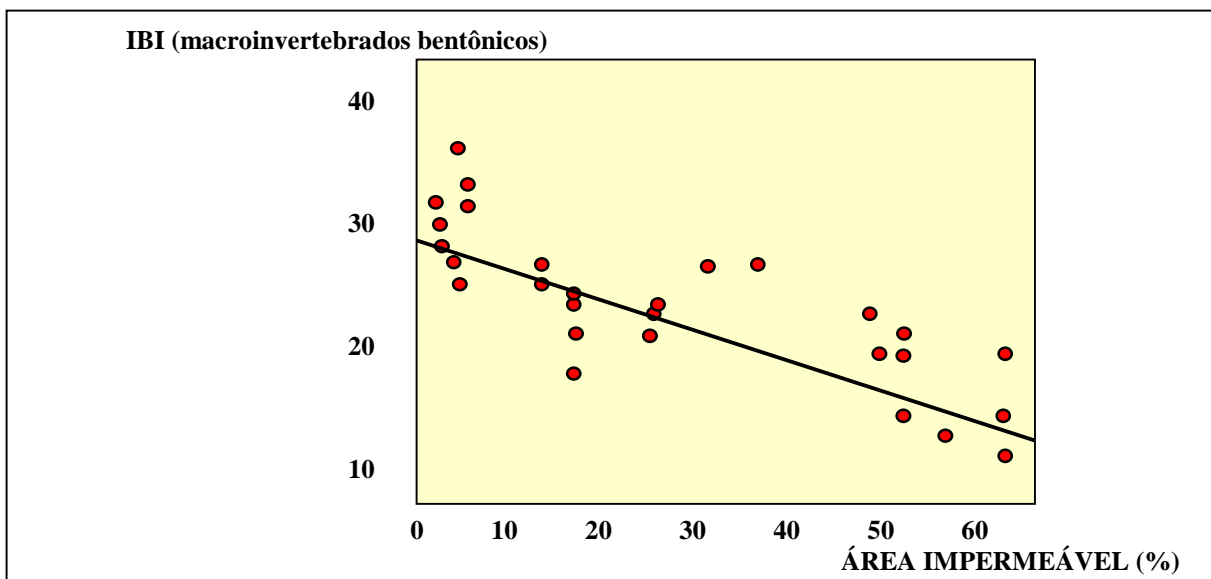
**Figura 3.11 - Índices de Integridade Biológica de Macroinvertebrados Bentônicos em 115 Rios Japoneses Conforme o Grau de Influência Humana**  
(Fonte: Rossano, 1995 *apud* KARR e CHU, 1999)

Para SCHUELER e HERSON-JONES (1995), as alterações ecológicas oriundas da urbanização podem ser descritas como: redução da diversidade de macroinvertebrados bentônicos, redução da diversidade de peixes, redução da população de anfíbios, criação de barreiras à migração de peixes e degradação de nascentes e matas ciliares. Nos últimos anos, um grande número de métodos tem sido desenvolvido na tentativa de medir a estrutura e o valor de habitat de rios (KARR, 1981; JOHNSCHER-FORNASARO *et al.* 1981; PLAFKIN *et al.*, 1989; GIBSON *et al.*, 1993; GALLI, 1993; DIAMOND, 1996; SOUTHERLAND *et al.*, 1996; BARBOUR, 1996; USEPA, 1998; GOLDENSTEIN *et al.*, 1999). A sua quantificação, entretanto, é difícil em razão da variação das especificidades ecológicas observáveis em um mesmo curso d'água, motivadas por alterações das condições de habitat, do regime hídrico, da qualidade das águas etc. Características da estrutura da comunidade de peixes e de macroinvertebrados bentônicos tem demonstrado ser bons indicadores destas alterações. SCHUELER e HERSON-JONES (1995) demonstraram boa correlação entre a

diversidade de macroinvertebrados bentônicos com a percentagem impermeabilizada da superfície da respectiva bacia hidrográfica (Figura 3.12). Kleindl (1995) *apud* KARR e CHU (1999), apresenta as mesmas conclusões com estudos realizados em Puget Sound, Washington (Figura 3.13).

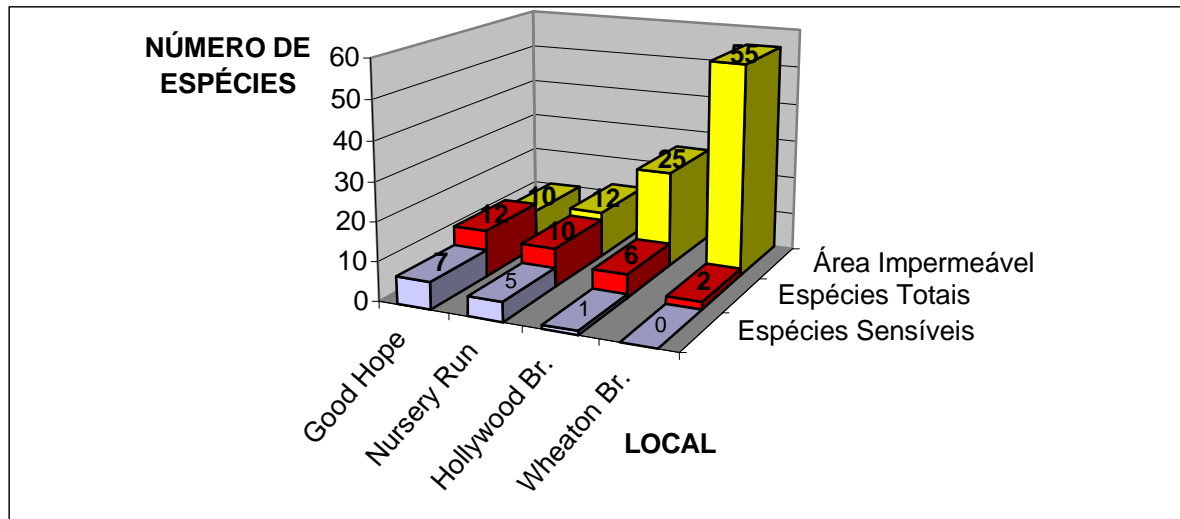


**Figura 3.12 - Relação Entre Impermeabilização da Área de Drenagem de Bacias Hidrográficas e Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos**  
(Fonte: SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)



**Figura 3.13 - Índices de Integridade Biológica Para Macroinvertebrados Bentônicos e Percentual de Impermeabilização da Área de Drenagem – Puget Sound Lowlands**  
(Fonte: Kleindl, 1995 *apud* KARR e CHU, 1999)

SCHUELER e HERSON-JONES (1995) apresentam estudos da variação do número de espécies de peixes (total e de espécies consideradas mais sensíveis à variações ecológicas de seu habitat) com o grau de impermeabilização do solo urbano (Figura 3.14).

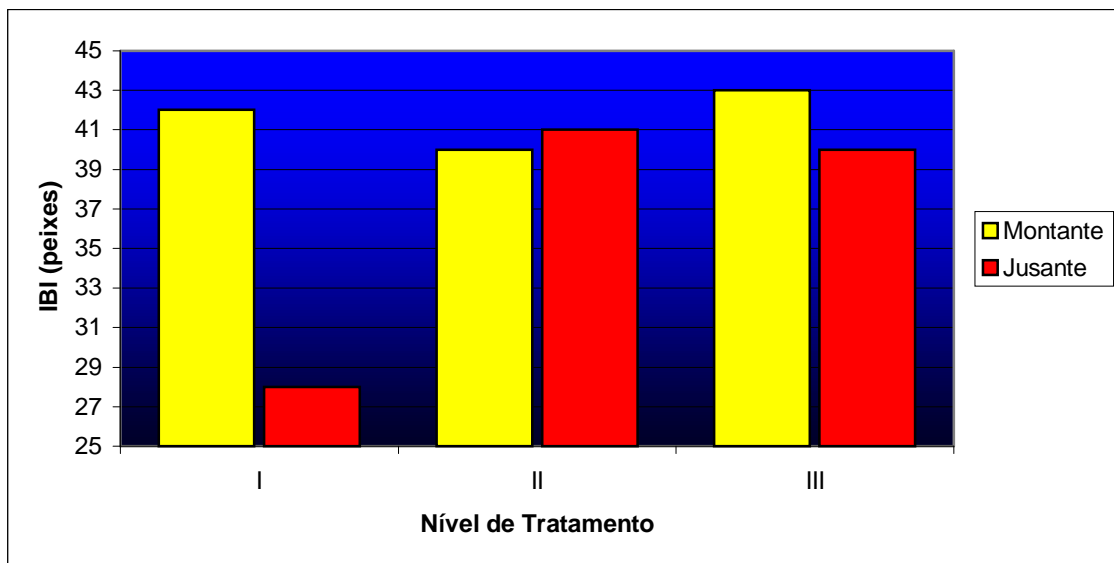


**Figura 3.14 – Diversidade de Peixes em 4 Sub-bacias Hidrográficas Com Diferentes Percentuais de Impermeabilização – Maryland Piedmont**  
(Fonte: SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)

É possível notar a queda na diversidade não apenas das espécies consideradas sensíveis com crescentes índices de impermeabilização da área de drenagem. Similarmente, BOOTH (1991) observou que, dos rios urbanos estudados, a maioria deles apresenta comprometimento das funções de habitat para as comunidades aquáticas quando a superfície impermeável excede 8 a 12 % da área total de drenagem.

Taylor (1993) *apud* SCHUELER e HERSON-JONES (1995) examinou o efeito da urbanização em 19 áreas de banhados próximos à corpos d'água em King County (Washington) e concluiu que a drenagem adicional da água de chuva advinda das áreas impermeáveis da bacia contribuiu para aumentar o nível anual de flutuação das águas. Quando este nível ultrapassou cerca de 20 cm, os indicadores de riqueza das plantas e dos anfíbios das áreas de banhado decresceram rapidamente. Flutuações no nível das águas acima dos 20 cm ocorreram consistentemente quando a área de drenagem à montante atingiu 10 a 15% de impermeabilização.

Mesmo as soluções atualmente oferecidas para atenuar os efeitos da urbanização sobre a qualidade das águas dos rios, e conseqüentemente sobre as comunidades aquáticas, carecem de estudos aprofundados em relação aos seus impactos ecológicos. KARR e CHU (1995) avaliaram a comunidade de peixes a jusante e montante de Estações de Tratamento de Esgotos em Copper Slough, Illinois, operando em níveis diferenciados de tratamento (Figura 3.15).



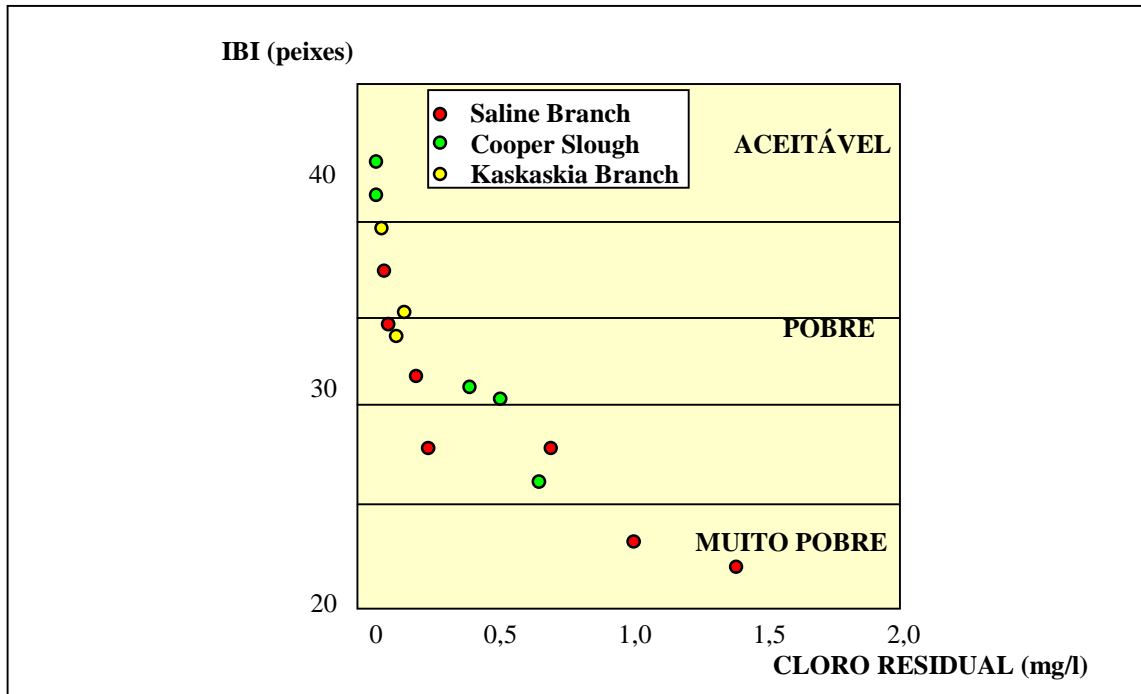
**Figura 3.15 - Variação do Índice de Integridade Biológica (IBI) Para Espécies de Peixes Conforme o Nível de Tratamento dos Efluentes de Esgoto Doméstico – Cooper Slough**

**Fonte: KARR e CHU (1999)**

O nível de tratamento I relaciona-se a uma Estação de Tratamento padrão operando com tratamento em nível secundário e cloração final do efluente; o nível II relaciona-se a uma Estação de Tratamento padrão operando em nível secundário de tratamento, mas sem cloração final; e o nível III relaciona-se a uma Estação de Tratamento operando em nível secundário de tratamento (sem cloração final), mas seguida de uma unidade de tratamento terciário para denitrificação do efluente final.

Observa-se que a adição da unidade de tratamento terciário não melhorou o valor do Índice de Integridade Biológica (IBI) do corpo receptor. Já a cloração final dos efluentes refletiu-se claramente na diminuição do valor do IBI a jusante. Outro estudo específico para investigar o efeito da cloração dos efluentes de Estações de tratamento é apresentado na

Figura 3.16 e mostra o efeito da concentração do cloro residual nos efluentes com a variação do IBI.



**Figura 3.16 - Variação do Índice de Integridade Biológica Para Peixes em Três Rios Como Resposta ao Lançamento de Efluentes de Estações de Tratamento Secundário de Esgotos com Cloração Final - Illinois**  
(Fonte: KARR e CHU, 1999)

#### **d) Efeitos da Urbanização Sobre a Qualidade das Águas**

Para PORTO (1995), já há algum tempo associa-se a urbanização à poluição dos corpos d'água devido aos esgotos domésticos, não ou parcialmente tratados, e despejos industriais. Mais recentemente percebeu-se que parte dessa poluição gerada em áreas urbanas tem origem também no escoamento superficial das águas de chuva sobre áreas impermeáveis e em redes de drenagem. Para TUCCI (1995), vários resultados apresentados na literatura tem demonstrado que a qualidade da água pluvial não é melhor que o efluente de um sistema de tratamento secundário de esgotos domésticos, e depende de vários fatores: limpeza urbana e sua frequência, intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial, da época do ano e do tipo de uso da área urbana. Existe uma grande variabilidade dos parâmetros de qualidade da água de drenagem pluvial de acordo com estes fatores (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3 – Valores Médios de Parâmetros de Qualidade da Água Pluvial Para Algumas Cidades**

<i>Parâmetro</i>		<i>Durham</i>	<i>Cincinatti</i>	<i>Tulsa</i>	<i>Porto Alegre</i>	<i>APWA (*)</i>	
						<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>
DBO	(mg/l)		19	11,8	31,8	1	700
Sólidos Totais	(mg/l)	1440		545	1523	450	14000
pH	( - )		7,5	7,4	7,2		
Coliformes (NMP/100ml)		2,3x10 <sup>4</sup>		1,8x10 <sup>4</sup>	1,5x10 <sup>7</sup>	55	1,1x10 <sup>8</sup>
Ferro	(mg/l)	12			30,3		
Chumbo	(mg/l)	0,46			0,19		
Amônia	(mg/l)		0,4		1,0		

(\*) *American Public Works Association*

(Fonte: TUCCI, 1995)

O escoamento das águas de chuva carrega materiais orgânicos e inorgânicos soltos ou solúveis aos mananciais, aumentando significativamente sua carga de poluentes. A origem destes poluentes é diversificada, e contribuem para seu aparecimento a abrasão e o desgaste das vias públicas pelo tráfego veicular, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, os resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, as atividades de construção, resíduos de combustível, óleos e graxas automotivos, poluentes atmosféricos etc. Dentre os principais poluentes citados encontram-se os metais pesados, bactérias, matéria orgânica, hidrocarbonetos provenientes de petróleo, produtos tóxicos como pesticidas e os poluentes do ar depositados sobre as superfícies urbanizadas.

Sartor *et al.* (1972) *apud* WEEKS (1981) identificaram as principais fontes de poluição oriundas de superfícies impermeáveis. Estão incluídas as contaminações de materiais de pavimentação de vias, veículos automotores (vazamento de combustíveis, lubrificantes, fluídos hidráulicos, finas partículas do desgaste de pneus, forros quebrados, emissão de descarga, lama, ferrugem, componentes quebrados por vibrações ou impacto), vegetação (folhas, pólen, casca de árvores, galhos, sementes, frutas, gramíneas), lixo (materiais de embalagem, entulho de plantas, restos de comida, resíduos de animais e pássaros), poeira, areia, cascalho, produtos agrícolas e de petróleo. Acrescente-se a isso os sedimentos provenientes de locais em construção e os efluentes de sistemas sépticos defeituosos ou

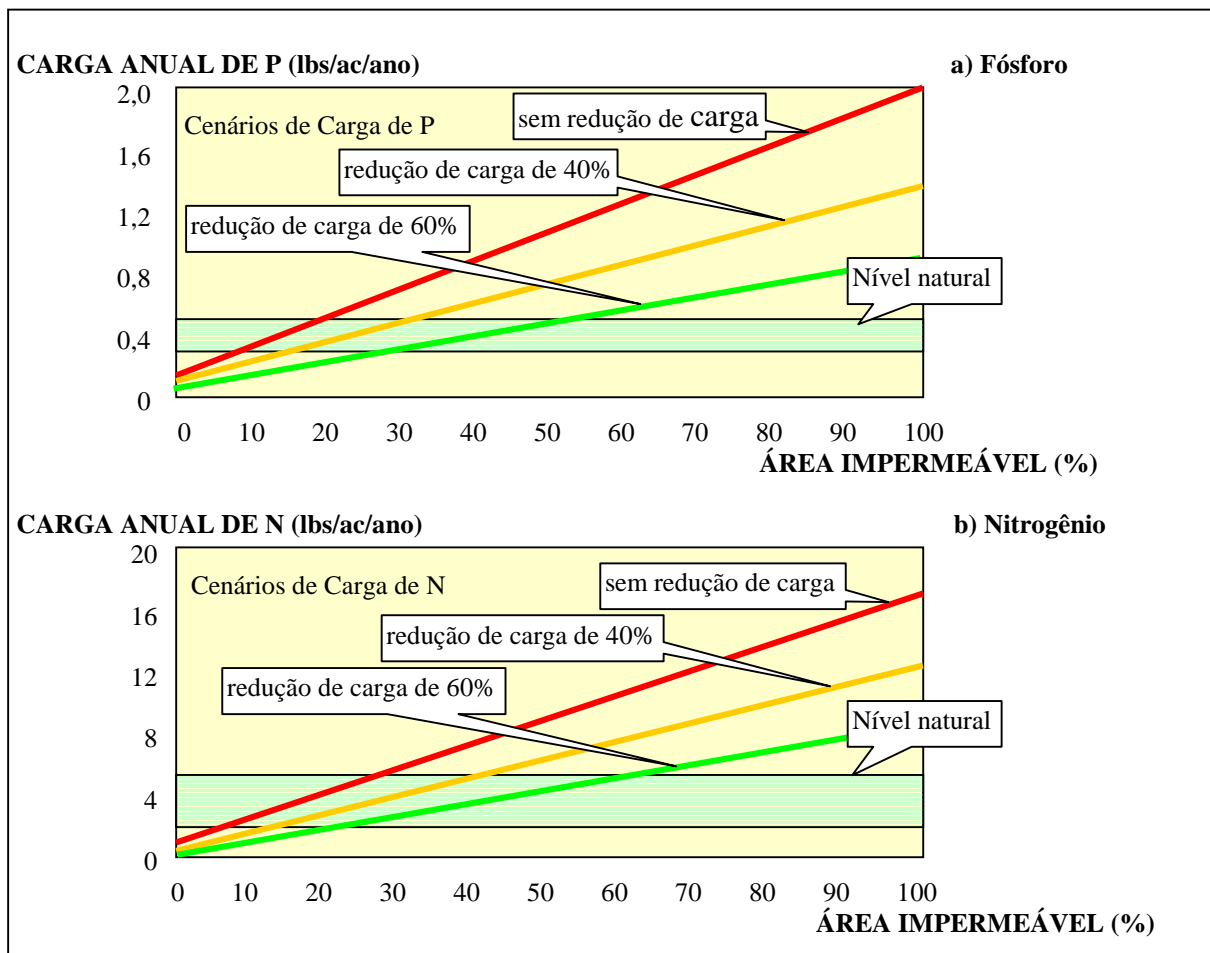
inoperantes. Além destes, a erosão de canais abertos de drenagem e diques, além de outros materiais depositados nos drenos podem ser significativamente aumentados pela urbanização.

Wiebl *et al.* (1964), Soderland *et al.* (1973) e Whipple *et al.* (1974) *apud* WEEKS (1981) compararam a carga de poluentes contida nas águas de drenagem pluvial com aquela presente nos esgotos. Foram encontrados no escoamento superficial até vinte vezes a quantidade de resíduos não filtráveis, duas vezes a Demanda Biológica de Oxigênio e 15% do fósforo e nitrogênio obtidos no esgoto tratado. Também observaram relativamente ao esgoto bruto, uma quantidade superior de Sólidos Suspensos, Demanda Biológica de Oxigênio, Fósforo e Nitrogênio Totais, variando entre 6 e 11 %. Supondo que todo o esgoto seja submetido ao tratamento secundário, estimam que a poluição difusa pode responder por cerca de metade da carga contaminante nos córregos.

A magnitude do impacto causado pela urbanização nas comunidades aquáticas depende de fatores como o estado do corpo d'água antes do lançamento, sua capacidade assimilativa, e ainda, da quantidade e distribuição das chuvas, uso do solo na bacia, tipo e quantidade de poluentes arrastados. Para PORTO (1995), os problemas causados podem ser subdivididos em seis grandes categorias: alterações estéticas, depósitos de sedimentos, depleção da concentração de oxigênio dissolvido, contaminação por organismos patogênicos, eutrofização e danos devido à presença de tóxicos. Whipple *et al.* (1974) *apud* WEEKS (1981), também observaram que a poluição do escoamento superficial varia menos com a área da bacia, sendo função sobretudo da concentração das atividades de comércio, indústria e habitação. Ademais, a quantidade e a natureza do lixo de rua varia com o uso do solo, população, intensidade de tráfego, dentre outros fatores. Indústria, comércio e residências, nesta ordem, apresentam as mais altas cargas contribuintes de contaminação. Enfatiza, no entanto, que o significado da poluição urbana difusa deve ser determinado no contexto de condições localizadas, não sendo um fenômeno amplo ou completamente generalizável.

Para FREEDMAN e DILKS (1996), os impactos do escoamento superficial nos corpos d'água dependem das características da bacia, do volume escoado, do tamanho e da natureza do córrego receptor além do uso seu previsto. A ocupação do solo e o tipo de uso determinam os contaminantes presentes, e a capacidade de assimilação das cargas poluentes é definida sobretudo pelo tamanho e tipo do recurso hídrico de destino. Isso sugere que a avaliação de impactos seja promovida no âmbito das características próprias de cada local.

Em bacias com ocupação predominantemente urbana, o enriquecimento por nutrientes é uma das principais causas de degradação da água. Estimula o crescimento de algas ou plantas aquáticas que poderão desequilibrar a oferta de oxigênio dissolvido, reduzindo a diversidade biológica e prejudicando o uso para o abastecimento. A estimativa da carga de nutrientes oferece um indicativo do grau de medidas de controle a ser adotadas sobre as águas de drenagem, por sua maior ou menor participação no aporte global. SCHUELER e HERSON-JONES (1995) apresentam o efeito da cobertura impermeável da área drenagem de uma bacia em relação ao aporte anual de nitrogênio e fósforo (Figura 3.17).



**Figura 3.17 - Efeito da Área Impermeável na Carga de Fósforo e Nitrogênio dos Rios**  
(Fonte: SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)

Os autores complementam esta relação apresentando níveis normais destes nutrientes em condições naturais (bacias não ocupadas) e estabelecem indicativos de variação destas cargas considerando a adoção de medidas estruturais de controle. A estimativa de 40% de



redução da carga anual de nitrogênio e fósforo foi adotada como limite na adoção de medidas de baixo impacto sobre o controle da carga dos nutrientes, através de boas práticas de manejo ambiental. Para a adoção de medidas consideradas de alto impacto, os autores estabeleceram um cenário limite de 60% de redução da carga total anual. Observa-se que os valores máximos ideais de impermeabilização do solo situam-se abaixo de 40% em um cenário de adoção de medidas de controle de baixo impacto, tendo em vista a manutenção da concentração destes elementos dentro da faixa natural estabelecida.

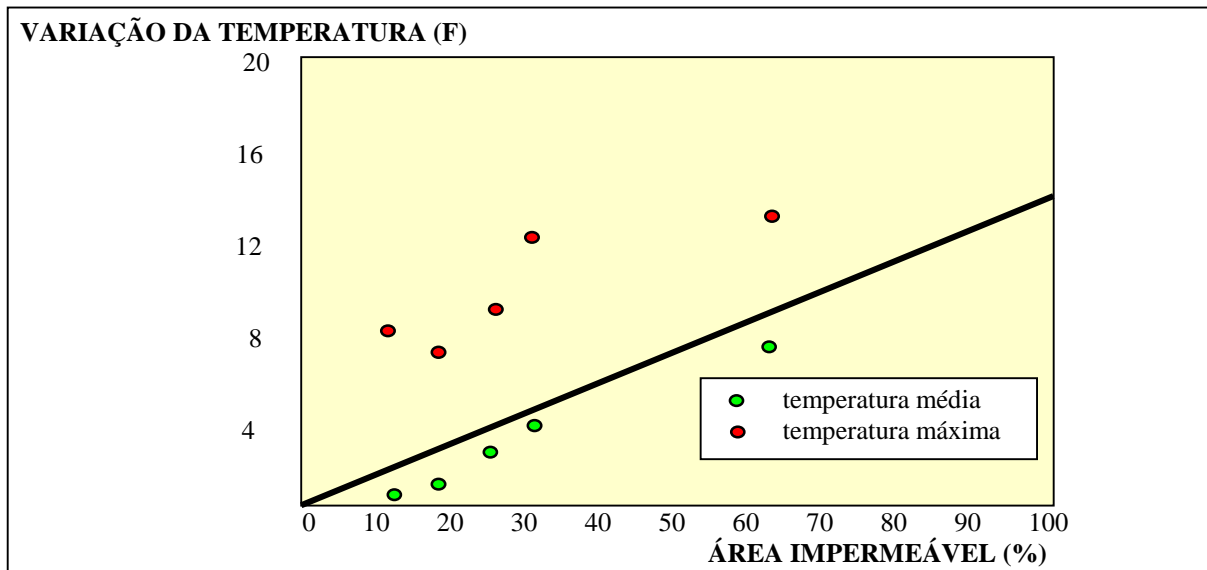
Do ponto de vista do aquecimento da água, as superfícies urbana impermeáveis absorvem e refletem calor. Durante os meses quentes, as áreas impermeáveis podem manter temperaturas maiores do que as observadas em áreas florestadas preservadas. Nestes locais, as árvores e a cobertura vegetal fornecem sombreamento e proteção ao solo, e os efeitos da radiação para seu aquecimento são negligenciáveis. Próximo às nascentes, a temperatura da água dos rios é fortemente influenciada pela temperatura local do ar. Dependendo da maior ou menor densidade da cobertura florestal sobre a lâmina líquida, as variações de temperatura da água durante os meses quentes serão menores, propiciando uma maior estabilidade térmica. No caso dos cursos d'água sem cobertura florestada de sua lâmina líquida, o aporte direto da radiação solar e o efeito combinado com a temperatura do ar formarão um maior potencial de variação da temperatura final da água. A temperatura das descargas diretas de efluentes da rede de esgotos, da drenagem pluvial e de tributários influenciarão nesta variação. Também, o maior porte dos cursos d'água, e a maior vazão veiculada em seus canais contribuirão para uma maior inércia térmica do manancial.

Galli (1990) *apud* SCHUELER e HERSON-JONES (1995), monitorando 5 nascentes de rios em Maryland Piedmont cujas áreas de drenagem apresentavam diferentes áreas impermeáveis, observou que cada nascente apresentaram variações de temperaturas médias (temperatura horária média) consistentemente maiores conforme a percentagem de solo impermeável, quando comparadas com uma bacia não ocupada. O mesmo ocorreu com os valores de variação máximos de temperatura em relação à bacia referencial (Figura 3.18).

### **3.3. Planejamento Urbano e Planejamento Ambiental**

Para o caso brasileiro, a administração da drenagem urbana é realizada pelos municípios, assim como o cuidado com os mananciais de importância local. Apesar de constar no Artigo 23 da Constituição Brasileira de 1988: **“É competência comum da União, dos**

**Estados, do Distrito Federal e dos Municípios: (...) VI – proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas;**”, o relacionamento entre as esferas de governo tem sido alvo de sobreposições e lacunas de responsabilidades que contribuem para o descaso ambiental reinante em nível nacional.



**Figura 3.18 - Variação da Temperatura Média e Máxima da Água em Uma Bacia Urbanizada Comparada Com Uma Bacia Hidrográfica Natural**  
(Fonte: Galli, 1990 *apud* SCHUELER e HERSON-JONES, 1995)

O Artigo 30 do texto constitucional também reza que **“Compete aos Municípios: (...) VIII – promover, no que couber, adequado ordenamento territorial, mediante planejamento e controle do uso, do parcelamento e da ocupação do solo urbano;**”. Para fins sócio-econômicos, interessa à administração pública o parcelamento do solo municipal para a geração de renda, através da imposição de impostos sobre a propriedade e as atividades locais.

Neste contexto, dissocia-se a posição municipal do interesse na proteção dos recursos naturais, e especialmente a água, pois como resultado do Plano Nacional de Saneamento implementado em nível nacional na década de 70, a responsabilidade do gerenciamento do abastecimento público tem sido delegado às Companhias Estaduais de Água e Esgoto através de acordos específicos. São relativamente poucas as municipalidades que são atendidas por serviços autônomos municipais. Proliferam assim, principalmente nos grandes centros, a

ocupação indiscriminada de parcelas do solo urbano em áreas de interesse da preservação ambiental. A ocupação, inicialmente irregular, passa a ser apoiada na sua estruturação por fornecimento de serviços de abastecimento de água, energia elétrica e transportes, que acaba por tornar difícil (se não impossível) sua adequação às condicionantes de proteção ambiental inicialmente planejadas. Como resultado, os rios urbanos enfrentam problemas relativos à inundações e à baixa qualidade das suas águas que impressionam as autoridades e a população em geral.

Segundo TUCCI (2000a), os países desenvolvidos identificaram estes problemas ainda no início da década de 70 e adotaram soluções que priorizaram o controle do problema na fonte, ou seja, no ordenamento e parcelamento do solo. Os exemplos brasileiros se devem a ações isoladas na lei municipal ou através de Planos Diretores específico desenvolvidos em consonância com os demais Planos Urbanos. Algumas cidades estão iniciando o desenvolvimento dos seus Planos Diretores de Drenagem Urbana, ou recentemente os implementaram, como Porto Alegre, Rio de Janeiro, São Paulo, Curitiba, Santo André e Belo Horizonte. No entanto, o caminho a ser trilhado é ainda longo porque o controle da drenagem urbana não envolve apenas a quantidade de água, mas também a sua qualidade, que é contaminada pelos efeitos das condições do uso e ocupação do solo, além do uso de suas águas como veículo de transporte de resíduos sólidos e líquidos gerados.

Para TUCCI (2000b), a variabilidade espacial e a dinâmica de alteração temporal, a clandestinidade das ocupações e as tendências caóticas de concentração urbana, requerem a utilização de diferentes tipos de modelos, adaptados ou desenvolvidos, voltados para a realidade local com o objetivo de antecipar-se aos problemas com soluções em nível de planejamento. Alguns exemplos são os modelos de planejamento urbano que estimam as áreas impermeáveis e as relacionam com parâmetros de urbanização, ou os que consideram as fragilidades naturais da área como orientação para a ocupação da área (SANTOS e VITTE, 1998). Também são importantes para o entendimento da realidade local, modelos que simulem as diferentes medidas de controle dos impactos da ocupação da área de drenagem na hidrologia e qualidade dos corpos d'água, além de modelos que representem a qualidade da água devido a diferentes realidades de uso e ocupação orientadas nos Planos Diretores de Desenvolvimento Urbano.

Para SMOLKA (1993), duas seriam as alternativas elementares de enfrentamento dos problemas ambientais. A primeira, baseada na ação sobre os efeitos através da imposição de

restrições legais ao desenvolvimento urbano e industrial, e a segunda baseada na ação coordenada sobre as causas, alterando aqueles processos responsáveis em primeiro plano pelos problemas. Ambas as alternativas são, no mínimo, complicadas e de difícil implementação.

A primeira, porque muitos ou talvez a maioria dos problemas ambientais brasileiros decorrem exatamente de situações em que a legislação vigente demonstra-se insuficiente, de difícil aplicação ou incapaz de assegurar as necessidades básicas a todos. Ou seja, não há como proibir o surgimento de favelas nas encostas, de valas negras, ou até da circulação de carros particulares uma vez que todas são reações ou manifestações da incapacidade do sistema de prover habitação, saneamento e transporte coletivo adequado a todos. Normas e regulamentos para serem acatados devem ser portadores de uma legitimidade proveniente da capacidade da autoridade pública competente em atender àquelas necessidades básicas reguladas.

O mesmo problema é apresentado quanto ao segundo enfoque, uma vez que mudanças nas causas imediatas envolvem alterações substantivas na correlação de forças entre os interesses envolvidos. Assim, eliminar a pobreza urbana (por exemplo) para mitigar os problemas dela supostamente decorrentes parece impensável ou inconcebível, não apenas pela magnitude dos recursos que seriam mobilizados, como também pelo significado da existência de pobres na sociedade representando as deficiências das políticas públicas empregadas..

Mudanças nos processos ou modos de estruturação e planejamento do espaço urbano que implicam em alguma redução dos problemas ambientais podem ser ilustradas pela aplicação de tecnologias alternativas de saneamento, de construção e manutenção de moradias e outros equipamentos sociais, que dependem da mobilização popular da própria comunidade. SMOLKA (1993) também afirma que **“O futuro das sociedades passa necessariamente pela cidade em toda a sua complexidade sistêmica. Daí que enfrentar a questão ambiental significa também alterar o processo de estruturação interna da cidade, processo este que até o momento, particularmente no contexto da urbanização do Terceiro Mundo, tem desafiado as noções mais elementares de equilíbrio, homeostase e auto-suficiência.”**

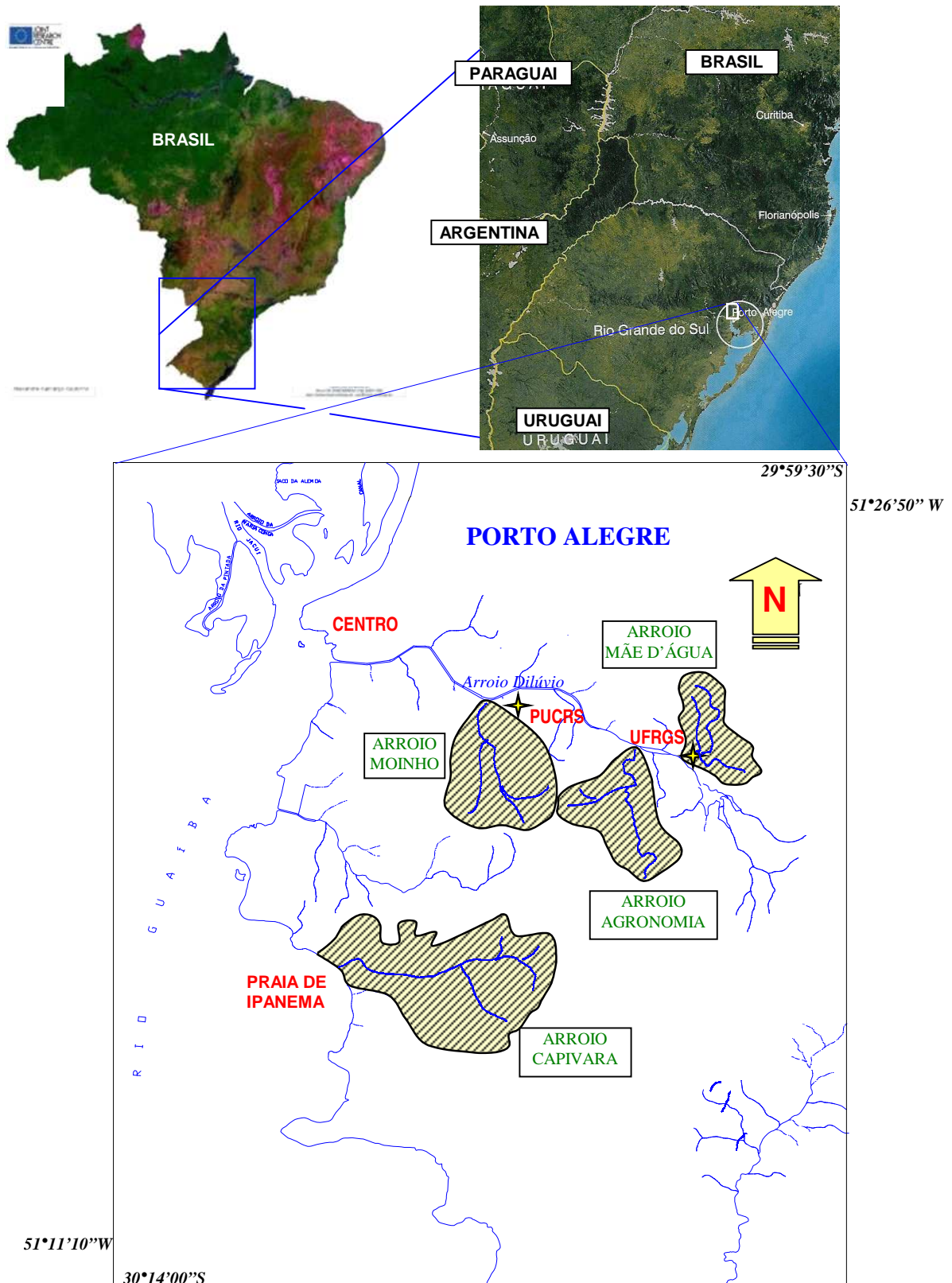
#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

No âmbito do programa de avaliação e controle dos impactos ambientais decorrentes da urbanização foram selecionadas 4 bacias hidrográficas urbanas situadas na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS (Figura 4.1). São elas :

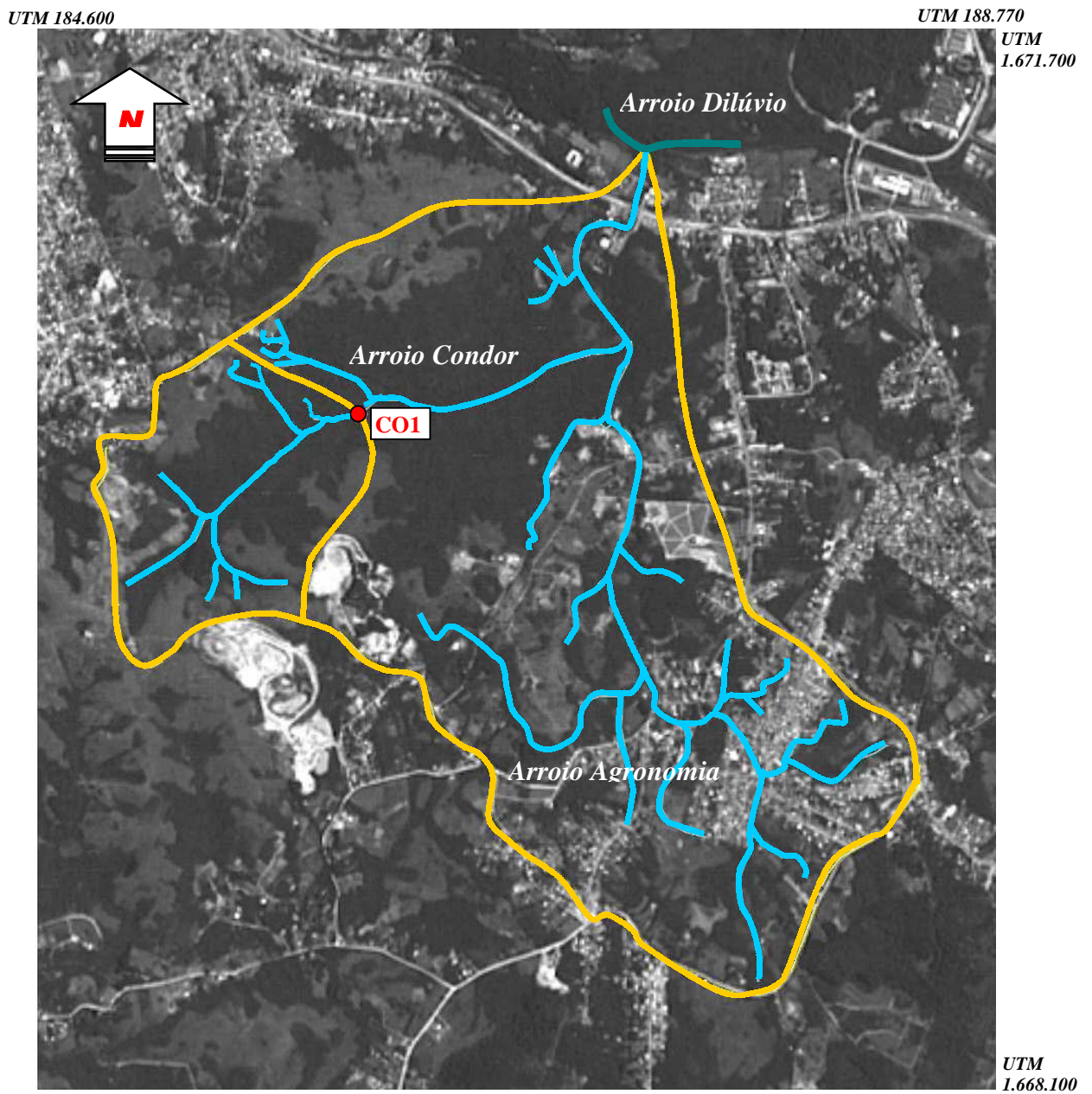
- Arroio Mãe d'Água;
- Arroio Moinho;
- Arroio Agronomia;
- Arroio Capivara.

A seleção das bacias hidrográficas e dos pontos amostrais baseou-se no conhecimento prévio da Região Metropolitana de Porto Alegre, e no reconhecimento visual dos critérios de ocupação (predominantemente residencial), tamanho apropriado para garantir homogeneidade de características terrestres, níveis distintos de densidade populacional (entre 0 e 100 hab/ha), acessibilidade aos pontos de coleta de amostras, e que os mananciais superficiais tenham acompanhamento da qualidade das suas águas.

As Figuras 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5 ilustram as bacias hidrográficas selecionadas. A bacia do Arroio Agronomia foi escolhida por apresentar um braço de rio relativamente intocado com boa qualidade físico-química (denominado de Condor) e ocupação urbana praticamente inexistente. Por esta razão, esta bacia foi considerada como referência regional para a qualidade das águas. Em contraposição, as bacias dos Arroios Moinho e Mãe d'Água apresentam densidades demográficas territoriais mais elevadas, próximas ao limite superior pretendido (100 hab/ha). Entre estes extremos, a bacia hidrográfica do arroio Capivara apresenta, próximo às nascentes, uma ocupação menos densa com características suburbanas ou semi-rurais, enquanto que na sua porção mais próxima à foz, o uso do solo para fins urbanos é mais intenso. As três primeiras fazem parte da bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, e a última, situa-se mais ao sul, como tributária do Rio Guaíba no Balneário de Ipanema. As informações geográficas das áreas de drenagem das bacias e sub-bacias consideradas foram obtidas da análise de mapas plani-altimétricos em escala 1:20.000 (curvas de nível de 20 em 20 metros) e 1:5.000 (curvas de nível de 1 em 1 metro) adquiridos junto à Secretaria Municipal de Obras Públicas da Prefeitura de Porto Alegre (SMOP/PMPA). Foram também usadas imagens SPOT P/B com resolução de 10x10 metros e LANDSAT bandas 3-4-5 com resolução de 30x30 metros.



**Figura 4.1 – Localização das Bacias Hidrográficas na Região Metropolitana de Porto Alegre**



**Figura 4.2 – Bacia Hidrográfica do Arroio Agronomia**



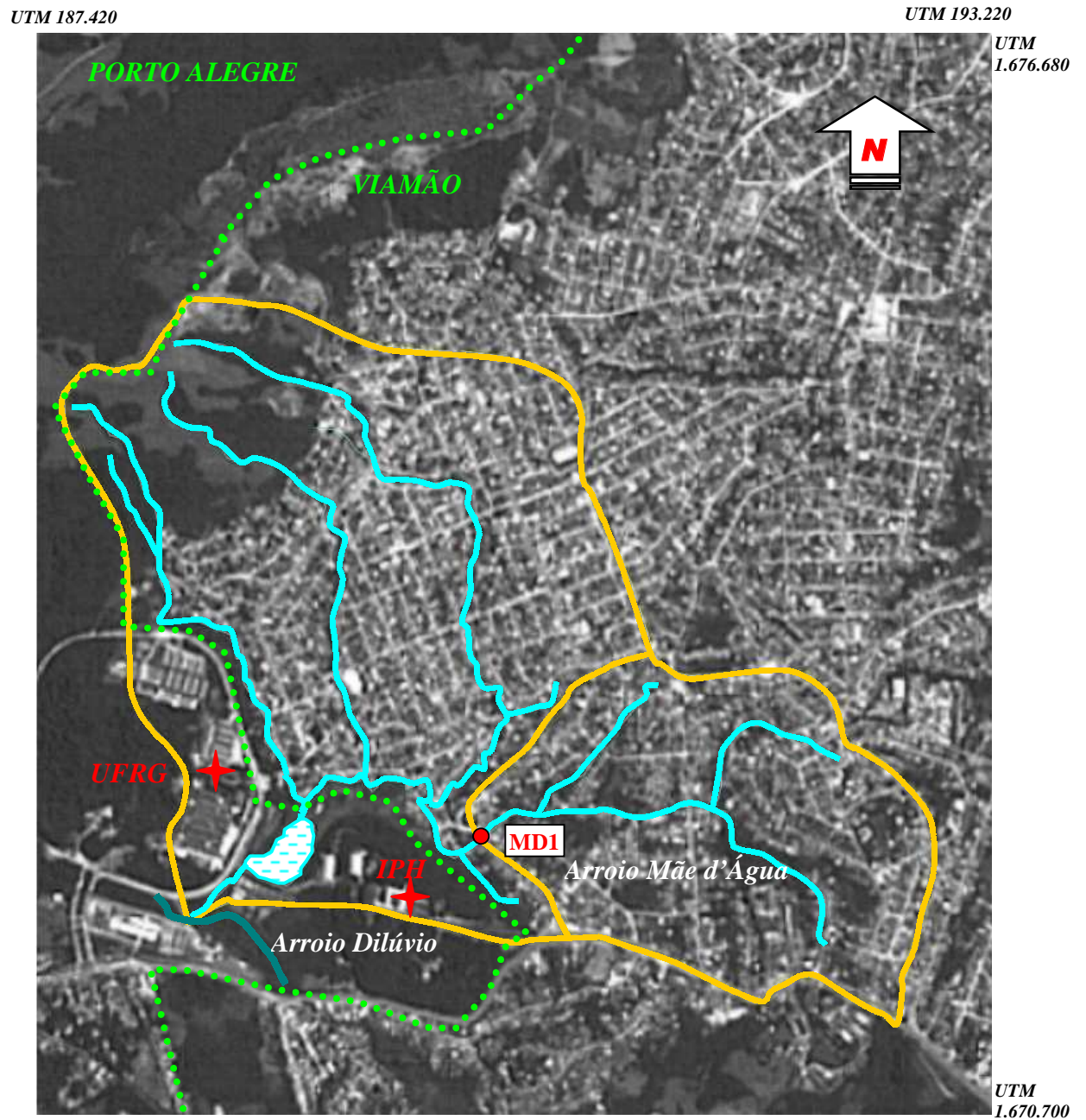


Figura 4.3 – Bacia Hidrográfica do Arroio Mãe d'Água



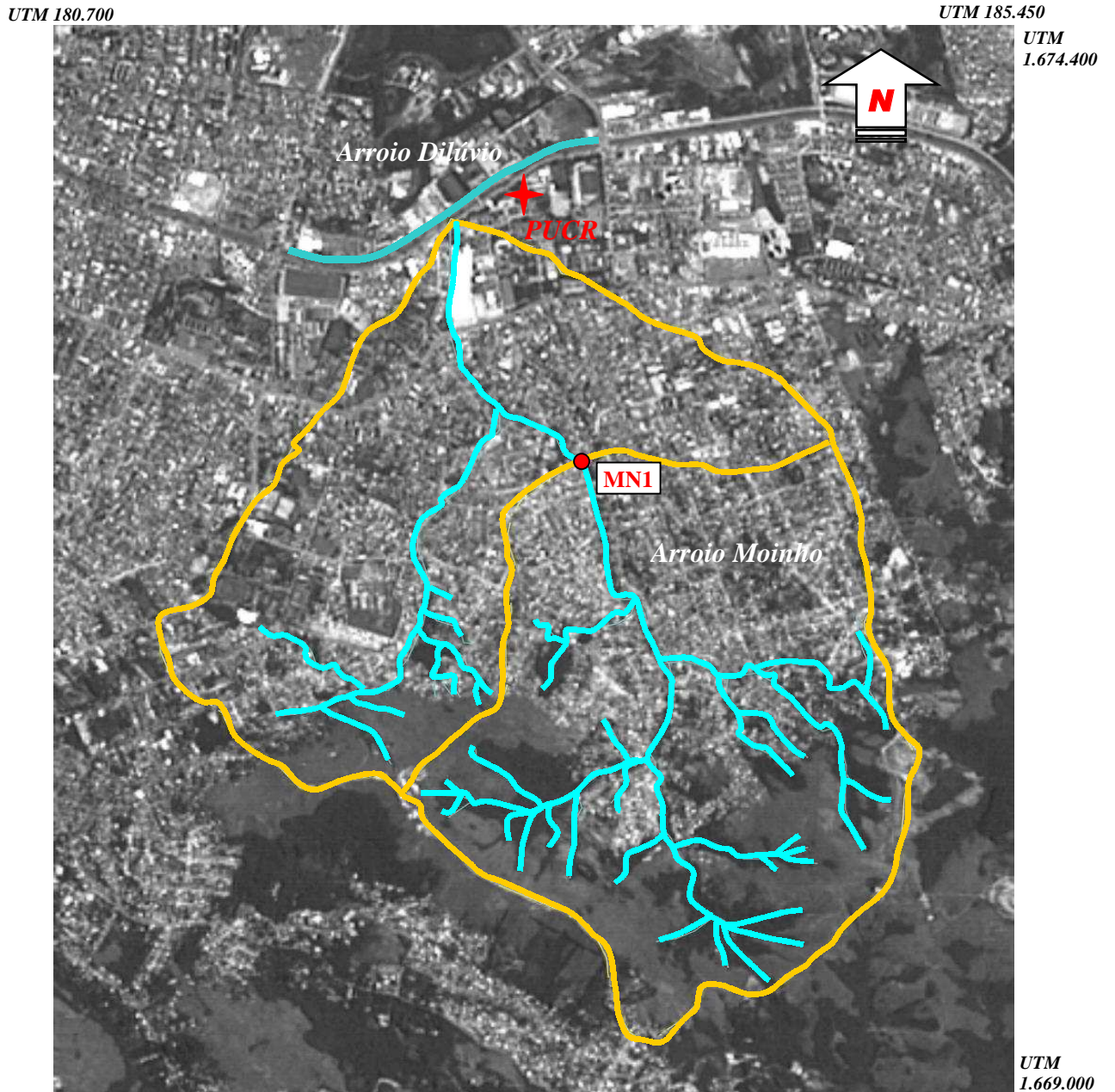
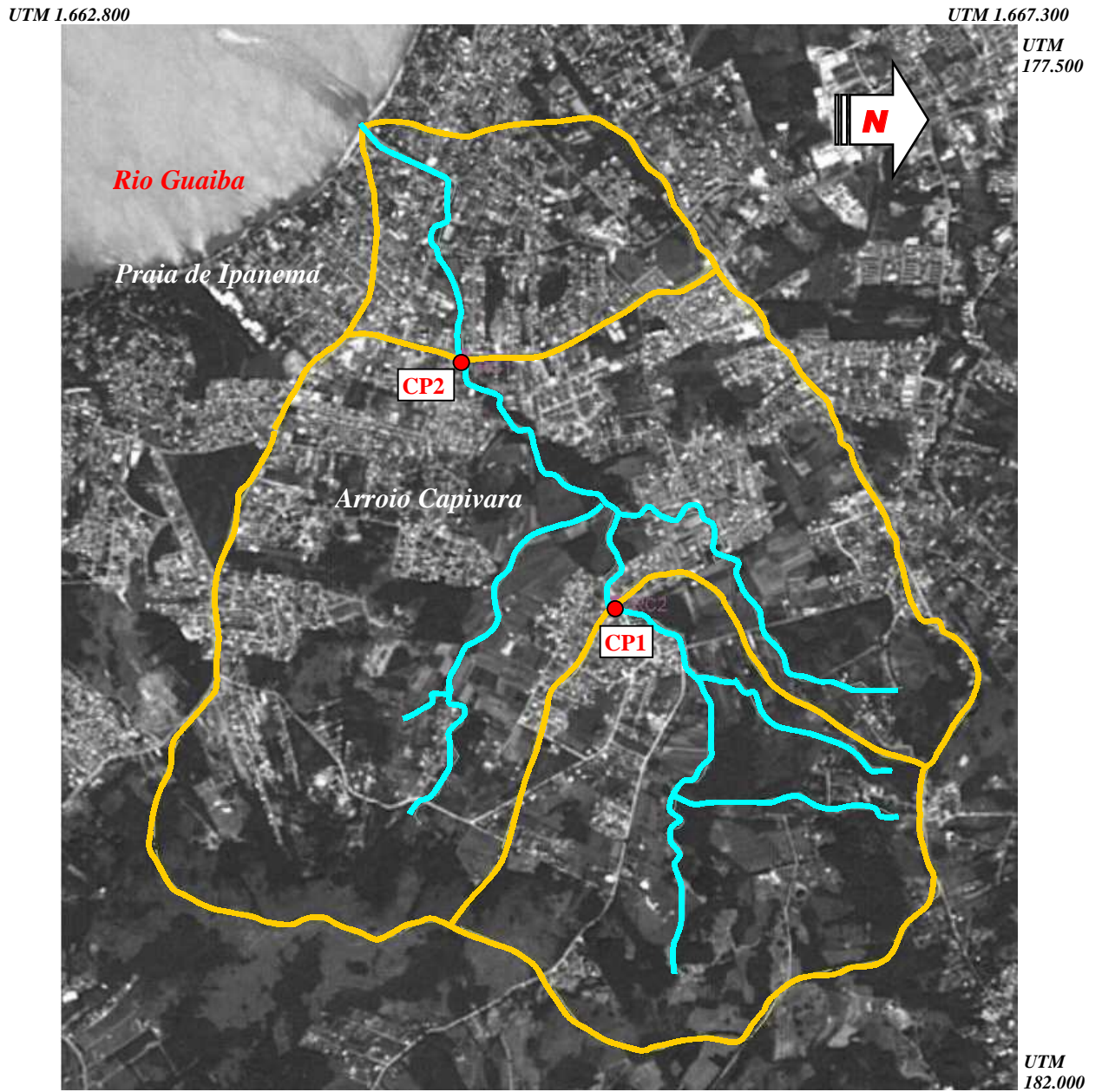


Figura 4.4 – Bacia Hidrográfica do Arroio Moinho



**Figura 4.5 – Bacia Hidrográfica do Arroio Capivara**



A Figura 4.6 mostra o Ponto Amostral escolhido no Arroio Condor (Ponto CO1). A mata de galeria encobre e sombreia praticamente todo o arroio desde suas nascentes até a foz. Apesar da pequena lâmina líquida típica das épocas de estiagem, o arroio apresenta boa condição natural de suas águas. Em razão da topografia acidentada com pendentes íngremes na região do ponto amostral, observa-se a existência de sedimentos e detritos carreados ao córrego nos eventos de chuvas.



**Figura 4.6 – Vista Geral do Ponto Amostral CO1 (Arroio Condor)**

A Figura 4.7 apresenta o canal instalado para medição da vazão no Arroio Condor, imediatamente a jusante do Ponto Amostral CO1. Observa-se também o resultado dos constantes atos de vandalismo praticados, nos quais o represamento da extremidade do canal com sacos de areia, pedras e outros materiais tem por objetivo transformar a instalação em uma “piscina”, obrigando a equipe de coleta à constantes serviços de desobstrução e limpeza do canal.

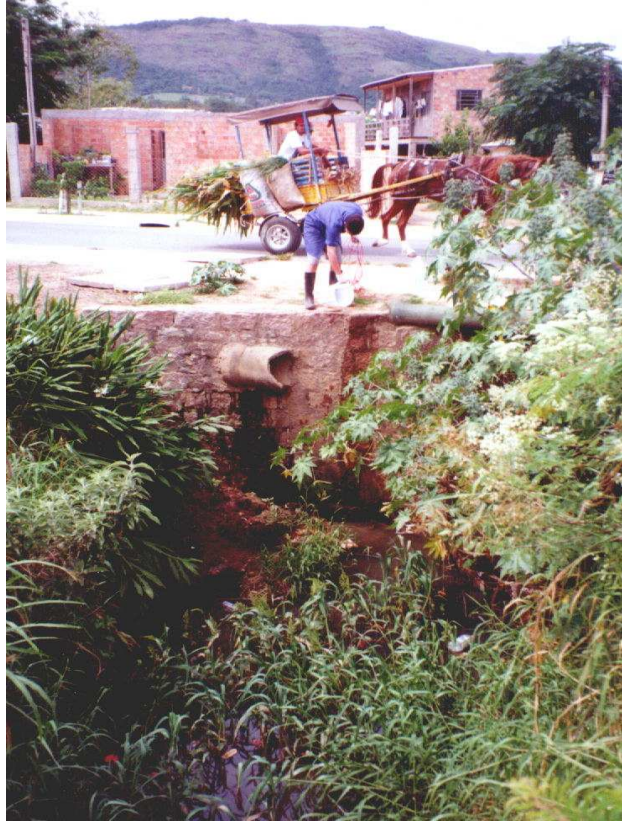


**Figura 4.7 – Canal de Medição da Vazão no Ponto Amostral CO1 (Arroio Condor)**

A Figura 4.8 mostra a região do Arroio Capivara, no Ponto Amostral CP1, representando seu trecho de montante, mais próximo à região das nascentes. Ao fundo, observa-se os morros que delimitam a bacia hidrográfica. Próximo ao ponto amostral, tubulações de esgotos pluviais contribuem para o arroio. A retirada da mata ciliar, deixando-se apenas a vegetação no interior do canal, é típica das porções mais densamente urbanizadas nesta bacia.

A Figura 4.9 mostra o trecho do Arroio Capivara imediatamente à jusante do Ponto Amostral CP1, com ocupação da área de drenagem até a sua calha. Este local foi escolhido porque representa uma transição entre a região das nascentes, de ocupação menos intensa, e os primeiros loteamentos urbanizados. Como resultado, a partir deste ponto o rio apresenta-se canalizado em vários trechos ao longo do seu talvegue. Também é possível notar a quantidade de sedimentos e detritos que são carregados pelas chuvas e depositados no fundo do canal.





**Figura 4.8 – Vista Geral do Ponto Amostral CP1 (Arroio Capivara - Montante)**



**Figura 4.9 – Canalização do Arroio Capivara, Jusante do Ponto Amostral CP1**

A Figura 4.10 mostra a região do Ponto Amostral CP2, a jusante do Ponto CP1, situado em uma área de loteamentos consolidados, próxima ao balneário de Ipanema. Neste trecho, o rio se encontra canalizado e apresenta alguma arborização ciliar.



**Figura 4.10 – Vista Geral do Ponto Amostral CP2 (Arroio Capivara - Jusante)**

Na Figura 4.11 tem-se o detalhe da aparência das águas do arroio no Ponto CP2. Observa-se a presença de lodo de esgotos e matéria vegetal depositada pelas árvores misturados com os sedimentos depositados no fundo do canal. O lodo, de cor escura, aflora quando o técnico pisa sobre a areia e se dilui deixando suas águas com aparência séptica. Neste ponto também é possível notar alguma presença de lixo, principalmente de vasilhames e sacos plásticos, lançados ao rio.

A Figura 4.12 mostra o Ponto Amostral MN1 situado no Arroio Moinho. Este trecho de rio apresenta-se canalizado a montante, com poucos remanescentes da mata de galeria. Assim como no Ponto CP2, são visíveis a associação do lodo de esgotos e da matéria vegetal morta com os sedimentos do fundo do canal, além da presença de lixo lançado ao rio.





**Figura 4.11 – Acúmulo de Lodo e Sedimentos no Ponto Amostral CP2 (Arroio Capivara - Jusante)**



**Figura 4.12 – Ponto Amostral MN1 (Arroio Moinho)**

A Figura 4.13 mostra o medidor de nível das águas sobre o leito do canal instalado para medir a vazão do rio.



**Figura 4.13 – Medidor de Nível Instalado no Ponto Amostral MN1 (Arroio Moinho)**

A Figura 4.14 ilustra a ocupação da área de drenagem contribuinte ao Ponto Amostral MD1 na bacia hidrográfica do Arroio Mãe d'Água. Até este ponto amostral, a bacia é totalmente ocupada pela urbanização, e o córrego, praticamente desprovido de sua mata ciliar, permeia os lotes residenciais quase que totalmente edificados.

A Figura 4.15 mostra o arroio após o ponto amostral. Observa-se a diferença da condição de ocupação do solo, que à montante se mostra intensamente urbanizada, e a jusante apresenta-se arborizada na sua margem esquerda.





**Figura 4.14 – Vista Geral da Ocupação do Solo na Região do Ponto Amostral MD1  
(Arroio Mãe d'Água)**



**Figura 4.15 – Ponto Amostral MD1 (Arroio Mãe d'Água)**

As características morfométricas das bacias hidrográficas e das áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais foram obtidas com base em VILLELA e MATTOS (1975). Para cada caso, foram levantadas informações sobre:

- **Perímetro (km)**: determinado a partir da consideração da delimitação topográfica da área de drenagem. LANCASTRE e FRANCO (1984) concordam que o uso do divisor freático é uma aproximação mais precisa dos contornos de uma bacia hidrográfica com vistas à concentração de suas águas. Mas, em razão da variabilidade determinada pela estrutura geológica dos terrenos e pelas características hidrológicas particulares a cada bacia, o divisor freático não é fixo, mudando de posição com as flutuações do lençol. Por essa razão, admitem o uso do divisor topográfico como delimitador do perímetro das áreas de drenagem;
- **Área de Drenagem Total (km<sup>2</sup>)**: considerada a área de projeção plana da porção do terreno delimitado pelo seu divisor topográfico;
- **Comprimento Axial (km)**: o comprimento axial da bacia hidrográfica é definida como a distância medida em linha reta entre a foz e um ponto do seu perímetro que assinala a equidistância no comprimento do perímetro entre ele e a foz (CHRISTOFOLETTI (1980);
- **Coefficiente de Compacidade (adimensional)**: também conhecido como “Índice de Gravelius” é a relação entre o perímetro da bacia hidrográfica e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia, e pode ser calculado por:

$$Kc = 0,282 (P / \sqrt{A}) \quad (\text{Eq. 4.1})$$

Onde: **Kc** - coeficiente de compacidade (adimensional);

**P** - perímetro da bacia hidrográfica (km);

**A** - área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>).

Este coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente do seu tamanho. Quanto mais irregular for a bacia, tanto maior será o Coeficiente de Compacidade. Um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia à uma bacia circular. Se os outros fatores intervenientes forem iguais, a tendência para maiores

enchentes é tanto mais acentuada quanto mais próximo à unidade for o valor desse coeficiente.

- **Fator de Forma (adimensional)**: o Fator de Forma é a relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. A Equação 4.2 apresenta o seu cálculo.

$$Kf = A / (L^2) \quad (\text{Eq. 4.2})$$

Onde : **Kf** - coeficiente de forma (adimensional);

**A** - área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>);

**L** - comprimento da bacia quando se segue o curso d'água mais longo desde a desembocadura até a nascente mais distante na bacia (km).

Este fator constitui outro indicador da maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia. Quando o Fator de Forma é baixo, a tendência de enchentes será pequena (menor em relação à outra bacia sob as mesmas condições que apresente um fator elevado). Isto se deve ao fato de que numa bacia estreita e longa, com fator de forma baixo, há menos probabilidade de ocorrências de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda a sua extensão. Além disso, a contribuição dos tributários atinge o curso d'água em vários pontos ao longo da extensão do rio principal, afastando-se da condição anterior da forma circular na qual o deflúvio está mais propenso a se concentrar em um único ponto;

- **Declividade Média da Bacia Hidrográfica (m/m)**: a declividade dos terrenos de uma bacia controla em boa parte a velocidade com que se dá o escoamento superficial afetando o tempo que a água da chuva leva para concentrar-se nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem das bacias. A magnitude dos picos de enchente, a maior ou a menor oportunidade de infiltração e a susceptibilidade para erosão dos solos dependem da rapidez com que ocorre o escoamento sobre os terrenos da bacia. Dentre os métodos que podem ser usados na obtenção dos valores representativos da declividade média dos terrenos de uma bacia, utilizou-se o método das quadrículas associadas a um vetor (VILLELA e MATTOS, 1975). Esta metodologia consiste em determinar a distribuição percentual das declividades do terreno por meio de uma amostragem

estatística de declividades normais às curvas de nível em um grande número de pontos na bacia. Estes pontos podem ser locados num mapa topográfico da bacia por meio de um quadriculado que se traça sobre o mesmo.

- **Declividade Mediana da Bacia Hidrográfica (m/m)**: a partir da obtenção da Curva de Distribuição das declividades do terreno, pode-se também determinar a Declividade mediana (definida como sendo a declividade para a qual 50 % dos valores situam-se acima, e outros 50% dos valores situam-se abaixo deste valor);
- **Comprimento Total dos Cursos d'Água (km)**: é a soma do comprimento de todos trechos de rios (sejam eles efêmeros, intermitentes ou perenes) existentes na bacia hidrográfica, não importando sua ordem;
- **Ordem dos Cursos d'Água (adimensional)**: esta é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia. O método de classificação dos cursos d'água foi apresentado por Horton (1945) e modificado por Strahler (1952) *apud* VILLELLA e MATTOS (1975), e se baseia na determinação da ordem dos segmentos dos rios, quer sejam intermitentes, perenes ou efêmeros. Os menores canais (sem tributários) são classificados como canais de primeira ordem. Os canais de segunda ordem somente recebem tributários de primeira ordem. Os de terceira ordem podem receber um ou mais tributários de segunda ordem ou inferior, e assim sucessivamente. Pelo critério de Strahler, ao contrário do apresentado por Horton, não há a obrigatoriedade da reclassificação do rio principal, cujos trechos recebem o mesmo número de ordem desde a sua nascente até a foz;
- **Densidade de Drenagem (km/km<sup>2</sup>)**: este indicador expressa a relação entre o comprimento total dos cursos d'água de uma bacia e sua área total, conforme a Equação 4.3, e dá uma indicação do grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem.

$$Dd = Lt / A \quad (\text{Eq. 4.3})$$

Onde : **Dd** – densidade de drenagem (km/km<sup>2</sup>);

**Lt** - comprimento total dos cursos d'água (km);

**A** - é a área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>).

A Densidade de Drenagem varia inversamente com a extensão do escoamento superficial, e portanto, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia. Embora existam poucas informações sobre a densidade de drenagem das bacias brasileiras, pode-se afirmar que este índice varia de 0,5 km/km<sup>2</sup> para bacias com drenagem pobre, a 3,5 km/km<sup>2</sup> (ou mais) para bacias excepcionalmente bem drenadas (VILLELA E MATTOS, 1975);

- **Extensão Média do Escoamento Superficial (km)**: definido como sendo a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água qualquer na bacia. Considerando que uma bacia de área **A** possa ser representada por uma área de drenagem retangular, tendo um curso d'água de extensão **Lt** passando pelo seu centro, a Extensão do Escoamento Superficial **Es** será dada pela expressão da Equação 4.4.

$$Es = A / 4(Lt) \quad (\text{Eq. 4.4})$$

Onde : **Es** – extensão média do escoamento superficial (km);

**A** - área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>);

**Lt** - extensão total dos cursos d'água (km).

Esta expressão indica que a Extensão Média do Escoamento Superficial é igual à quarta parte do recíproco da Densidade de Drenagem;

- **Sinuosidade (adimensional)**: é definida como a relação entre o comprimento do curso d'água principal e o comprimento do talvegue (Equação 4.5). Este é um dos fatores que controla a velocidade do escoamento.

$$S = Lp / Lv \quad (\text{Eq. 4.5})$$

Onde : **S** - sinuosidade (adimensional);

**Lp** - comprimento do curso d'água principal (km);

$L_v$  - comprimento do talvegue do rio principal (km).

- **Declividade de Álveo (m/m)**: A velocidade de escoamento de um rio depende da declividade dos canais fluviais. Assim, quanto maior a declividade, maior será a velocidade de escoamento e bem mais pronunciados e estreitos serão os hidrogramas das enchentes. A declividade de álveo representa a diferença de altitude entre a foz e a nascente, dividida pelo comprimento do curso d'água principal (Equação 4.6).

$$S_1 = (A_n - A_f) / L_p \quad (\text{Eq. 4.6})$$

Onde :  $S_1$  - declividade de álveo (m/m);

$A_n$  - altitude na nascente do curso d'água principal ( $m_{anmm}$ );

$A_f$  - altitude na foz do curso d'água principal ( $m_{anmm}$ );

$L_p$  - comprimento do curso d'água principal ( $km^2$ ).

Obtém-se um valor mais racional e representativo da declividade de álveo traçando-se no gráfico do perfil longitudinal uma linha  $S_2$  tal que a área compreendida entre ela e a abscissa seja igual à compreendida entre a curva do perfil e a abscissa. Outro índice representativo do perfil longitudinal de um curso d'água é o que recebe o nome de declividade equivalente constante (representado pela linha  $S_3$ ). Esse índice vem dar uma idéia sobre o tempo de percurso da água ao longo da extensão do perfil longitudinal.

- **Altitude (m)**: definida como a elevação de um ponto geográfico em relação ao nível médio dos mares.

Para a determinação da qualidade das águas das bacias citadas, foram considerados os dados obtidos junto ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio grande do Sul (26 amostras obtidas em 16 meses entre Janeiro de 1999 e Setembro de 2000) para os Pontos Amostrais CO1, CP1, CP2, MN1 e MD1. As variáveis monitoradas em cada caso estão apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Variáveis Disponíveis de Qualidade das Águas

VARIÁVEIS	UNIDADE
Temperatura da Amostra ( <i>TEMP</i> )	(C)
Salinidade ( <i>SAL</i> )	( <sup>0</sup> / <sub>00</sub> )
Condutividade Elétrica ( <i>COND</i> )	(mS/cm)
Oxigênio Dissolvido ( <i>ODc</i> )	(mg/l)
Porcentagem de Saturação de Oxigênio ( <i>OD%</i> )	(%)
Potencial Hidrogeniônico ( <i>pH</i> )	( - )
Potencial de Oxiredução (ORP)	(mV)
Turbidez ( <i>TURB</i> )	(UT)
Demanda Biológica de Oxigênio ( <i>DBO</i> )	(mg/l)
Demanda Química de Oxigênio ( <i>DQO</i> )	(mg/l)
Fósforo Total ( <i>PTOT</i> )	(mg/l)
Fósforo Reativo Total ( <i>PRT</i> )	(mg/l)
Fósforo Reativo Dissolvido ( <i>PRD</i> )	(mg/l)
Cádmio ( <i>Cd</i> )	(mg/l)
Chumbo ( <i>Pb</i> )	(mg/l)
Cobre ( <i>Cu</i> )	(mg/l)
Cromo Total ( <i>Cr</i> )	(mg/l)
Zinco ( <i>Zn</i> )	(mg/l)
Nitrogênio Total Kjeldhal ( <i>NTK</i> )	(mg/l)
Nitrogênio Amoniacal ( <i>NAMO</i> )	(mg/l)
Nitrogênio Orgânico ( <i>NORG</i> )	(mg/l)
Nitratos ( <i>NATO</i> )	(mg/l)
Sílica ( <i>Si</i> )	(mg/l)
Sólidos Totais ( <i>ST</i> )	(mg/l)
Sólidos Totais Fixos ( <i>STF</i> )	(mg/l)
Sólidos Totais Voláteis ( <i>STV</i> )	(mg/l)
Sólidos Suspensos Totais ( <i>SST</i> )	(mg/l)
Sólidos Suspensos Fixos ( <i>SSF</i> )	(mg/l)
Sólidos Suspensos Voláteis ( <i>SSV</i> )	(mg/l)
Sólidos Dissolvidos Totais ( <i>SDT</i> )	(mg/l)

Os procedimentos de coleta e preservação das amostras, bem como de determinação laboratorial seguiram as orientações constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 1995). Os dados de Temperatura da Amostra, Salinidade, Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido, Porcentagem de Saturação de Oxigênio, Potencial Hidrogeniônico, Potencial de Oxiredução e a concentração de Sólidos Dissolvidos Totais foram obtidos no local da coleta através do uso de uma sonda multi-função. Durante todo o período no qual foram coletados os dados experimentais, procurou-se observar estritamente as recomendações de coleta, de preservação e de transporte das amostras ao laboratório, assim como aos procedimentos analíticos de determinação laboratorial das variáveis físico-químicas. Quando foram detectadas anormalidades em qualquer uma destas etapas, os resultados foram desconsiderados.

As tabelas de valores, os quantís de permanência das séries históricas ordenadas e os gráficos das séries temporais das variáveis físico-químicas monitoradas foram elaboradas com auxílio da planilha eletrônica MICROSOFT Excell 97. As matrizes dos Coeficientes de Correlação (R) e de Determinação ( $R^2$ ) bem como as análises da aplicação dos vários modelos de regressão aos dados físico-químicos, e às Densidades Populacionais, foram obtidos com auxílio do pacote estatístico GENSTAT 5 Release 3.2 – 1995. Os gráficos finais foram elaborados em planilha eletrônica MICROSOFT Excell. Os Dendrogramas de Similaridade das condições naturais das áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais, e de condição sócio-econômica da população assentada foram, também, gerados com o auxílio do pacote estatístico GENSTAT 5 Release 3.2 – 1995.

Os dados referentes à população assentada basearam-se na análise dos Setores Censitários pertinentes a cada área de drenagem considerada, obtidos junto ao IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Tabela 4.2). Uma vez que as informações referentes aos setores censitários do Censo 2000 do IBGE não se encontram disponibilizadas, os dados foram obtidos a partir do Censo 1991 do IBGE. A contagem da população foi atualizada para o ano 2000 (ano base das determinações físico-químicas de qualidade das águas), pela taxa geométrica de crescimento populacional anual determinada pelo próprio IBGE, para o período 1991 a 2000, através do uso de dados preliminares da contagem populacional do Censo 2000.



**Tabela 4.2 – Variáveis Sócio-econômicas da População Assentada nas Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais**

<b>VARIÁVEIS</b>	<b>INFORMAÇÕES</b>
1. Domicílios	Total de Domicílios Particulares Permanentes Total de Domicílios Particulares Improvisados Total de Domicílios Total de Casas Total de Apartamentos Condição da Ocupação (Próprio, Alugado ou Cedido) Total de Cômodos Total de Dormitórios Total de Banheiros Relação Cômodos / Domicílio Relação Dormitórios / Domicílio Relação Banheiros / Domicílio
2. População	População Total em Domicílios Permanentes População Total em Domicílios Improvisados Total de Chefes em Domicílios Permanentes Relação Pessoas / Domicílio
3. Infra-estrutura	Domicílios com Abastecimento de Água Domicílios com Instalação Interna Domicílios sem Instalação Interna Domicílios com Sistema de Esgotos Sanitários Destino do Lixo
4. Renda	Chefes de Família por Faixa de Renda Renda Média dos Chefes de família
5. Educação	Chefes de Família por Faixa de Instrução Anos de Estudo Médio dos Chefes de família

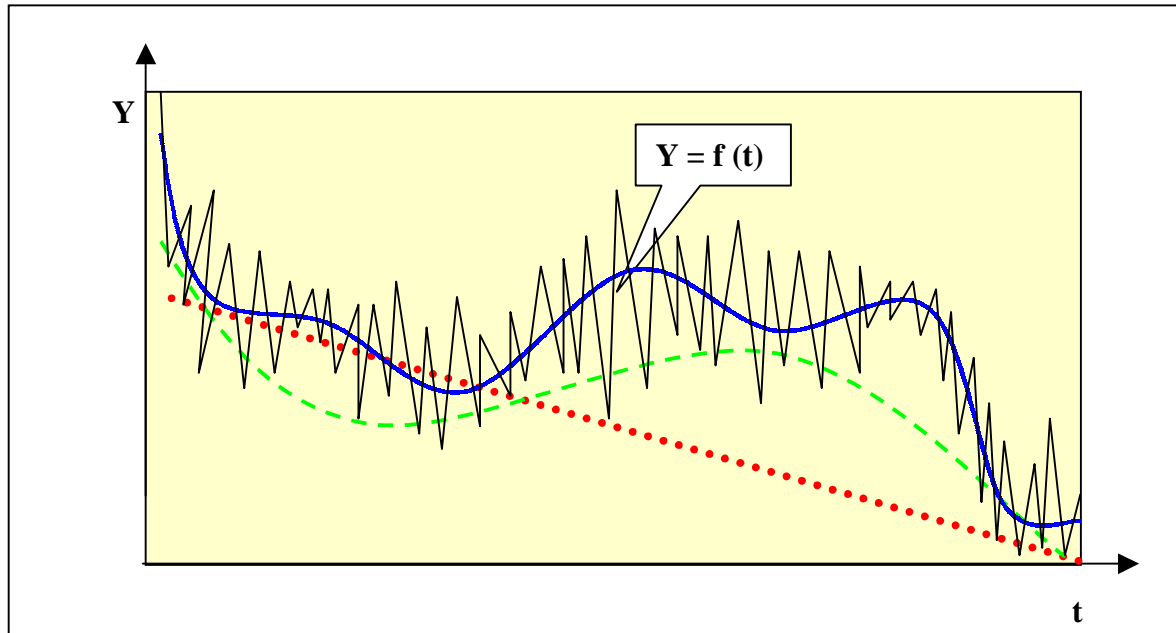
#### 4.1. Considerações Sobre o Modelo Experimental

As informações necessárias aos estudos de variáveis ambientais em geral tem sido organizadas em séries temporais ou espaciais de dados. Para CHEVALLIER (1993), isto ocorre porque na análise ambiental, é importante entender que certos parâmetros são ligados a uma medição pontual variante no tempo, e outros a uma representação espacial. Na verdade, dadas as particularidades das características ambientais, é possível aplicar tanto a abordagem espacial quanto a temporal de monitoramento, dependendo dos propósitos aos quais a obtenção dos dados se presta. O uso simultâneo de dados que não tem o mesmo sistema de referência é uma dificuldade adicional, e por isso, em muitos estudos, adota-se como uma condicionante inicial, apenas uma das abordagens (em geral a que melhor se ajusta aos condicionantes dos recursos financeiros, tempo de execução, equipe envolvida e resultados esperados).

SPIEGEL (1993) descreve uma série temporal como um gráfico que represente o movimento de um ponto ao longo do tempo, de alguma forma análogo à trajetória de uma partícula material que se desloca sob a influência de forças físicas. Entretanto, o movimento pode ser provocado, em vez de forças físicas, por uma combinação de forças econômicas, sociológicas, psicológicas e naturais, entre outras. Experiências realizadas com exemplos de séries temporais revelaram certos movimentos (ou variações características) alguns dos quais (ou mesmo todos) estão presentes em graus diversos. A análise destes movimentos é de grande valia para a previsão de eventos futuros. Para DURBIN (1963), ANDERSON (1971) e SPIEGEL (1993) os movimentos característicos das séries temporais podem ser classificados em quatro componentes principais:

- **Movimentos a longo prazo (ou seculares)**: referem-se à direção geral segundo a qual o gráfico da série temporal se move em um longo intervalo de tempo. No gráfico da Figura 4.16, esta direção está representada pela reta pontilhada, chamada de *Direção da Variação Secular* ou *Direção da tendência Secular*;
- **Movimentos cíclicos (ou variações cíclicas)**: referem-se às oscilações cíclicas a longo prazo ou aos desvios em torno da reta ou da curva de tendência. No gráfico da Figura 4.16, este movimento está representado pela linha tracejada. Um exemplo deste tipo de movimento poderia ser dado pelo maior ou menor crescimento urbano ocasionado por variações macroeconômicas cíclicas de

prosperidade e recessão. Tais ciclos podem ser periódicos ou não periódicos, isto é, podem ou não seguir exatamente padrões análogos depois de intervalos de tempo iguais;



**Figura 4.16 – Representação Gráfica da Série Temporal de um Parâmetro Y em Função do Tempo t.**

- **Movimentos estacionais (ou variações sazonais)**: referem-se a ciclos que ocorrem com intervalos de tempo menores que os anteriores (em geral menos de 1 ano), como é o caso das variações climáticas. Como dependem de fenômenos sazonais mais ou menos constantes, podem se apresentar mais regulares que os movimentos cíclicos. No gráfico da Figura 4.16, estes movimentos estão representados pela linha contínua em realce. Para determinar o fator estacional, (ou índice de estacionalidade) podem ser usados o Método da Percentagem Média, Método da Relação Percentual (ou Método da Tendência), o Método da Média Móvel Percentual (ou Método da Relação entre as Médias) e o Método dos Elos Relativos;
- **Movimentos irregulares (ou aleatórios)**: referem-se às variações esporádicas das séries temporais provocados por eventos casuais. Embora admita-se que esses eventos produzem variações localizadas no tempo, é possível que elas sejam tão intensas que acarretem novos movimentos cíclicos ou de outra natureza.

A abordagem espacial procura comparar informações com o auxílio de dados obtidos em locais distintos espacialmente referenciados. A partir de pontos representativos de situações de estudo bem determinadas, esta técnica tem sido útil na comparação de fenômenos que ocorrem em locais diversos, desde que o efeito desejado tenha sido causado por variáveis indutoras comuns. Portanto, o espaço amostral é construído independente da variável tempo, em pontos espacialmente distintos.

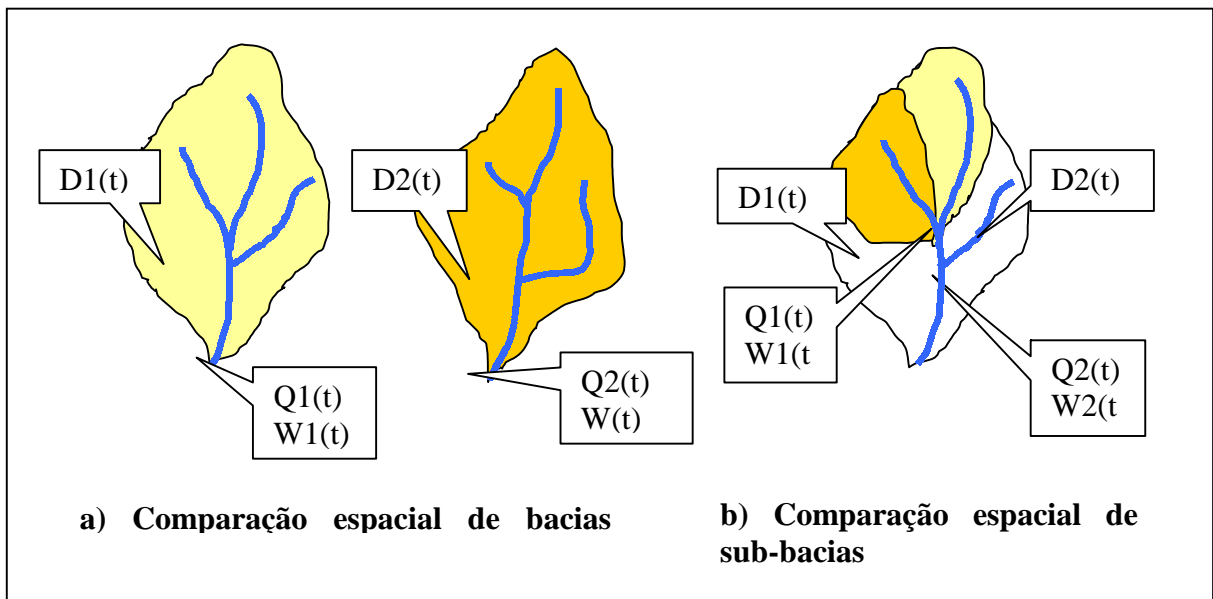
Desde o princípio, parte-se da hipótese de que o objeto de estudo pode ser variável de lugar para lugar, causando maior dispersão dos dados em relação à tendência que se espera observar, mas assume-se que os seus elementos descritoras sejam comuns e se comportem de maneira similar. Esta circunstância, por si só, determina a necessidade de um maior cuidado na seleção dos pontos amostrais. Mesmo assim, não se deve abandonar a possibilidade de ocorrer variações nos resultados devido à não similaridade dos objetos amostrados.

Dentre os métodos de discretização espacial, duas possibilidades podem ser levantadas.:

- Comparação entre duas bacias similares em relação às características consideradas importantes no estudo. Neste caso, as bacias devem ser suficientemente homogêneas para que as variações internas não sejam significativas (Figura 4.17 a). Assim, grandezas espaciais (como exemplo, a densidade populacional **D**) podem ser correlacionadas com parâmetros da qualidade e do regime das águas (**W** e **Q**);
- Comparação entre sub-bacias que atendam às características anteriores (Figura 4.17 b).

Como característica, pode-se dizer que pela análise espacial é possível obter curvas de tendência com base em um menor número de informações, e a dimensão do espaço amostral depende de elementos estatísticos próprios para alcançar um determinado nível de confiança. Com isso, o tempo necessário para se adquirir as informações necessárias à análise é, via de regra, menor.

A similaridade dos fatores quantitativos e qualitativos intervenientes entre as bacias (ou sub-bacias) estudadas pode ser feito com o auxílio da estatística multivariada através de procedimentos de ordenação de associações e da aplicação de medidas destas associações (GENSTAT, 1994). A consistência dos dados dependerá diretamente do número de pontos amostrais.



**Figura 4.17 – Possibilidades de Comparação Espacial Entre Bacias ou Entre Sub-bacias de uma Mesma Bacia Hidrográfica.**

A questão sobre o número mínimo de dados, no caso da amostragem espacial, é importante na medida em que podem haver problemas logísticos em relação à obtenção de um grande número de pontos distantes. Neste caso, o Geoprocessamento é uma ferramenta inestimável, pois sua maior característica é a possibilidade de obter informações espaciais simultâneas cobrindo uma grande área territorial. Com sua utilização, o tempo de obtenção das respostas pode ser significativamente minimizado.

Para o caso ambiental, principalmente se as variáveis monitoradas sofrem influência de natureza multivariada, séries consistentes de dados que permitam a identificação de tendências necessitam de longos períodos de observação. Caso contrário, as variações de longo prazo (também conhecidas como variações seculares) não poderão ser adequadamente observadas.

Metodologicamente, uma das dificuldades que se apresenta é a variabilidade (heterogeneidade) dos resultados devido a modificação do objeto com o tempo (CHEVALLIER, 1993; TUCCI, 1998). Uma série de dados é homogênea quando não ocorrem modificações nas características da sua população ao longo do tempo. As causas para a não homogeneidade de uma série temporal podem estar referidas à mudança das condições da bacia hidrográfica ao longo dos anos.

As principais dificuldades relacionadas a problemas de escala em séries temporais podem ser resumidamente apontadas como:

- **Alteração das Características do Objeto de Estudo ao Longo do Tempo** : No caso específico da observação dos efeitos do uso e ocupação do solo na qualidade das águas dos mananciais superficiais, a aglomeração humana pode, ao longo do tempo, alterar seus padrões devido a condicionantes do meio natural (espaço disponível, qualidade ambiental etc.) ou do meio antrópico (especulação imobiliária, imposições sociais e culturais, entre outros). Principalmente onde se observa um crescimento acelerado da população, sua estrutura organizacional tende a mudar rapidamente causando variações nos resultados e tornando a série de dados heterogênea. Estes padrões não necessariamente ocorrem do mesmo modo em outras situações, prejudicando a reprodutibilidade dos resultados.
- **Alteração dos Instrumentos (ou padrões) de Medição** : Ocorre quando do emprego de instrumentos de medição que, no prazo da observação, mantenham a confiabilidade e a regularidade de leitura. A constante evolução tecnológica tem possibilitado a obtenção, no mercado, de instrumentos de medição cada vez mais precisos, confiáveis e baratos. A evolução tem condicionado a constante atualização das metodologias de análise. Esta aparente facilidade metodológica apresenta um problema em relação às séries históricas de longo prazo, uma vez que mesmo a substituição ou a calibração de um equipamento defeituoso pode ocasionar alterações de leitura em relação à uma série história existente. Alguns testes estatísticos de consistência de séries temporais tem sido empregados para analisar os efeitos da alteração de métodos de leitura;
- **Representatividade dos dados** : Uma terceira dificuldade advém do fato de se basear a análise em alguns parâmetros pré-selecionados, os quais nem sempre conseguem caracterizar adequadamente o objeto. Principalmente no caso dos sistemas complexos evolutivos, no qual se enquadra o sistema ambiental, as variáveis secundárias, terciárias ou mesmo de ordem superior, mesmo sendo individualmente pouco significativas para explicar a variação dos dados, coletivamente podem ser tão ou mais importantes do que uma variável considerada

primária. Além disso, a análise temporal limita-se a observar as variações de cada variável ao longo do tempo, não necessariamente procurando relações entre elas;

- **Disparidade na Freqüência Amostral** : A variabilidade da freqüência amostral pode dificultar a consistência dos dados principalmente se forem observadas falhas de dados muito freqüentes ou por intervalos expressivos de tempo. A implementação de séries históricas de longo prazo depende essencialmente da existência de recursos continuados e regulares de monitoramento, além de investimentos em equipes bem treinadas para realizar as medições de maneira similar sob quaisquer condições. Para o caso brasileiro, este tem sido um ponto importante a considerar em análises temporais. Além disso, comparações de séries temporais de elementos que variem segundo escalas temporais diferentes apresentam problemas para a sua associação (ex. estudo da correlação entre a variação da qualidade das águas superficiais observada ao longo de 1 ano de dados e os padrões de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica);

O uso de comparações espaciais entre locais geográficos distintos apresenta igualmente fragilidades:

- **Homogeneidade Geográfica** : As bacias (ou sub-bacias) comparadas devem ser suficientemente pequenas (ou suficientemente homogêneas) para que suas variações internas não alterem significativamente os resultados (PFALZ e FRENCH, 1994). No caso da correlação entre algum aspecto físico e a qualidade ambiental, a comparação deve se restringir a áreas onde apenas a grandeza que se quer monitorar seja variante. Se não se pode garantir a similaridade entre elas, o objeto de estudo não é o mesmo e as variações ambientais verificadas podem ser ocasionadas devido a uma combinação diferente de elementos;
- **Representatividade dos Dados** : Assim como para as séries temporais, as medidas tomadas devem descrever adequadamente os fenômenos de interesse, sendo representativos de cada caso. Só assim pode-se trabalhar com um conjunto de informações que possibilite a análise dos resultados com um nível de confiabilidade aceitável (BROWN, 1994);

- **Confiabilidade dos Dados** : O intercâmbio de informações entre agências ou institutos que mantêm bancos de dados próprios deve ser feito somente após uma análise da confiabilidade destas informações. Não raro, os procedimentos de coleta de informação trazem problemas metodológicos e de escala de medição. Quando se pretende passar para uma escala maior, a integração das informações é possível, mas a fragmentação de certos dados pode causar perda de informação (EVANS, 1994).

Quando se trata de medir o efeito das atividades antrópicas sobre o meio ambiente, pode-se recorrer tanto à abordagem temporal quanto espacial. Cada qual apresenta características específicas e limitações que devem ser claramente levantadas para que se tenha, na interpretação dos resultados, a correta dimensão do significado dos valores obtidos, bem como suas limitações (Tabela 4.3).

**Tabela 4.3 – Características das Séries Temporais e Espaciais de Dados Ambientais**

<b>SÉRIES TEMPORAIS</b>	<b>SÉRIES ESPACIAIS</b>
1. Útil no estudo de fenômenos que sejam influenciados por elementos variantes no tempo;	1. Útil no estudo de fenômenos que sejam influenciados por elementos variantes no espaço;
2. Usam elementos matemáticos e estatísticos próprios ao estudo de variações cíclicas, estacionais, movimentos regulares e irregulares de curto, médio e longo prazos;	2. Usam elementos matemáticos e estatísticos próprios ao estudo de variações espaciais;
3. As informações são levantadas, via de regra, em um único ponto bem determinado no espaço;	3. O espaço amostral é construído com base em uma única coleta em pontos espacialmente distantes;
4. Necessitam longos períodos de observação para formar bancos de dados consistidos que considerem as variações de longo prazo;	4. Necessitam de logística aprimorada para efetuar coletas simultâneas nos vários pontos escolhidos;
5. Pode ser levantada a hipótese da mutabilidade do objeto no tempo inexistindo a variável espaço;	5. Pode ser levantada a hipótese da mutabilidade do objeto no espaço inexistindo a variável tempo;
6. Simplificação do estudo baseado nas variáveis consideradas mais importantes;	6. Simplificação do estudo baseado nas variáveis consideradas importantes;
7. Impossibilidade de correção ou substituição de variáveis ou correção metodológica ao longo do tempo;	7. Possibilidade de correção ou substituição de variáveis ou correção metodológica;
8. Geoprocessamento não diminui significativamente o tempo de obtenção das respostas.	8. Geoprocessamento pode ser usado como ferramenta fundamental para reduzir o tempo da análise e de obtenção das respostas.



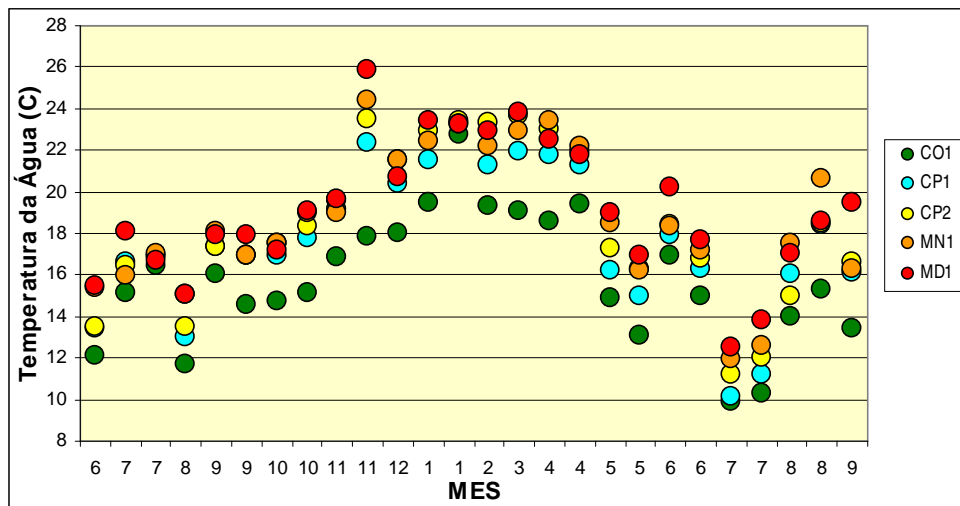
Considerando os pontos fortes e fragilidades indicados, optou-se pelo modelo “quase experimental” denominado de Modelo de Comparação a Grupo Estático (CAMPBELL e STANLEY, 1979) onde um grupo de bacias hidrográficas, submetidas à uma variável **X** (no caso a urbanização) é comparado a uma bacia hidrográfica não sujeita a **X**. Embora sejam apontadas as insuficiências dos modelos quase experimentais, assim chamados pela impossibilidade de atribuição aleatória dos grupos e pela falta de completo controle na programação dos estímulos, em certas situações de fato, constituem esses modelos o melhor que se pode fazer nas circunstâncias. Sendo assim, sua aplicação, longe de ser postergada, é incentivada, desde que sejam tomadas as precauções cabíveis em relação à variabilidade que os dados podem apresentar devido a outros fatores que não a variável **X**. Sem este cuidado, não há como saber se as diferenças observadas na qualidade das águas das bacias hidrográficas são de fato devido à urbanização. Só se poderia concluir que a urbanização não foi efetiva quando a qualidade das águas nas bacias (urbanizadas e não urbanizada) são semelhantes. Com o objetivo de diminuir ainda mais as incertezas, foram escolhidas bacias com graus diferenciados de urbanização para que se possa avaliar se as modificações da qualidade se deram proporcionais à intensidade de **X**.

Uma vez que os dados apresentaram diferenças importantes entre as bacias urbanizadas e a referencial, e que as fontes internas e externas de variabilidade são razoavelmente semelhantes (similaridade de aproximadamente 70%), pode-se inferir que o modelo pretendido pode ser aplicado para avaliar as transformações da qualidade das águas devido à urbanização. A validade interna de um argumento permite que se façam interpolações. A validade externa permite que se façam extrapolações dos resultados à outras condições semelhantes. O problema da validade interna do modelo experimental nunca poderá ser adequadamente resolvido para o caso ambiental uma vez que, como já mencionado, não existem bacias iguais a comparar. Da mesma forma a validade externa suscita dúvidas na medida em que, para resolvê-lo, deveriam ser testadas todas as bacias hidrográficas urbanizadas e não urbanizadas existentes.

## 5. RESULTADOS

A partir das séries de dados obtidas, elaborou-se as Figuras 5.1 a 5.26 que ilustram o comportamento, ao longo do tempo, das variáveis de qualidade das águas monitoradas para os pontos amostrais considerados. Não foram construídos os gráficos das séries temporais dos metais Cádmio, Chumbo, Cobre e Cromo porque o nível de sensibilidade foi incompatível com as concentrações destes elementos nas amostras coletadas, gerando um número elevado de resultados “Não Detectados” pela metodologia empregada.

A representação utilizada para compor os gráficos considerou que os dados não foram coletados de modo contínuo, mas em eventos pontuais com frequência aproximadamente quinzenal. Por esta razão não foram adicionados segmentos de retas entre os pontos ou linhas de tendência.



**Figura 5.1 – Variação da Temperatura da Água nos Pontos Amostrais**

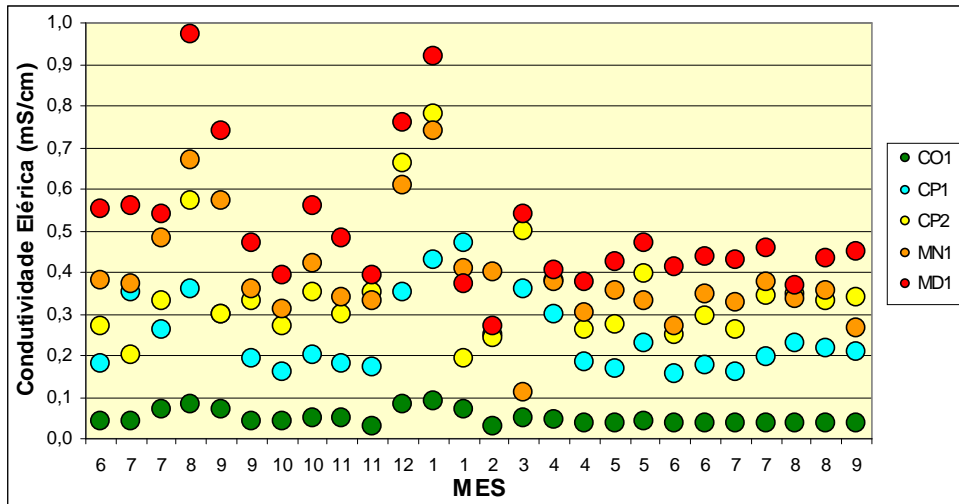


Figura 5.2 – Variação da Condutividade Elétrica da Água nos Pontos Amostrais

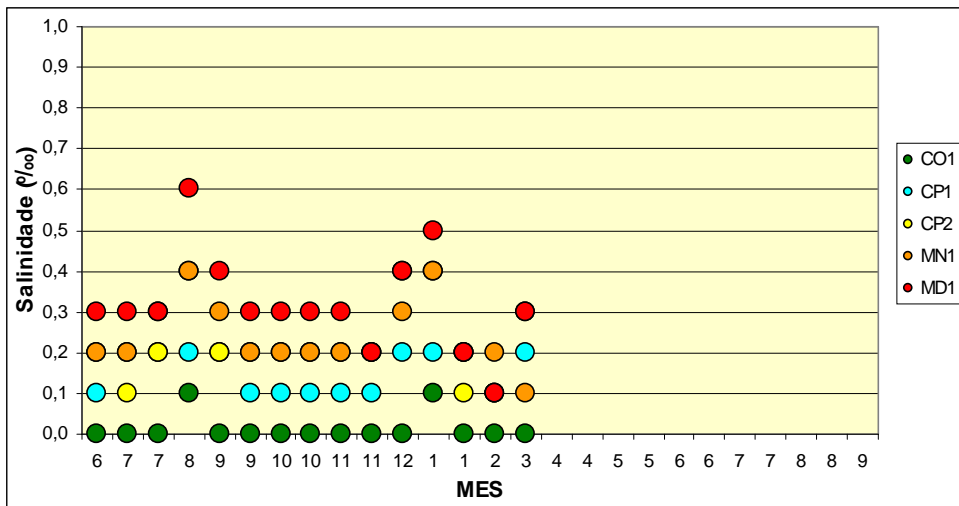


Figura 5.3 – Variação da Salinidade da Água nos Pontos Amostrais

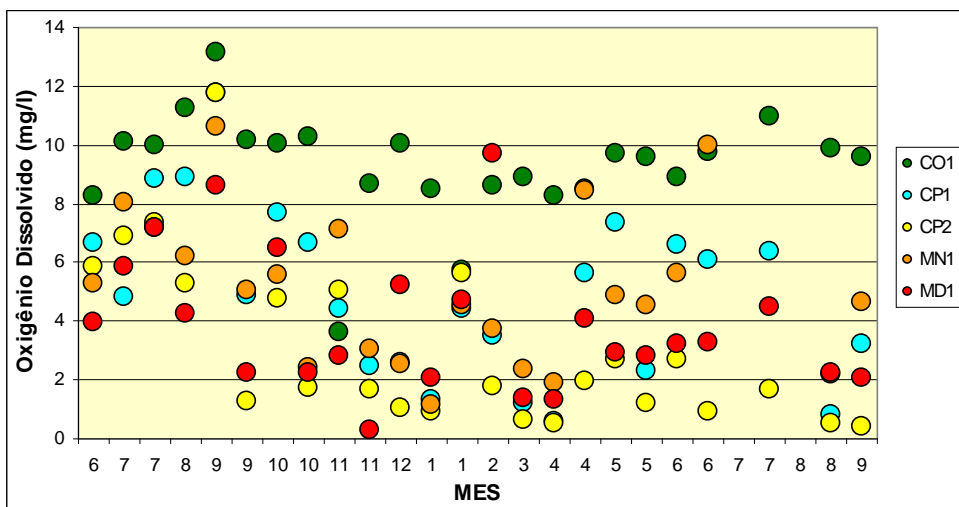


Figura 5.4 – Variação do Oxigênio Dissolvido na Água nos Pontos Amostrais

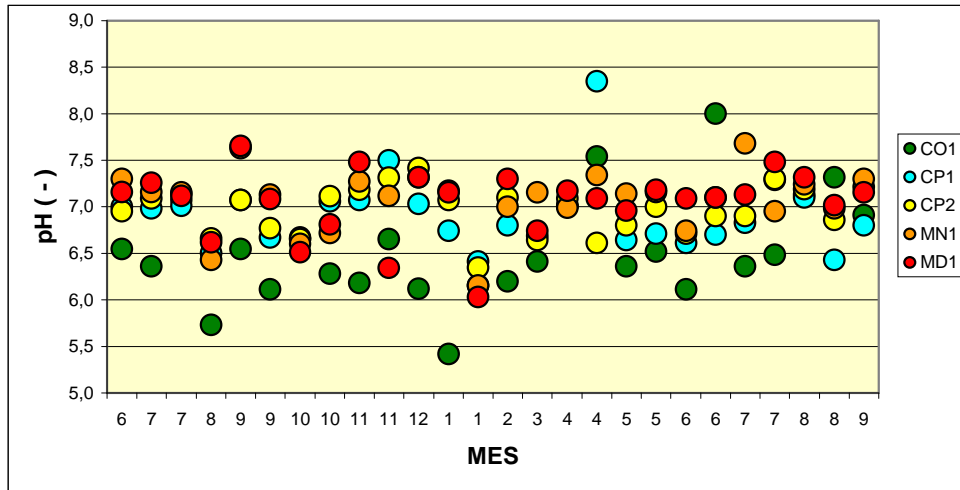


Figura 5.5 – Variação do Potencial Hidrogeniônico da Água nos Pontos Amostrais

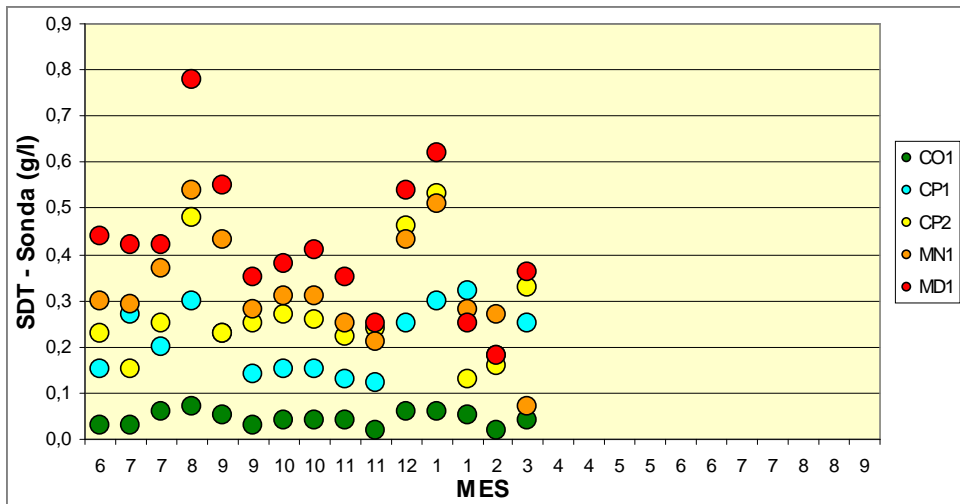


Figura 5.6 – Variação dos Sólidos Dissolvidos Totais nos Pontos Amostrais

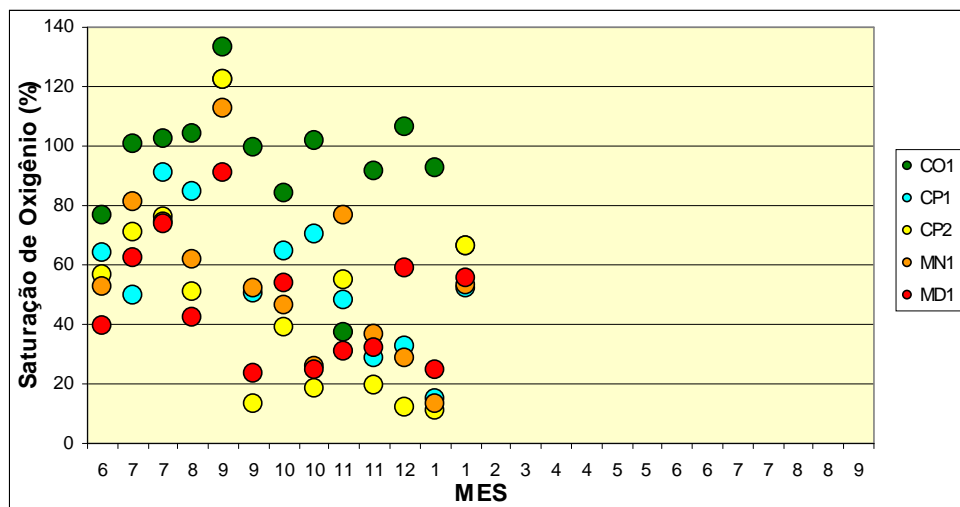
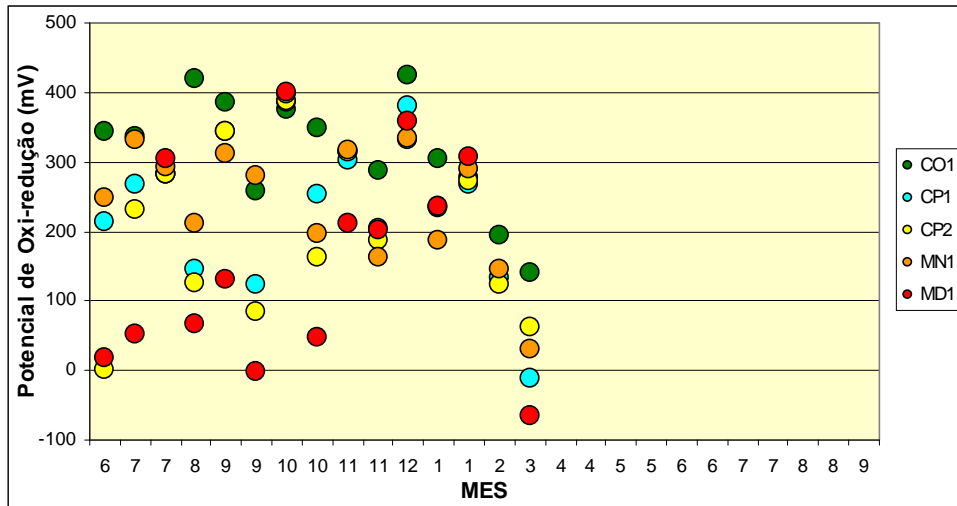
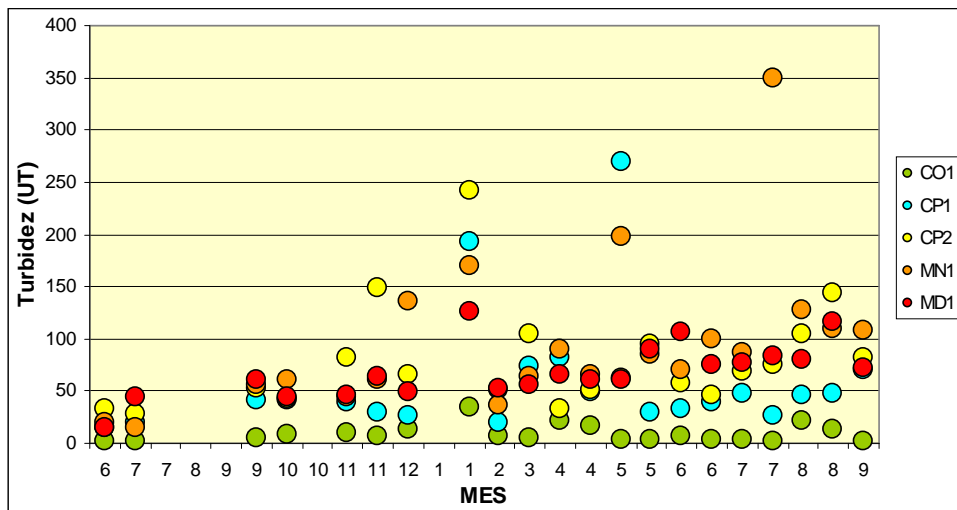


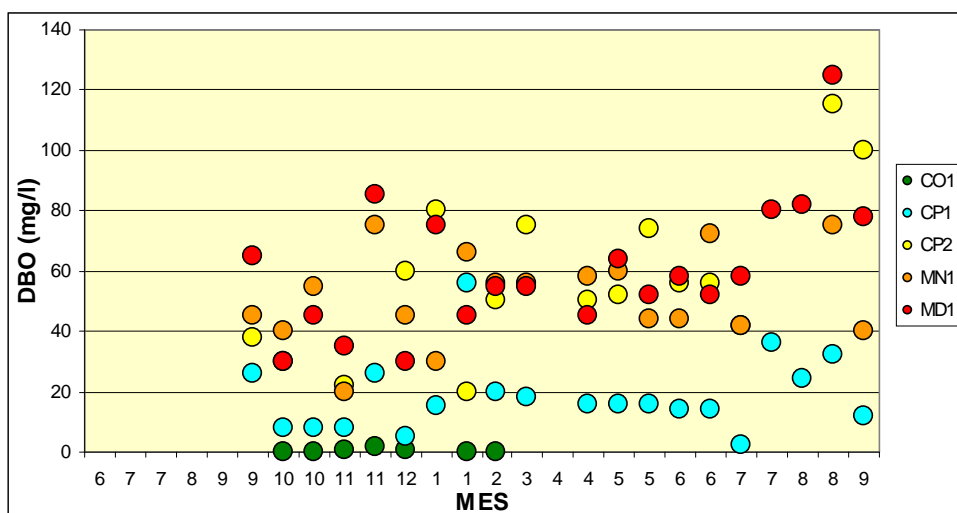
Figura 5.7 – Variação da Porcentagem de Saturação do Oxigênio nos Pontos Amostrais



**Figura 5.8 – Variação do Potencial de Oxi-redução nos Pontos Amostrais**



**Figura 5.9 – Variação da Turbidez nos Pontos Amostrais**



**Figura 5.10 – Variação da Demanda Biológica do Oxigênio nos Pontos Amostrais**

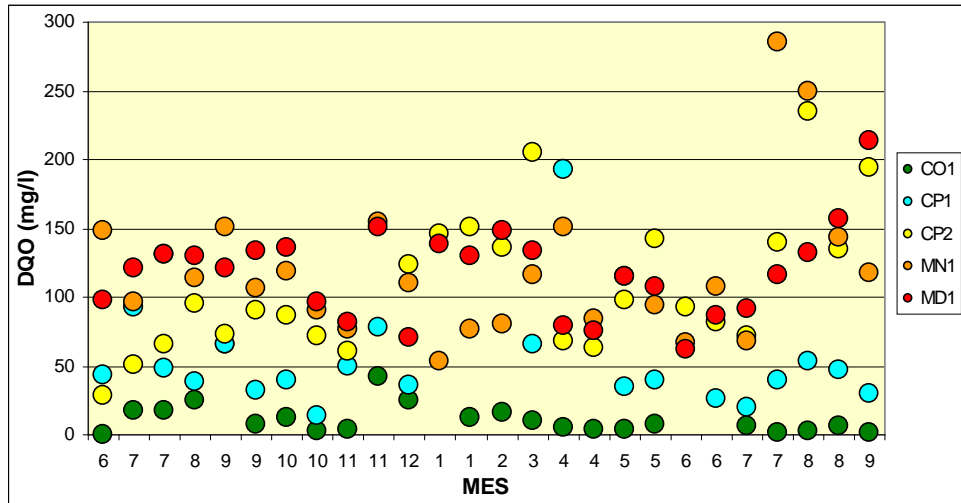


Figura 5.11 – Variação da Demanda Química do Oxigênio nos Pontos Amostrais

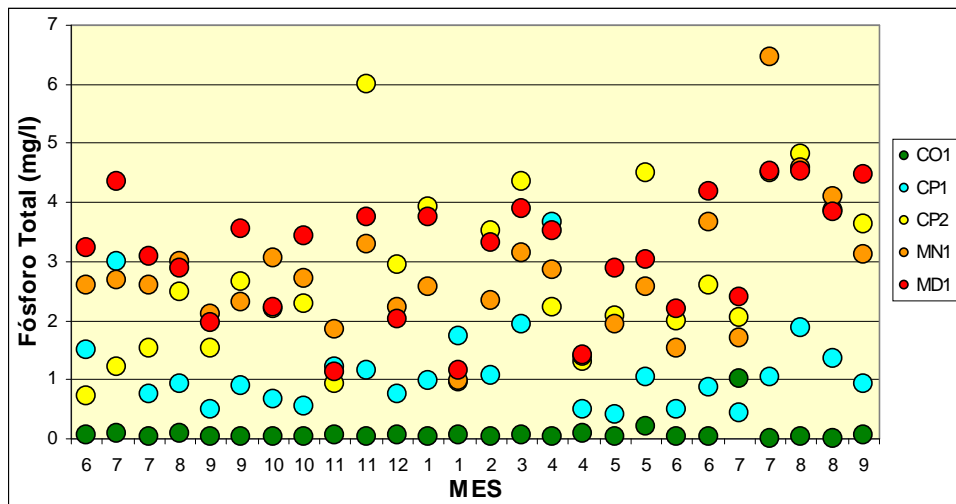


Figura 5.12 – Variação do Fósforo Total nos Pontos Amostrais

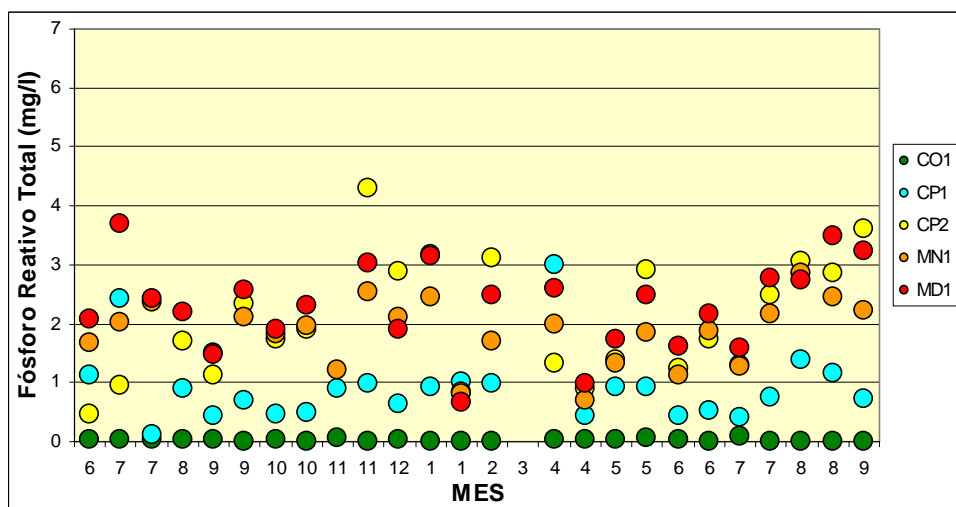


Figura 5.13 – Variação do Fósforo Reativo Total nos Pontos Amostrais

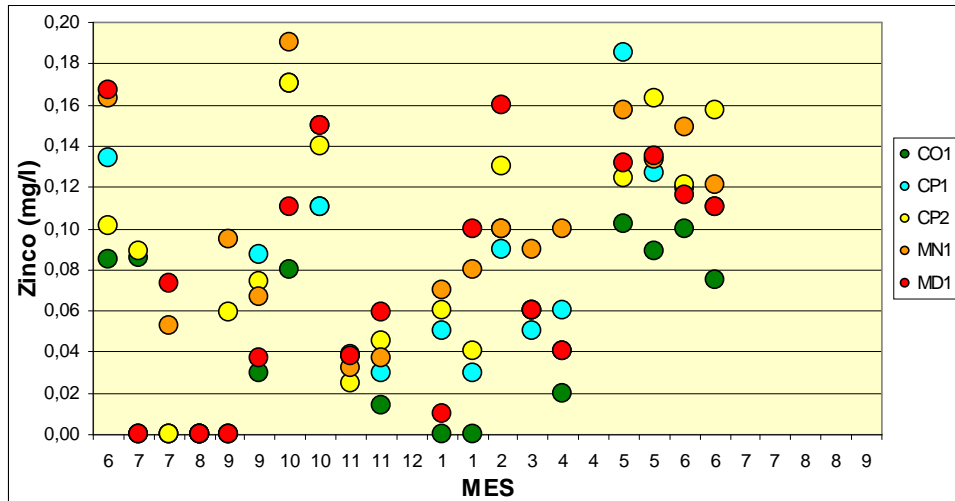


Figura 5.14 – Variação do Zinco nos Pontos Amostrais

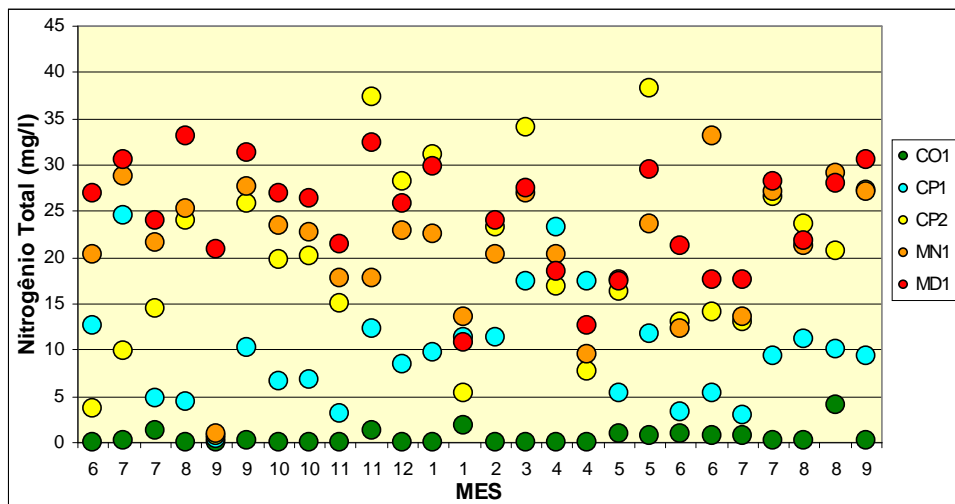


Figura 5.15 – Variação do Nitrogênio Total Kjeldhal nos Pontos Amostrais

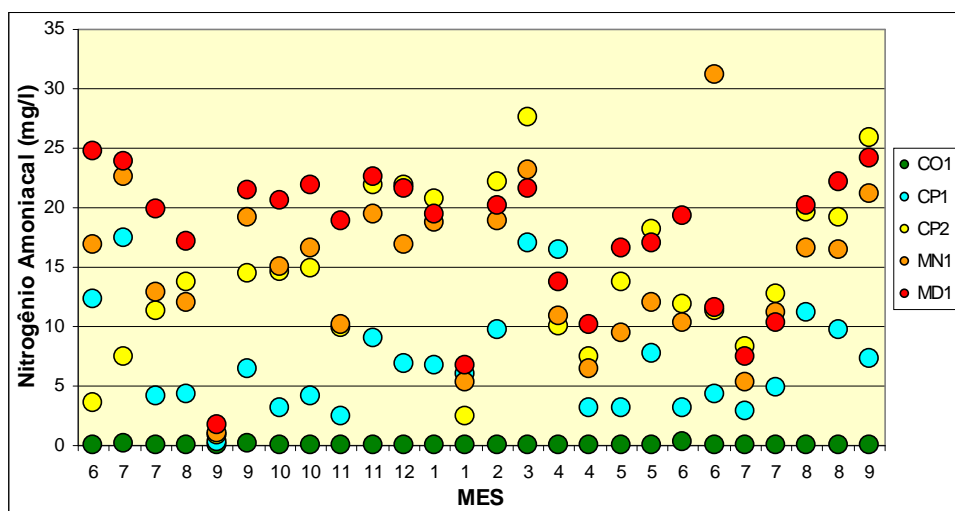


Figura 5.16 – Variação do Nitrogênio Amoniacal nos Pontos Amostrais

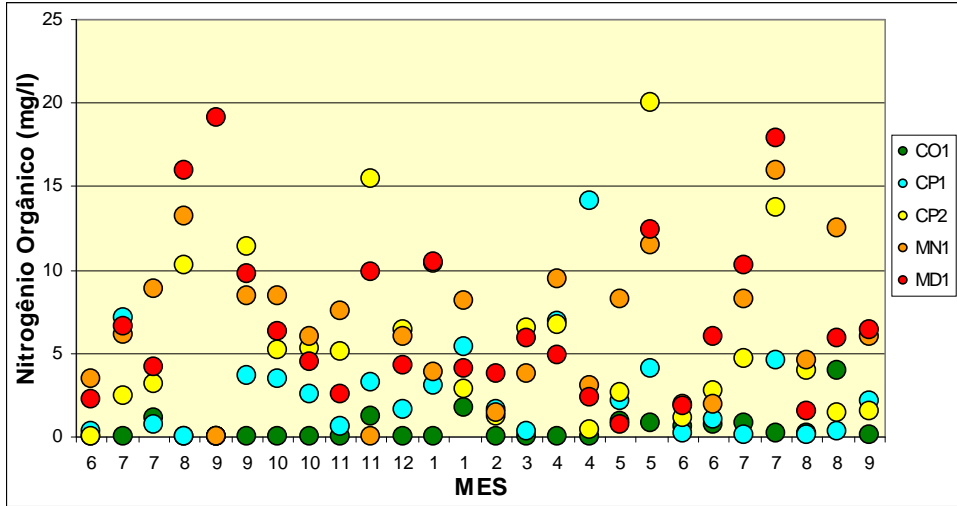


Figura 5.17 – Variação do Nitrogênio Orgânico nos Pontos Amostrais

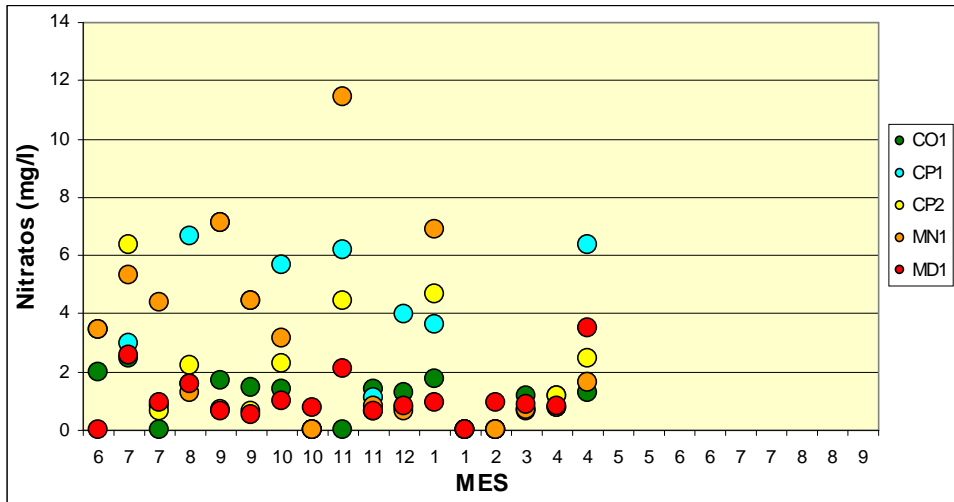


Figura 5.18 – Variação dos Nitratos nos Pontos Amostrais

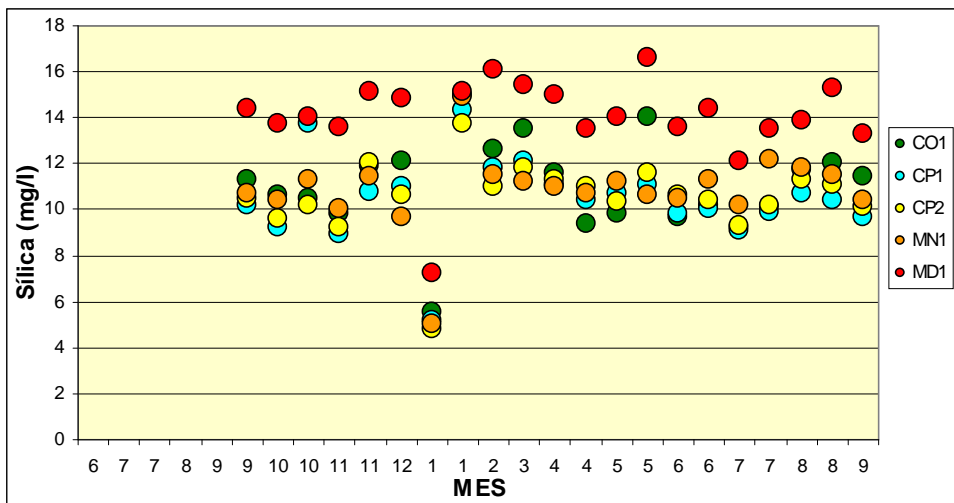
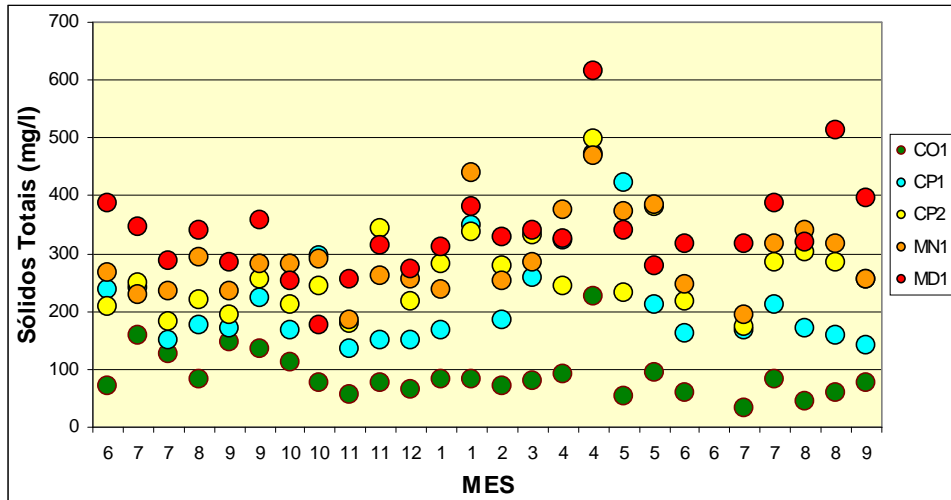
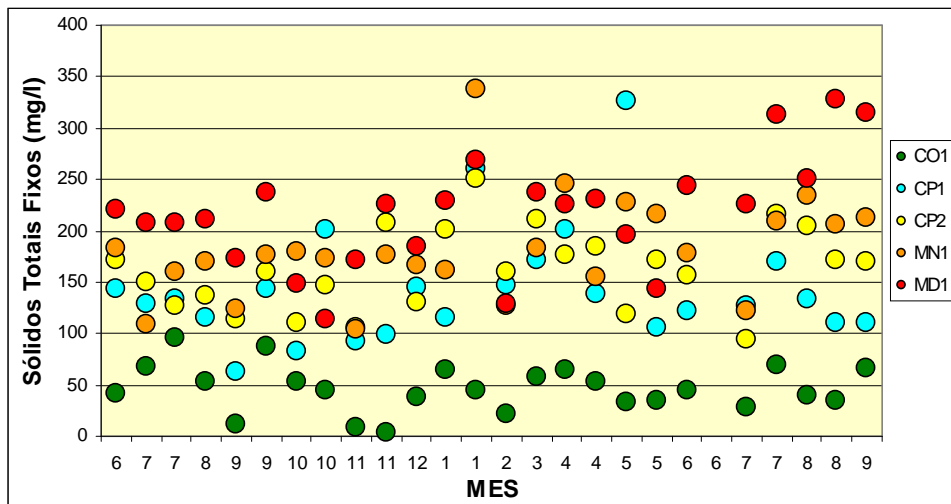


Figura 5.19 – Variação da Sílica nos Pontos Amostrais

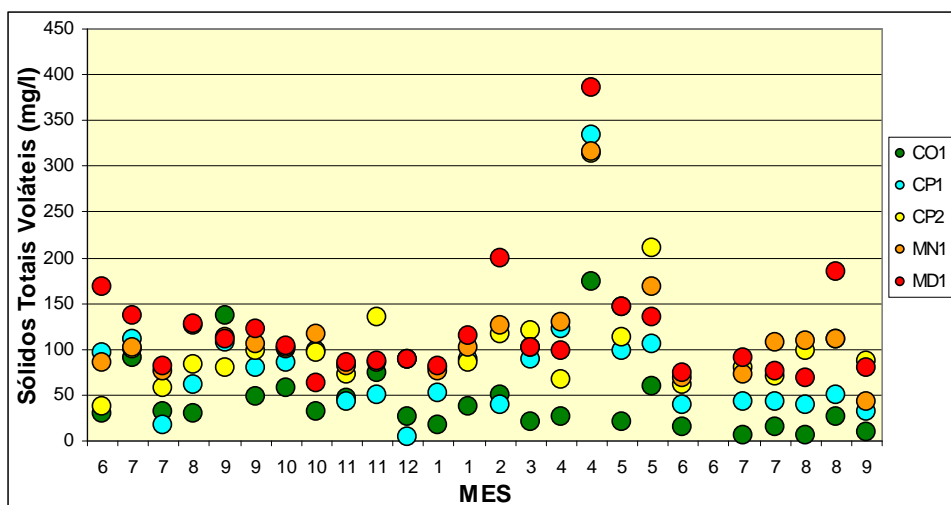




**Figura 5.20 – Variação dos Sólidos Totais nos Pontos Amostrais**



**Figura 5.21 – Variação dos Sólidos Totais Fixos nos Pontos Amostrais**



**Figura 5.22 – Variação dos Sólidos Totais Voláteis nos Pontos Amostrais**

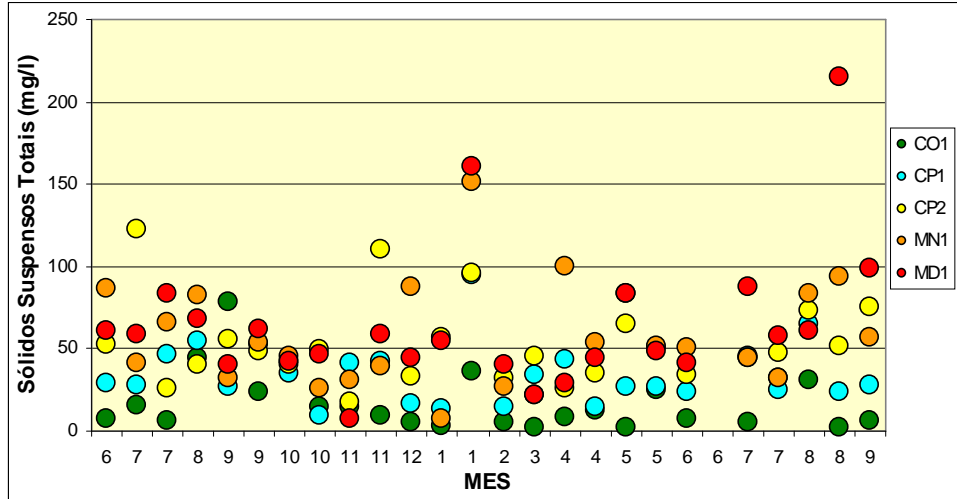


Figura 5.23 – Variação dos Sólidos Suspensos Totais nos Pontos Amostrais

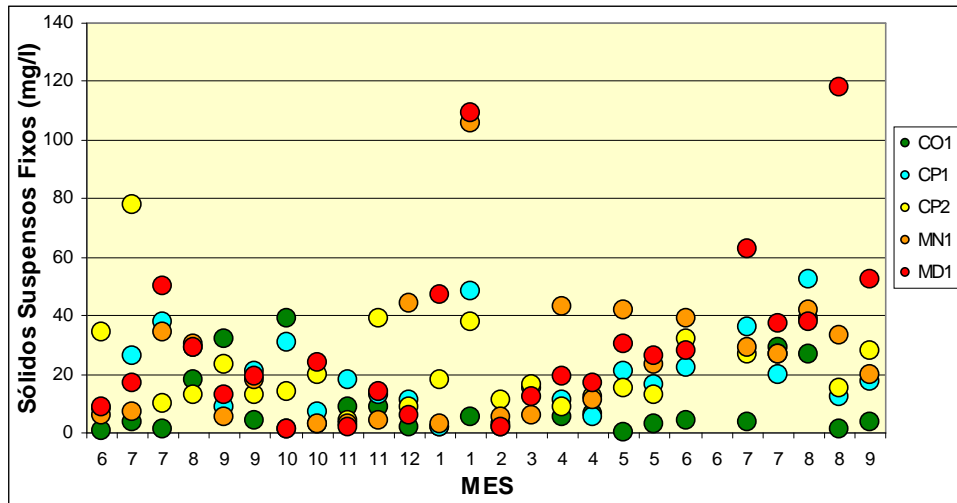


Figura 5.24 – Variação dos Sólidos Suspensos Fixos nos Pontos Amostrais

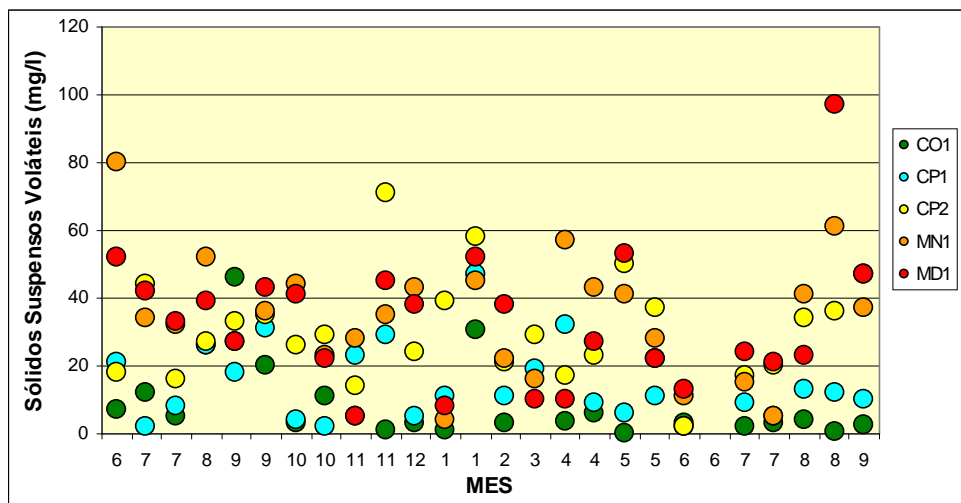


Figura 5.25 – Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis nos Pontos Amostrais

## **6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**

A hipótese básica deste estudo é a de que haja uma relação entre a intensidade da ocupação urbana e a variação da qualidade das águas em pequenas bacias hidrográficas urbanas com baixa cobertura sanitária na Região Metropolitana de Porto Alegre. Supõe-se também que a variável Densidade Populacional possa representar adequadamente a intensidade da ocupação urbana, e que seja o principal fator de indução na alteração das variáveis físico-químicas de qualidade das águas monitoradas nos pontos amostrais selecionados. Para que isto ocorra, é necessário que os demais fatores intervenientes, naturais e antrópicos, não sejam capazes de explicar a maior parte da variabilidade da qualidade das águas. O interesse no seu uso advém da constatação de que a Densidade Populacional já é de uso corrente no planejamento urbano e regional como elemento de controle da ação antrópica sobre o meio natural, materializado através de planos diretores de desenvolvimento e propostas de zoneamento de uso do solo urbano.

Sem pretender esgotar as possibilidades de análise, serão discutidos inicialmente alguns pontos considerados relevantes sobre a homogeneidade da população e das características da ocupação das áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais monitorados. Em seguida, será discutida a homogeneidade das características naturais das áreas estabelecidas para o estudo. Para finalizar, serão apresentados comentários sobre o comportamento das variáveis físico-químicas da qualidade das águas englobando problemas operacionais relacionados com os materiais e métodos empregados, as relações entre as variáveis monitoradas de qualidade das águas e a relação destas variáveis com a densidade populacional.

### **6.1. Homogeneidade da População e da Ocupação das Áreas Selecionadas**

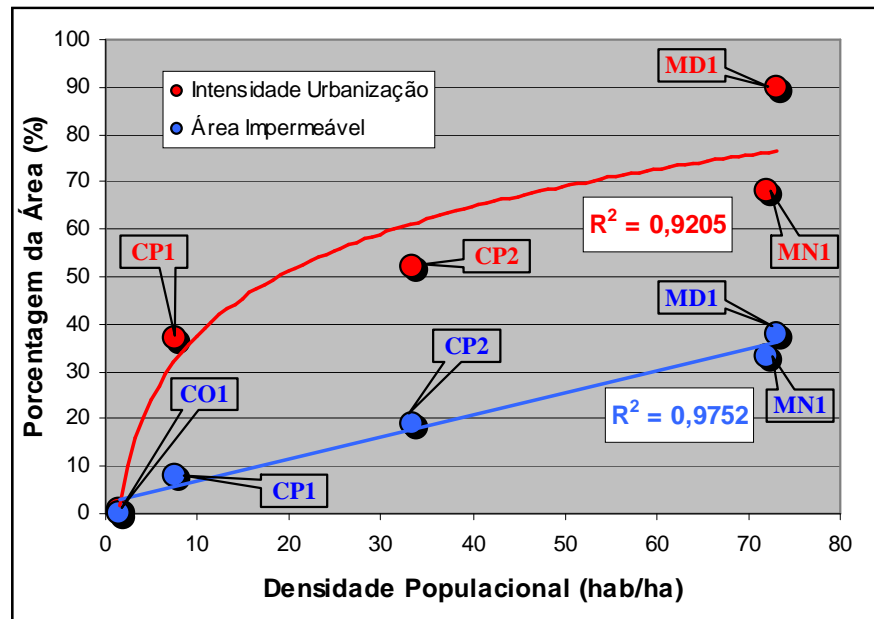
Pela análise das Figuras 4.2 a 4.5 anteriormente apresentadas, observa-se nas áreas contribuintes aos pontos amostrais CP1, CP2, MN1 e MD1, que os padrões de uso do solo são consistentes com a ocupação urbana, apresentando graus diferenciados de intensidade de ocupação. Com os dados da Tabela 6.1, pode-se ordenar estas áreas em função da ocupação urbana como: CO1 (Arroio Condor - não urbanizada), CP1 (nascentes do Arroio Capivara – menor ocupação), CP2 (Arroio Capivara até próximo à foz – média ocupação), MN1 (Arroio

Moinho – grande ocupação) e MD1 (Arroio Mãe d’Água – maior ocupação). A característica de preservação do Arroio Condor era esperada uma vez que o estudo pretende comparar os efeitos da urbanização perante um referencial de qualidade das águas de uma bacia não urbanizada.

**Tabela 6.1 – Fatores Naturais das Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais (Vegetação Natural Potencial, Geologia e Solos) e Fatores de Ocupação do Solo (Urbanização, Densidade Demográfica e Impermeabilização)**

CARACTERÍSTICAS	Porcentagem das Áreas de				
	CO1	CP1	CP2	MN1	MD1
<b><u>1. Vegetação Natural Potencial</u></b>					
1. Campo	73	4	5	21	0
2. Campo com butiás e cactáceas	0	0	0	16	0
3. Mosaico vegetacional úmido com ilhas de mata com figueiras	0	48	67	1	30
4. Mata aluvial	0	24	14	2	36
5. Mata baixa dos morros e coxilhas	0	17	11	46	34
6. Mata alta das encostas dos morros	27	7	5	15	0
<b><u>2. Solos</u></b>					
1. PVgd1 - Podzólico vermelho amarelo. Substrato: granodiorito e monzogranito porfirítico cinza	0	7	2	0	7
2. PVsq1 - Podzólico vermelho amarelo Substrato: depósito eluvionar, coluvionar e leque aluvial	0	36	32	2	0
3. Rg2 - Litólico. Substrato: sienogranito grosso rosado	100	21	25	90	0
4. R/PVgd1 - Associação litólico e podzólico vermelho amarelo Substrato granodiorito e monzogranito porfirítico cinza	0	0	0	0	93
5. R/PVg2 - Associação litólico e podzólico vermelho amarelo Substrato sienogranito grosso rosado	0	29	23	0	0
6. PLsq2 - Planossolo Substrato: depósito de terraço lacustre antigo	0	0	4	0	0
7. PL/PVsq1- Associação planossolo e podzólico vermelho amarelo Substrato: depósito eluvionar, coluvionar e leque aluvial	0	2	6	0	0
8. PVmgd - Podzólico vermelho amarelo Substrato: granodiorito e gnaisse	0	0	0	8	0
9. Asq4 - Aluvial Depósito fluvial	0	5	8	0	0
<b><u>4. Ocupação Urbana</u></b>					
1. Porcentagem da área de drenagem ocupada por urbanização (%)	0	37	52	65	92
2. Porcentagem da área de drenagem impermeabilizada (%)	0	8	19	33	38
3. Densidade demográfica bruta estimada para o ano 2000 (hab/ha)	1,6	7,6	33,4	71,9	73,0

Dos dados da Tabela 6.1, observou-se uma relação direta entre a intensidade da ocupação (representada pela porcentagem da área urbanizada) e a porcentagem do solo impermeabilizado, com a densidade populacional (Figura 6.1). Enquanto a primeira apresentou uma linha de tendência logarítmica, a segunda demonstrou-se linear.



**Figura 6.1 – Relação Entre Densidade Populacional e as Porcentagens da Área Impermeável e Ocupada Pela Urbanização**

Os Coeficientes de Determinação ( $r^2$ ) obtidos mostram que a Densidade Populacional, no âmbito das bacias estudadas, pode ser usada como um eficiente estimador tanto da porcentagem da área impermeável da bacia, quanto da porcentagem da área ocupada, valorizando seu uso como variável representativa da intensidade da urbanização.

A Tabela 6.2 apresenta as características principais de moradia, infra-estrutura de saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de lixo), renda e educação das populações de interesse, obtidas a partir dos dados censitários do IBGE sobre a população assentada nas áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais. A Tabela 6.3 apresenta um resumo destas informações consideradas como uma porcentagem do total. Nesta tabela, os indicadores de Número de Cômodos por Domicílio, Número de Dormitórios por Domicílio, Número de Banheiros por Domicílio, Número Mediano de Anos de Estudo e Renda Mediana em Salários Mínimos Mensais de Agosto de 1991 foram considerados como números absolutos.

**Tabela 6.2 – Dados do Censo 1991 / IBGE Sobre a População Assentada nas Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais**

REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE									
INFORMAÇÃO	AGRONOMIA		CAPIVARA			MOINHO		MÃE D'ÁGUA	
	CO1	FOZ	CP1	CP2	FOZ	MN1	FOZ	MD1	FOZ
<b><u>I. DOMICÍLIOS</u></b>									
<b>1.1. Total de Domicílios Particul. Permanentes</b>	<b>45</b>	<b>1784</b>	<b>751</b>	<b>6975</b>	<b>8144</b>	<b>6192</b>	<b>12687</b>	<b>2432</b>	<b>5942</b>
<b>1.1.1. Total de Casas</b>	<b>45</b>	<b>1784</b>	<b>751</b>	<b>4718</b>	<b>5853</b>	<b>6103</b>	<b>12086</b>	<b>2355</b>	<b>5798</b>
Casa isolada/condomínio	45	1764	715	4157	5291	4430	9907	1709	4957
Casa em conj. resid. Popular	0	1	2	39	40	5	8	646	646
Casa em aglom. Subnormal	0	19	34	522	522	1668	2171	0	195
<b>1.1.2. Total de Apartamentos</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2257</b>	<b>2291</b>	<b>89</b>	<b>501</b>	<b>77</b>	<b>144</b>
Apto. isolado/condomínio	0	0	0	668	702	78	489	47	114
Apto. em conj. resid. Popular	0	0	0	1586	1586	11	11	30	30
Apto. em aglom. Subnormal	0	0	0	3	3	0	1	0	0
<b>1.1.3. Condição de ocupação</b>									
<b>1.1.3.1. Próprio</b>	<b>37</b>	<b>1533</b>	<b>592</b>	<b>6042</b>	<b>6531</b>	<b>5383</b>	<b>9889</b>	<b>1710</b>	<b>4512</b>
A construção e o terreno	33	1235	486	4863	4524	2390	5538	1498	3380
Só a construção	4	298	106	1179	2007	2993	4351	212	1132
<b>1.1.3.2. Alugado</b>	<b>2</b>	<b>113</b>	<b>73</b>	<b>505</b>	<b>901</b>	<b>477</b>	<b>1986</b>	<b>209</b>	<b>585</b>
<b>1.1.3.3. Cedido</b>	<b>6</b>	<b>134</b>	<b>79</b>	<b>405</b>	<b>684</b>	<b>303</b>	<b>774</b>	<b>106</b>	<b>431</b>
Por empregador	2	20	32	99	187	10	56	11	20
Por particular	4	114	47	306	496	294	718	95	411
<b>1.1.3.4. Outra</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>23</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>38</b>	<b>407</b>	<b>414</b>
<b>1.2. Total de Domicílios Particul. Improvisados</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>9</b>	<b>20</b>	<b>6</b>	<b>14</b>
<b>Total de domicílios</b>	<b>45</b>	<b>1784</b>	<b>752</b>	<b>6996</b>	<b>8169</b>	<b>6201</b>	<b>12707</b>	<b>2438</b>	<b>5956</b>
<b>Total de cômodos</b>	<b>203</b>	<b>8062</b>	<b>3574</b>	<b>38058</b>	<b>46568</b>	<b>26371</b>	<b>60148</b>	<b>12529</b>	<b>30628</b>
<b>Total de dormitórios</b>	<b>83</b>	<b>3243</b>	<b>1441</b>	<b>13205</b>	<b>15898</b>	<b>10559</b>	<b>22600</b>	<b>4395</b>	<b>10970</b>
<b>Total de banheiros</b>	<b>32</b>	<b>1419</b>	<b>725</b>	<b>7855</b>	<b>10080</b>	<b>4512</b>	<b>11483</b>	<b>2627</b>	<b>6093</b>
<b>Cômodos / domicílio</b>	<b>4,51</b>	<b>4,52</b>	<b>4,75</b>	<b>5,44</b>	<b>5,70</b>	<b>4,25</b>	<b>4,73</b>	<b>5,14</b>	<b>5,08</b>
<b>Dormitórios / domicílio</b>	<b>1,84</b>	<b>1,82</b>	<b>1,92</b>	<b>1,89</b>	<b>1,94</b>	<b>1,70</b>	<b>1,78</b>	<b>1,80</b>	<b>1,82</b>
<b>Banheiros / domicílio</b>	<b>0,71</b>	<b>0,80</b>	<b>0,96</b>	<b>1,12</b>	<b>1,23</b>	<b>0,73</b>	<b>0,90</b>	<b>1,08</b>	<b>1,02</b>
<b><u>II. POPULAÇÃO</u></b>									
<b>2.1. População Total</b>	<b>174</b>	<b>7072</b>	<b>2827</b>	<b>25706</b>	<b>29981</b>	<b>24247</b>	<b>47595</b>	<b>8521</b>	<b>21621</b>
<b>2.1.1. Em Domicílios Particulares Permanentes</b>	<b>174</b>	<b>7072</b>	<b>2823</b>	<b>25653</b>	<b>29918</b>	<b>24227</b>	<b>47549</b>	<b>8504</b>	<b>21590</b>
Homens	88	3464	1391	12377	14395	11800	22845	4043	10412
Mulheres	86	3608	1432	13276	15523	12427	24704	4461	11178
<b>2.1.2. Em Domicílios Particulares Improvisados</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>53</b>	<b>63</b>	<b>20</b>	<b>46</b>	<b>17</b>	<b>31</b>
Homens	0	0	2	33	38	9	25	9	13
Mulheres	0	0	2	20	25	11	21	8	18
<b>Total de Pessoas / domicílio</b>	<b>3,87</b>	<b>3,96</b>	<b>3,76</b>	<b>3,67</b>	<b>3,67</b>	<b>3,91</b>	<b>3,74</b>	<b>2,77</b>	<b>3,63</b>

**Tabela 6.2 – Dados do Censo 1991 / IBGE Sobre a População Assentada nas Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais (Continuação)**

INFORMAÇÃO	REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE								
	AGRONOMIA		CAPIVARA			MOINHO		MÃE D'ÁGUA	
	CO1	FOZ	CP1	CP2	FOZ	MN1	FOZ	MD1	FOZ
<b><u>III. Infra-Estrutura</u></b>									
<b>3.1. DOMICÍLIOS COM ABASTECIMENTO DE ÁGUA</b>									
<b>3.1.1. Com instalação interna</b>	<b>28</b>	<b>1542</b>	<b>709</b>	<b>6774</b>	<b>7941</b>	<b>5024</b>	<b>11180</b>	<b>2291</b>	<b>5602</b>
Rede geral	15	1453	641	6659	7824	4991	11131	2283	5583
Poço ou nascente	13	80	63	102	103	23	33	6	15
Outra forma	0	9	5	13	14	10	16	2	4
<b>3.1.2. Sem instalação interna</b>	<b>17</b>	<b>242</b>	<b>42</b>	<b>201</b>	<b>203</b>	<b>1177</b>	<b>1527</b>	<b>141</b>	<b>340</b>
rede geral	1	149	18	136	137	754	1038	95	220
poço ou nascente	10	45	19	32	32	285	316	4	22
outra forma	6	48	5	33	34	138	173	42	98
<b>3.2. DOMICÍLIOS COM SISTEMA DE ESGOTOS SANITÁRIOS</b>									
<b>3.2.1. Só no Domicílio</b>	<b>35</b>	<b>1447</b>	<b>653</b>	<b>6263</b>	<b>7369</b>	<b>4782</b>	<b>10583</b>	<b>2273</b>	<b>5388</b>
<b>3.2.1.1. Rede geral</b>	0	5	0	1553	1560	41	106	2	3
<b>3.2.1.2. Fossa séptica</b>	26	1211	535	4203	5153	3374	8635	1927	4719
Rede pluvial	7	262	249	3284	4125	2349	6934	920	2262
sem escoadouro	19	949	286	919	1028	1025	1701	1007	2457
<b>3.2.1.3. Fossa rudimentar</b>	9	152	71	243	257	917	1242	169	310
<b>3.2.1.4. Vala</b>	0	79	42	251	312	399	536	154	326
<b>3.2.1.5. Outro</b>	0	0	4	12	73	50	54	2	3
<b>3.2.1.6. Não sabe</b>	0	0	1	1	14	1	10	19	27
<b>3.2.2. Comum a mais de um</b>	<b>3</b>	<b>74</b>	<b>38</b>	<b>231</b>	<b>270</b>	<b>761</b>	<b>1261</b>	<b>63</b>	<b>210</b>
<b>3.2.2.1. Rede geral</b>	0	2	0	12	12	11	16	0	0
<b>3.2.2.2. Fossa séptica</b>	1	49	28	192	220	425	835	35	133
Rede pluvial	0	19	20	141	162	298	657	15	83
sem escoadouro	1	30	8	51	58	127	178	20	50
<b>3.2.2.3. Fossa rudimentar</b>	2	19	10	23	24	195	248	17	52
<b>3.2.2.4. Vala</b>	0	3	0	3	3	95	113	11	26
<b>3.2.2.5. Outro</b>	0	1	0	2	11	35	48	0	0
<b>3.2.2.6. Não sabe</b>	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<b>3.2.3. Não tem</b>	<b>7</b>	<b>263</b>	<b>60</b>	<b>481</b>	<b>505</b>	<b>649</b>	<b>843</b>	<b>96</b>	<b>344</b>
<b>3.3. DESTINO DO LIXO</b>									
<b>3.3.1. Lixo coletado</b>	<b>19</b>	<b>1455</b>	<b>648</b>	<b>6683</b>	<b>7680</b>	<b>5512</b>	<b>11754</b>	<b>2142</b>	<b>5339</b>
Diretamente	19	1171	617	6640	7624	4870	11034	2138	5334
Indiretamente	0	284	31	43	56	642	720	4	5
<b>3.3.2. Lixo queimado</b>	<b>18</b>	<b>244</b>	<b>59</b>	<b>170</b>	<b>281</b>	<b>194</b>	<b>249</b>	<b>110</b>	<b>268</b>
<b>3.3.3. Lixo enterrado</b>	<b>3</b>	<b>26</b>	<b>33</b>	<b>88</b>	<b>103</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>54</b>	<b>76</b>
<b>3.3.4. Lixo jogado</b>	<b>4</b>	<b>53</b>	<b>9</b>	<b>32</b>	<b>71</b>	<b>425</b>	<b>619</b>	<b>93</b>	<b>208</b>
em terreno baldio	4	50	9	31	42	313	375	80	146
em rio, lago ou mar	0	3	0	1	29	112	244	13	62
<b>3.3.5. Outro destino</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>40</b>	<b>42</b>	<b>33</b>	<b>51</b>

**Tabela 6.2 – Dados do Censo 1991 / IBGE Sobre a População Assentada nas Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais (Continuação)**

INFORMAÇÃO	REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE								
	AGRONOMIA		CAPIVARA			MOINHO		MÃE D'ÁGUA	
	CO1	FOZ	CP1	CP2	FOZ	MN1	FOZ	MD1	FOZ
<b><u>IV. RENDA DOS CHEFES DE FAMÍLIA</u></b>									
Até ½ salário mínimo	1	76	58	339	381	327	677	1259	2055
De 1/2 a 1 salário mínimo	7	450	98	845	949	1283	1960	75	281
De 1 a 2 salários mínimos	15	481	191	1480	1660	1719	3075	1528	2717
De 2 a 3 salários mínimos	9	323	128	1090	1234	1058	2102	75	303
De 3 a 5 salários mínimos	6	223	119	1248	1427	896	2113	66	279
De 5 a 10 salários mínimos	3	116	104	993	1157	411	1445	47	191
De 10 a 15 salários mínimos	0	14	16	264	390	45	316	10	41
De 15 a 20 salários mínimos	0	4	5	74	126	9	79	5	17
Mais de 20 salários mínimos	0	6	9	206	347	11	68	5	17
Sem rendimento	3	84	16	182	210	291	539	5	51
Sem declaração	1	7	7	261	270	273	333	0	3
<b>Renda média dos chefes</b>	<b>75866,9</b>	<b>80043,2</b>	<b>116060,3</b>	<b>163477,0</b>	<b>216011,4</b>	<b>82261,1</b>	<b>108222,0</b>	<b>141703,0</b>	<b>116441,7</b>
<b><u>V. EDUCAÇÃO DOS CHEFES DE FAMÍLIA</u></b>									
Menos de 1ano	9	251	42	548	598	1126	1612	521	972
1 a 3 anos de estudo	10	328	57	855	962	1232	2018	912	1692
4 a 7 anos de estudo	19	771	167	2653	2917	2473	4877	273	793
8 a 10 anos de estudo	4	286	430	1243	1455	957	2235	732	1351
11 a 14 anos de estudo	3	132	45	1271	1548	431	1502	626	1112
15 ou mais anos de estudo	0	16	10	412	671	104	463	11	35
<b>Anos de estudo médio</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>6</b>



**Tabela 6.3 – Informações Relativas às Condições de Moradia, Infra-estrutura de Saneamento, Educação e Renda da População.**

VARIÁVEIS	PONTOS AMOSTRAIS					
	CO1	CP1	CP2	MN1	MD1	
<b>Moradia</b>	Percentual de Moradias Permanentes	100,00	99,9	99,7	99,8	99,8
	Percentual de Casas	100,0	99,9	67,4	98,4	96,6
	Percentual de Apartamentos	0,0	0,0	32,3	1,4	3,2
	Percentual de Moradias Improvisadas	0,0	0,1	0,3	0,2	0,2
	Percentual de Moradias Próprias	82,2	78,8	86,6	86,9	70,3
	Percentual de Moradias Alugadas	4,4	9,7	7,2	7,7	8,6
	Percentual de Outros	13,4	11,5	6,2	5,4	21,1
	<i>Número de Cômodos por Domicílio (*)</i>	<i>4,51</i>	<i>4,75</i>	<i>5,44</i>	<i>4,25</i>	<i>5,14</i>
	<i>Número de Dormitórios por Domicílio (*)</i>	<i>1,84</i>	<i>1,92</i>	<i>1,89</i>	<i>1,70</i>	<i>1,80</i>
<i>Número de Banheiros por Domicílio (*)</i>	<i>0,71</i>	<i>0,96</i>	<i>1,12</i>	<i>0,73</i>	<i>1,08</i>	
<b>Água</b>	Percentagem da População Abastecida por Rede	35,5	87,8	97,4	92,7	97,8
	Percentagem da População Abastecida por Poço	51,1	10,9	2,0	5,0	0,4
	Percentagem de Outros	13,4	1,3	0,6	2,3	1,8
<b>Esgotos</b>	Percentagem da População Atendida por Rede de Esgotos	0,0	0,0	22,5	0,9	0,1
	Percentagem da População com Fossa Séptica Conectada à Rede Pluvial	15,6	35,9	49,1	42,7	38,4
	Percentagem da População com Fossa Séptica e Sumidouro	44,4	39,2	13,9	18,3	42,2
	Percentagem da População com Fossa Rudimentar	24,4	10,8	3,8	17,9	7,6
	Percentual da População com Vala	0,0	5,6	3,6	7,9	6,8
	Percentual de Outros	0,0	0,5	0,2	1,8	1,0
	Não tem Qualquer Dispositivo	15,6	8,0	6,9	10,5	3,9
<b>Lixo</b>	Percentagem da População Atendida por Coleta	42,2	86,3	95,8	89,0	88,1
	Percentagem da População que Queima o Lixo	40,0	7,9	2,4	3,1	4,5
	Percentagem da População que Enterra o Lixo	6,7	4,4	1,3	0,3	2,2
	Percentagem da População que Joga o Lixo em Terrenos não Ocupados	8,9	1,2	0,4	5,1	3,3
	Percentagem da População que Joga o Lixo nos Rios	0,0	0,0	0,0	1,8	0,5
	Percentagem de Outros	2,2	0,3	0,0	0,6	1,4
<b>Educação</b>	Percentagem da População com Menos de 1 ano de Estudo	20,0	5,6	7,8	17,8	16,9
	Percentagem da População com Primeiro Grau Incompleto	42,2	13,2	20,0	30,3	46,6
	Percentagem da População com Segundo Grau Incompleto	84,4	35,4	58,0	69,4	55,5
	Número Mediano de Anos de Estudo	3,7	7,7	6,2	4,3	5,5
<b>Renda</b>	Percentagem da População com Menos de 1 Salário Mínimo Mensal	17,8	20,7	17,0	25,5	43,3
	Percentagem da População com Rendimento até 5 Salários Mínimos Mensais	84,4	79,7	71,7	83,6	97,5
	Percentagem da População com Rendimento de Mais de 20 Salários Mínimos Mensais	0,0	1,2	3,0	2,0	2,0
	Percentagem da População Sem Rendimento	6,7	2,1	2,6	4,6	0,2
	Renda Mediana em Salários Mínimos Mensais de Agosto de 1991	2,0	2,2	2,8	1,9	1,1

(\*) Valores Absolutos (não percentuais)

A literacidade mediana da população assentada nas áreas do estudo variou de 3,7 a 7,7 anos ( $5,5 \pm 1,6$  anos e Coeficiente de Variação de 29% em relação à média) indicando que pelo menos metade da população tem uma instrução que varia do Primeiro Grau incompleto ao Segundo Grau incompleto, e a renda mediana da população é inferior a 3 Salários Mínimos em todas as áreas monitoradas ( $2,0 \pm 0,6$  Salários Mínimos e Coeficiente de Variação de 30% em relação à média).

De maneira geral, pode-se dizer que a maior parcela desta população reside em moradias próprias ( $81,0\% \pm 6,8\%$  e Coeficiente de Variação de 8% em relação à média) e que quase toda esta população reside em casas ( $92,5\% \pm 14,1\%$  e Coeficiente de Variação de 15% em relação à média). Destoando das outras áreas consideradas, para o ponto CP2 verifica-se a existência de prédios de apartamentos abrigoando cerca de 32% da população residente próximo ao balneário de Ipanema.

Nas áreas contribuintes aos pontos CP1, CP2, MN1 e MD1, a média da oferta dos serviços públicos de abastecimento de água ( $93,9\% \pm 4,7\%$  e Coeficiente de Variação de 5% em relação à média) e de coleta de lixo ( $89,8\% \pm 4,2\%$  e Coeficiente de Variação de 5% em relação à média) demonstrou um atendimento homogêneo. Da mesma forma ocorre para a falta de cobertura da população por rede coletora de esgotos sanitários ( $96,6\% \pm 6,1\%$  e Coeficiente de Variação de 6% em relação à média). Nesta contabilidade não incluiu a área contribuinte ao ponto CO1 pois ela se encontra não urbanizada.

Em relação ao esgotamento sanitário, com exceção da área contribuinte ao ponto CP2 que conta com aproximadamente 20% de cobertura, nas demais áreas a população atendida com redes de coleta é desprezível (menor que 1%). As outras formas de destinação dos esgotos são locais e podem interferir, direta ou indiretamente na qualidade das águas dos mananciais. A diferenciação verificada no ponto CP2 deve-se, provavelmente, aos loteamentos instalados próximos à foz do Arroio Capivara que foram construídos com esta infra-estrutura tendo em vista a sua proximidade do balneário de Ipanema.

Do ponto de vista da coleta do lixo, observa-se que 1,8% da população da área contribuinte ao ponto MN1 e 0,5% da população contribuinte ao ponto MD1 declararam que lançam seus resíduos ao rio (cerca de 480 pessoas, totalizando aproximadamente 250 kg de lixo por dia nestes dois mananciais). Como resultado da disposição local de cerca de 10% dos resíduos sólidos e da quase totalidade dos esgotos desta população, é de se esperar a

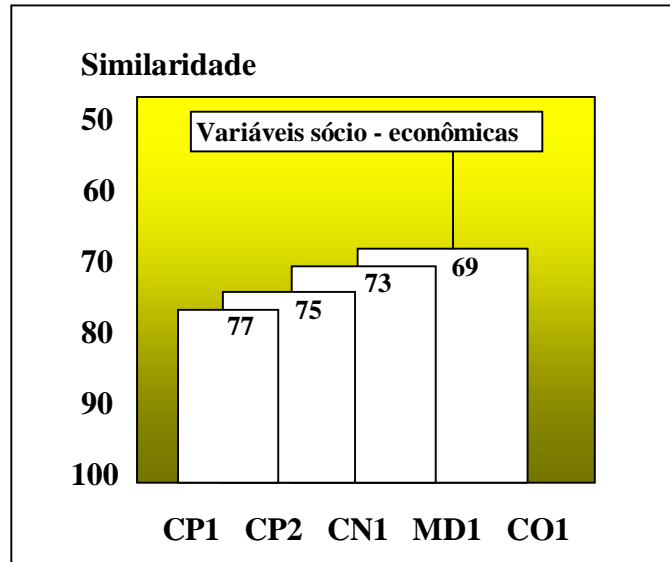
interferência deste padrão de ocupação do solo na qualidade das águas dos mananciais superficiais locais.

Para UNESCO (1977), SLIWIANY (1987) e BRAGA *et al.* (2002), entre outros autores, as características sócio-econômicos da qualidade de vida de uma população condicionam seu impacto sobre a matriz natural do ambiente ocupado, entre os quais a água. Populações sócio-econômicas diferentes apresentam hábitos de consumo de água, produção de esgotos e resíduos sólidos distintos. MASSONE *et al.* (1998) indicam o problema da realidade complexa das populações mais pobres e menos atendidas pelos serviços básicos de saneamento e seu impacto sobre o meio. UNESCO (1977) mostra a relação entre qualidade de vida e qualidade ambiental, e a necessidade do planejamento urbano objetivando níveis progressivamente maiores de qualidade de vida para se manter a qualidade ambiental em níveis satisfatórios. Mostra também uma correlação positiva entre variáveis da moradia, saneamento, infra-estrutura urbana e condição sócio-econômica com a qualidade ambiental urbana. Em relação à população assentada, para que a densificação populacional possa ser testada como variável condicionante da qualidade das águas nos pontos amostrais monitorados, faz-se necessário uma verificação do grau de semelhança entre as populações presentes nas respectivas áreas de drenagem.

Na mensuração da semelhança entre as populações, dentro das possibilidades da análise multivariada, pode-se imaginar um espaço  $n$  – dimensional onde cada uma das variáveis representa uma dimensão analítica. Nesse contexto, as populações de cada área de drenagem das diversas bacias formariam uma “nuvem de pontos” em um espaço euclidiano multidimensional, cuja distância entre os pares de pontos corresponderia ao grau de similaridade ou proximidade entre eles (Paine, 1993 *apud* GENSTAT, 1994).

Para um grupo de muitos pontos, para muitas dimensões analíticas, ou ambos, a visualização gráfica das similaridades obtidas é difícil, senão impossível. Nestes casos, os métodos de agrupamento hierárquicos possibilitam a visualização desta similaridade de várias formas. Dentre as mais usadas, o Dendrograma de Similaridade representa graficamente o grau de associação entre dois ou mais pontos através da determinação do Coeficiente de Similaridade cujos valores variam entre zero e a unidade (ou 0 a 100%). O valor zero ocorre quando dois pontos diferem ao máximo para todas as variáveis consideradas, e o valor unitário ocorre quando todas as variáveis tiverem valores idênticos. A Figura 6.2 apresenta o

Dendrograma de Similaridade obtido considerando as variáveis sócio-econômicas da Tabela 6.3.



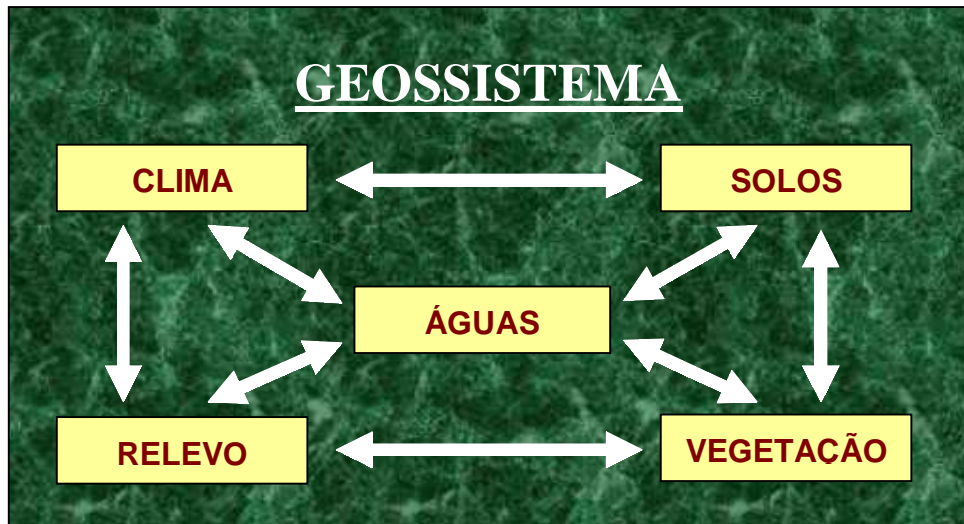
**Figura 6.2 – Dendrograma de Similaridade das Características de Moradia, Infra-estrutura Sanitária, Renda e Educação da População Assentada nas Áreas Contribuintes aos Pontos Amostrais**

Os dados mostram que a população assentada nas áreas de estudo é, em termos gerais, semelhante (similaridade de 69%). Como era de se esperar, o ponto CO1 demonstrou a maior discrepância em razão de não apresentar os serviços públicos de infra-estrutura sanitária presentes nos demais. Os fatores que mais afetaram esta homogeneidade são os ligados à educação formal e a renda.

## **6.2. Homogeneidade dos Fatores Naturais de Variabilidade da Qualidade das Águas nas Áreas Selecionadas**

Além da homogeneidade populacional, para garantir que a Densidade Populacional seja o fator mais importante neste modelo experimental, necessário se faz a escolha de bacias hidrográficas com características naturais igualmente semelhantes. A rigor, em função da variabilidade das características naturais locais e das particularidades dos fatores que influenciam na qualidade das águas, a igualdade entre bacias é inexistente restando a possibilidade da estimativa do grau de semelhança ou similaridade. BELTRAME (1994) e

CHRISTOFOLETTI (1980) indicam os principais fatores naturais que podem causar degradação física em bacias hidrográficas e, por conseguinte, alterações na qualidade das suas águas (Figura 6.3).



**Figura 6.3 – Fatores Naturais Capazes de Influir na Qualidade das Águas em um Geossistema**

(Fonte: CHRISTOFOLETTI, 1980)

O clima de uma região é o resultado do comportamento regular da rítmica e contínua sucessão de tempos atmosféricos ou meteorológicos que transitam sobre sua superfície por um longo período de tempo. MENEGAT (1998) observa que o “tempo atmosférico” é a síntese das condições momentâneas e transitórias dos elementos climáticos, tais como Temperatura e Umidade do Ar, Pressão Atmosférica, Direção e Velocidade do Vento e Precipitação, entre outros. O clima de Porto Alegre é classificado, segundo W. Koeppen, como sendo subtropical úmido (Cfa), por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superiores a 22° C e apresentar chuvas bem distribuídas ao longo do ano (MENEGAT, 1998). Os elementos meteorológicos utilizados para o estabelecimento do clima da cidade de Porto Alegre (Tabela 6.4) foram analisados através de séries de longo prazo (1912 a 1997) coletados no 8° Distrito de Meteorologia.

Tricart e Cailleux *apud* CHRISTOFOLETTI (1980) apresentaram uma classificação dos fenômenos ambientais em oito grandezas, como uma função da escala temporal e espacial a ser considerada (Tabela 6.5). Nesta categorização, as variáveis climáticas definidoras do clima regional de Porto Alegre enquadram-se na Terceira Grandeza, cuja escala analítica

espacial está na ordem de centenas de quilômetros. A proximidade entre as bacias hidrográficas escolhidas para este estudo, que apresentam um afastamento máximo de 15 km entre dois pontos quaisquer de suas áreas de drenagem permite apenas considerar que os elementos climáticos sejam homogêneos, e portanto, semelhantes para as bacias estudadas.

**Tabela 6.4 – Elementos Climáticos em Porto Alegre**

ELEMENTOS CLIMÁTICOS	VALORES MÉDIOS
Temperatura média do ar	19,4 C
Temperatura máxima média do ar	24,9 C
Temperatura mínima média do ar	15,2 C
Temperatura máxima absoluta anual média do ar	37,8 C
Temperatura mínima absoluta anual média do ar	1,4 C
Umidade relativa média do ar	76 %
Insolação anual (duração )	2.310 h
Precipitação anual média	1.324 mm
Número de dias anual médio	135 d

(Fonte: MENEGAT, 1998)

**Tabela 6.5 – Classificação dos Fenômenos Climáticos**

GRANDEZAS	DESCRIÇÃO
Primeira	Categoria das grandes zonas climáticas. Unidades da grandeza espacial de $10^7$ km <sup>2</sup>
Segunda	Categoria representada pelos grandes tipos de clima. Unidades da grandeza espacial do milhão de km <sup>2</sup> , possuindo cerca de 1000 km de extensão ao longo do seu eixo
Terceira	Categoria correspondente às nuances nos tipos de clima. Unidade espacial na ordem da dezena de milhar de km <sup>2</sup> e da centena de km no seu eixo maior
Quarta	Categoria dos climas regionais com influência geográfica, sobretudo nas regiões montanhosas. Unidades da grandeza da centena de km <sup>2</sup> e da dezena de km no seu eixo maior
Quinta	Categoria dos climas locais influenciados pela disposição do relevo. Grandeza espacial da ordem da dezena de km <sup>2</sup> e 10 km de comprimento linear
Sexta	Categoria dos mesoclimas diretamente ligados aos ambientes com formas peculiares e dimensões reduzidas a dezenas de metros lineares ou centenas de m <sup>2</sup>
Sétima	Categoria das variações microclimáticas associadas a processos com dimensões reduzidas quando muito ao metro linear ou quadrado
Oitava	Grandezas estabelecidas na ordem do milímetro, não ocorrendo associação com elementos climáticos

(Fonte: modificado de Tricart e Cailleux *apud* CHRISTOFOLETTI, 1980)

STAFFORD *et al.* (1994) observam, entretanto, que estes fenômenos podem parecer homogêneos em uma determinada escala espacial mais ampla, e heterogêneos em outra menor em razão da variabilidade das condições locais. Assim, para sua consideração, deve-se escolher áreas em escalas geográficas que permitam a estes fenômenos ser tão homogêneos quanto possível.

As variações climáticas influenciadas pela disposição do relevo e pelas características ambientais locais em cada bacia estudada não foram levantadas por ocasião do monitoramento da qualidade das águas superficiais, impossibilitando a confirmação da hipótese da variabilidade do clima local nas bacias consideradas. O seu reduzido tamanho, entretanto, permite supor sua homogeneidade.

Em relação ao relevo, a Tabela 6.6 apresenta as características morfométricas das bacias hidrográficas urbanas selecionadas para o estudo, bem como das áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais escolhidos para o monitoramento de variáveis da qualidade de suas águas

**Tabela 6.6 - Características Morfométricas das Bacias Hidrográficas e das Áreas de Drenagem Contribuintes aos Pontos Amostrais**

VARIÁVEL	UNIDADE	CONDOR		CAPIVARA			MOINHO		MÃE D'ÁGUA	
		CO1	FOZ	CP1	CP2	FOZ	MN1	FOZ	MD1	FOZ
<b>ÁREA DE DRENAGEM</b>										
Área Total	(km <sup>2</sup> )	1,17	4,22	4,50	9,83	13,48	3,69	4,93	1,35	2,95
Perímetro	(km)	3,90	11,80	7,60	12,50	16,30	7,70	11,20	4,50	9,50
Comprimento Axial	(km)	1,40	3,50	2,00	3,60	4,60	2,60	3,60	1,70	2,50
<b>FORMA DA BACIA</b>										
Coef. de Compacidade	(-)	1,01	1,61	1,01	1,12	1,24	1,13	1,41	1,08	1,55
Fator de Forma	(-)	0,93	0,32	1,04	0,77	0,55	0,60	0,40	0,81	0,34
<b>RELEVO</b>										
Declividade Média	(m/m)	0,402	0,174	0,153	0,131	0,113	0,295	0,197	0,138	0,138
Declividade Mediana	(m/m)	0,210	0,188	0,153	0,147	0,137	0,322	0,195	0,149	0,155
<b>SISTEMA DE DRENAGEM</b>										
Comp.Total Curso d'Água	(km)	3,10	15,20	4,50	6,30	8,20	11,90	17,60	2,40	11,40
Comp. Talvegue Principal	(km)	1,20	4,20	1,70	3,50	4,93	2,60	3,10	1,40	3,40
Ordem Cursos d'Água	(-)	3,00	4,00	2,00	3,00	3,00	4,00	4,00	2,00	3,00
Densidade de Drenagem	(km/km <sup>2</sup> )	2,65	3,60	1,00	0,64	0,61	3,22	3,57	1,78	3,86
Ext.Média Escoam.Superf.	(m)	94,40	69,40	250,00	390,0	411,0	77,50	70,00	140,60	64,70
Sinuosidade	(-)	1,34	1,74	1,15	1,16	1,24	1,13	1,10	1,23	1,84
<b>PONTOS DE CONTROLE</b>										
Ponto Amostral		<b>CO1</b>		<b>CP1</b>		<b>CP2</b>		<b>MN1</b>		<b>MD1</b>
Latitude	(°)	S30°04'50,6"		S30°07'43,9"		S30°08'01,6"		S30°04'05,1"		S30°04'25,6"
Longitude	(°)	W51°08'54,8"		W51°12'13,0"		W51°13'07,2"		W51°10'20,9"		W51°06'11,2"
Altitude	(m a.n.m)	75		14		5		30		44

. A distinção entre pequenas, médias e grandes bacias hidrográficas será sempre imprecisa e dependente de certo grau de subjetividade. Para RAMIREZ (1988a), as microbacias são definidas como apresentando áreas de drenagem menores que 120 km<sup>2</sup>. PORTO *et al.* (1997) classificam como pequenas aquelas bacias com até 2,5 km<sup>2</sup>, enquanto que as grandes bacias são aquelas com mais de 1000 km<sup>2</sup>. Segundo KOBAYAMA *et al.* (1998), valores entre 1 e 20 km<sup>2</sup> classificam as áreas de estudo como microbacias hidrográficas. As bacias estudadas neste trabalho apresentaram, até a sua foz, áreas de drenagem entre 2,95 km<sup>2</sup> e 13,48 km<sup>2</sup>. Ao considerar-se como área de contribuição apenas aquela situada à montante dos pontos amostrais, estas áreas são ainda menores, variando de 1,35 km<sup>2</sup> a 9,83 km<sup>2</sup>. Por estes critérios, portanto, podem se consideradas como microbacias hidrográficas.

As áreas de drenagem apresentam em geral baixo Coeficiente de Compacidade, variando entre 1,01 e 1,13. Valores mais próximos à unidade implicam em uma forma mais arredondada da bacia indicando maior propensão à cheias significativas. Os Fatores de Forma calculados para as mesmas áreas de drenagem atestam a mesma tendência. Como o Fator de Forma tem uma tendência contrária ao Coeficiente de Compacidade, para maiores valores de um, correspondem menores valores do outro. Os valores observados na Tabela 6.6 para ambos os indicadores da forma da bacia são próximos à unidade, implicando na predominância de áreas de drenagem de forma arredondada.

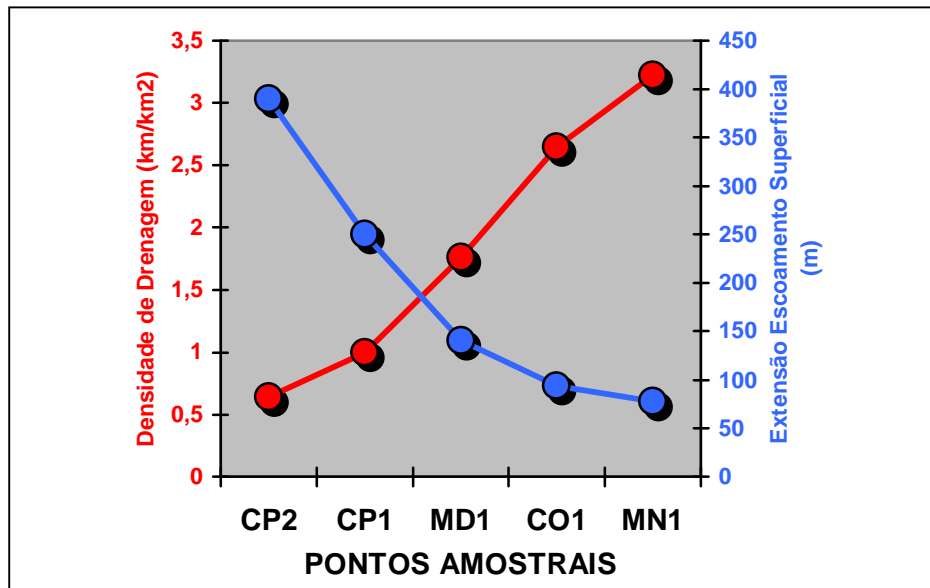
LEMOS e SANTOS (1982) consideram como “Suavemente Onduladas” aquelas áreas de drenagem com declividade média de até 8%, “Ondulada” entre 9 e 20 %, “Fortemente Ondulada” entre 21 e 45 % e “Montanhosa ou Escarpada” acima de 45 %. Por este critério, pode-se dizer que o relevo geral das bacias hidrográficas consideradas é “Ondulado”, apresentando “Forte Ondulação” nas nascentes dos arroios Moinho e Condor. Maiores valores de declividade média estão associados às regiões próximas às cabeceiras dos rios, e quando se considera toda a bacia dos rios estudados, a menor declividade média denota o relevo típico das planícies de inundação nas proximidades da foz.

Os valores de sinuosidade observados são próximos à unidade, indicando córregos não ou pouco sinuosos. Como este é um fator controlador da velocidade do escoamento, espera-se escoamento rápido das águas dos rios para fora da bacia

Para a Densidade de Drenagem observa-se que a bacia do Arroio Moinho apresenta-se bem drenada (3,22 km/km<sup>2</sup> na área desde as nascentes até o ponto MN1) enquanto que o



Arroio Capivara apresenta a menor condição de drenagem ( $1,00 \text{ km/km}^2$  das nascentes até o ponto CP1 e  $0,64$  até o ponto CP2). Entre estes extremos situam-se os arroios Condor ( $2,65 \text{ km/km}^2$ ) e Mãe d'Água ( $1,78 \text{ km/km}^2$ ). A Figura 6.4 mostra a relação entre os valores da Densidade de Drenagem e da Extensão Média do Escoamento Superficial. Bacias mais bem drenadas apresentam menor percurso das águas sobre o solo antes de chegar aos cursos d'água.



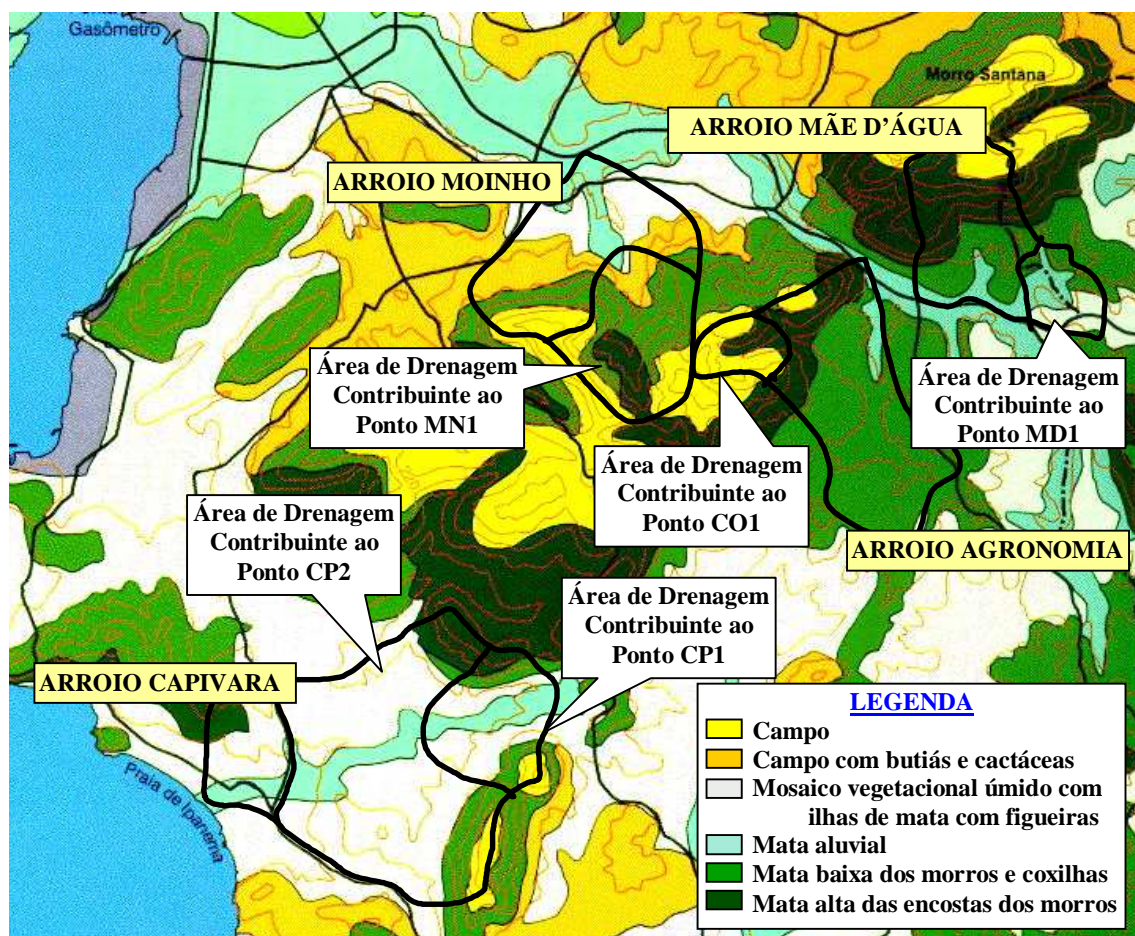
**Figura 6.4 - Relação Entre Densidade de Drenagem e Extensão Média do Escoamento Superficial nas Sub-bacias Monitoradas**

A Ordem do rio mostra a extensão da ramificação do corpo d'água na bacia. Para VILLELA e MATTOS (1975), rios pouco ramificados são de Primeira ou Segunda Ordem enquanto que os bem ramificados apresentam Ordem superior a 4. Os valores obtidos para os sistemas de drenagem das bacias monitoradas situam-se entre a Segunda e a Quarta Ordens (baixo a médio grau de ramificação). O Arroio Moinho apresenta suas nascentes em uma região de topografia íngreme com um significativo número de pequenos tributários, e por esta razão apresentou Ordem 4 (o maior grau de ramificação dentre as bacias). O mesmo ocorre com a bacia hidrográfica do Arroio Agronomia, na qual o Arroio Condor é um tributário secundário, e cujas nascentes apresentam Ordem 3. O trecho do Arroio Mãe d'Água escolhido, em razão da maior suavidade do relevo, é pouco ramificado e apresenta Ordem 2. A bacia do Arroio Capivaras é igualmente pouco ramificada, classificada como de Segunda Ordem no seu trecho das nascentes até o ponto amostral CP1, e Terceira Ordem até o ponto

amostral CP2. Para todas as bacias, observa-se a tendência de aumento da ordem dos cursos d'água das nascentes para a foz.

De modo geral, pode-se definir as bacias escolhidas como microbacias urbanas de pequeno porte e relevo ondulado, apresentando maiores pendentes próximo às nascentes e planícies de inundação próximas à foz, dotadas de sistemas de drenagem pouco ramificados, não sinuosos e com alguma propensão à cheias significativas. Entretanto, os dados constantes na Tabela 6.6 mostram algumas variabilidades em relação às condições morfométricas médias do relevo das áreas consideradas.

Outro fator que pode ser apontado como fonte de variabilidade nos resultados de qualidade das águas, baseia-se na vegetação. Com base nos mapas de vegetação natural atual, de solos, de geomorfologia e geológico, MENEGAT (1998) apresenta uma reconstituição da vegetação natural potencial da região de Porto Alegre indicando a provável formação florística da região se não houvesse a ocupação antrópica (Figura 6.5).



**Figura 6.5 – Mapa de Cobertura Florestal Potencial na Região de Porto Alegre**  
(Fonte: MENEGAT,1998)

A vegetação, dependendo da sua densidade, extensão e composição florística tem a capacidade de alterar o ciclo hidrológico, retardando a movimentação da água em direção aos cursos d'água através de processos de interceptação, infiltração, absorção, transpiração e percolação. Pode amortecer com maior ou menor eficiência o impacto das águas da chuva sobre o solo, regular o escoamento das águas superficiais e a infiltração, favorecendo a recarga dos aquíferos, entre outras (CASTRO *et al.*, 1983).

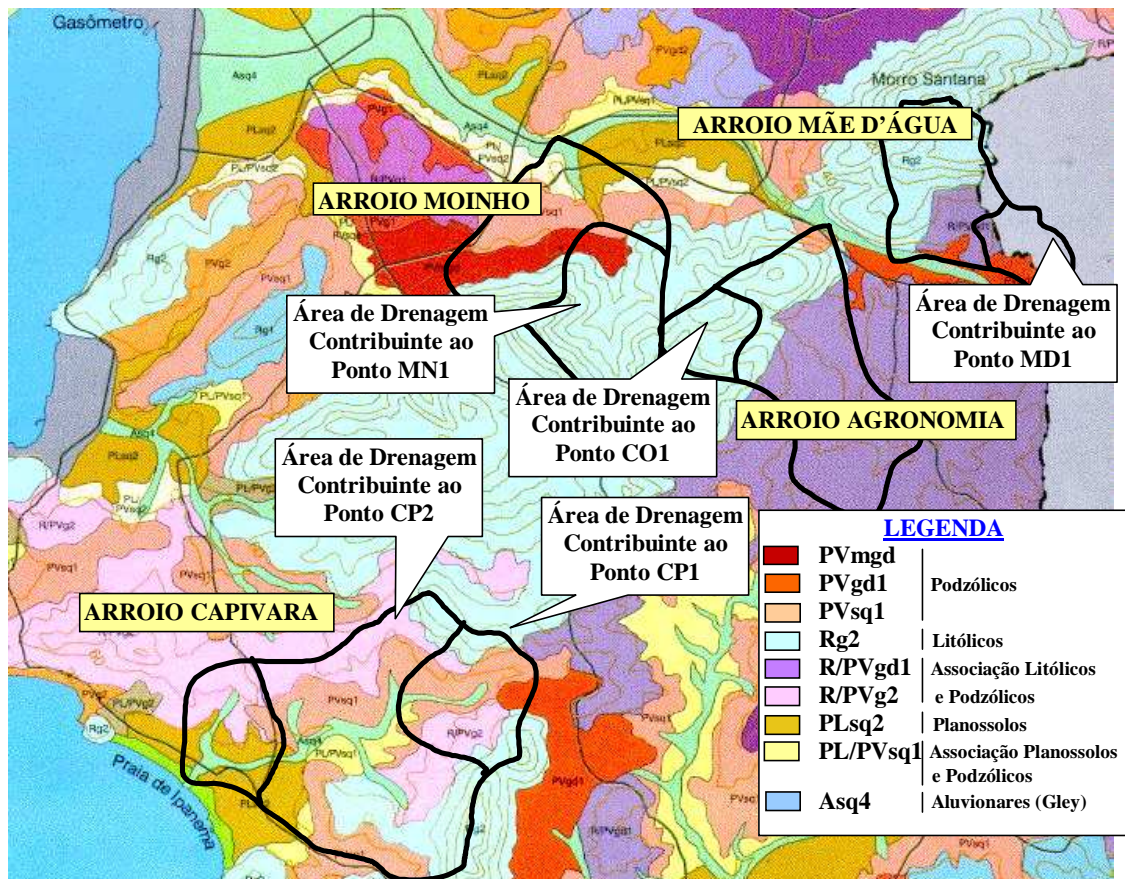
Do ponto de vista da vegetação potencial, os campos ocupam uma região restrita aos topos dos morros, acima de 200 metros de altitude. O clima de influência glacial, seco e frio, propiciou o estabelecimento e domínio de uma vegetação herbácea, do tipo estepe, dominada por formas de gramíneas. As matas altas das encostas dos morros são consideradas as mais densas e mais altas de todas, representando o clímax florestal para a região de Porto Alegre. A mata baixa dos morros e coxilhas é uma formação de porte mais baixo e recente, e ainda encontra-se em desenvolvimento, com a possibilidade de avançar sobre os campos secos e campos com butiás, que são formações mais antigas. A mata aluvial domina as margens dos cursos d'água mas apresenta limites difusos em razão da interpenetração com outros tipos florestais (MENEGAT, 1998).

As áreas de drenagem selecionadas apresentam visíveis diferenças em termos de formações vegetais. As áreas contribuintes aos pontos CO1 e MN1 apresentam-se em encostas voltadas para o Norte, mais ensolaradas, menos úmidas e de porte mais baixo. Na Figura 6.5 observa-se que a umidade existente nas encostas voltadas para o Sul propicia uma intemperização mais rápida da rocha, principalmente nas encostas e nos vales mais sombreados. Já as áreas contribuintes aos pontos CP1 e CP2 no arroio Capivara apresentam a predominância de formações típicas de regiões baixas de terraços fluviais ou lagunares, com alguma mata de porte ocupando as regiões mais altas.

Como último fator a ser considerado, o surgimento dos solos está diretamente relacionado ao intemperismo das rochas da superfície terrestre provocado pela ação integrada de fatores meteorológicos, organismos vivos da flora e fauna, materiais de origem (rochas e depósitos sedimentares) e do relevo. O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos usado por Moura e Rueda *apud* MENEGAT (1998) para elaborar o mapa geotécnico dos solos no município de Porto Alegre (Figura 6.6) baseia-se em parâmetros como a ocorrência e características dos horizontes bem como de volumes, cujo reconhecimento dá-se em função da sua espessura, do conteúdo de matéria orgânica, da quantidade de soluções básicas



presentes além da textura e estrutura dos materiais componentes (areia, argila e colóides), todos com algum potencial de influir na qualidade das águas dos rios.



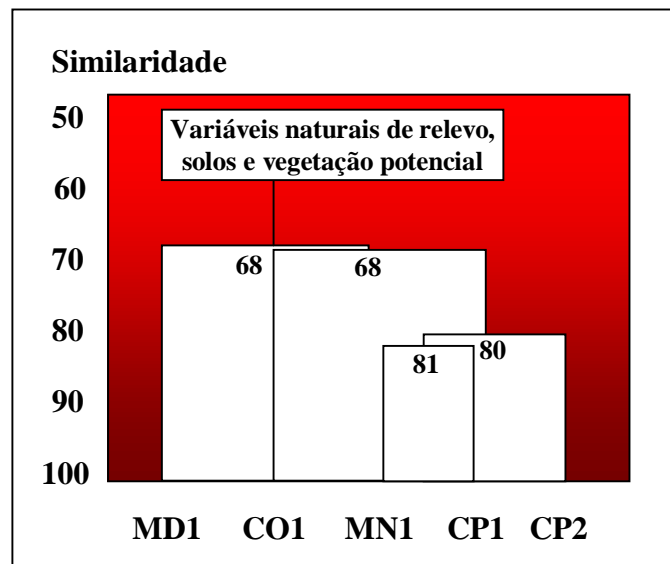
**Figura 6.6 – Mapa Geotécnico de Solos da Região de Porto Alegre**

(Fonte: MENEGAT, 1998)

Na região de Porto Alegre predominam, nas terras altas formadas por coxilhas e morros, os solos originados em condições de boa drenagem, denominados de não hidromórficos, entre os quais os podzólicos e litólicos. Nas terras baixas, formadas pelos terraços lacustres e fluviais condicionados pela presença de água, originaram-se os solos hidromórficos destacando-se os planossolos e os solos glei. Comumente estes tipos de solos ocorrem associados: os litólicos e podzólicos principalmente nas encostas dos morros, e os planossolos e os solos glei em áreas planas em que há pequenas variações no relevo e nas condições de drenagem. Nesses casos, são denominados associações de classes, indicando que não há predominância de um sobre outro.

As áreas de drenagem dos pontos CO1 e MN1 apresentam clara predominância de solos litólicos, enquanto que para o ponto MD1, predomina uma associação de solos podzólicos e litólicos. Os pontos amostrais da bacia do Capivara (CP1 e CP2) apresentam áreas de drenagem de solos mais variados, apresentando uma relação mais equilibrada entre solos podzólicos, litólicos e associações entre podzólicos e litólicos. Os planossolos ocorrem na bacia do Capivara apenas próximo à sua foz.

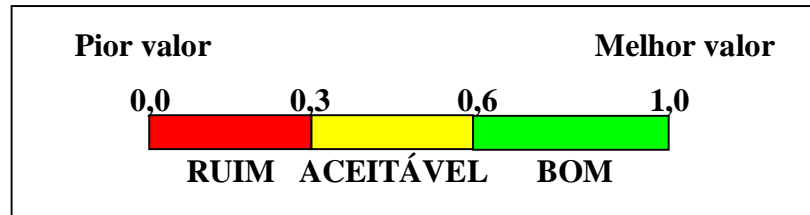
O Dendrograma de Similaridade (Figura 6.7) obtido quando se consideram os fatores do relevo, solos e vegetação da Tabela 6.1 mostra uma razoável similaridade entre todas as áreas de drenagem (68%), sendo que o grupo formado pelos pontos MD1, CP1 e CP2 são os que mais se assemelham entre si (similaridade maior que 80%).



**Figura 6.7 - Dendrograma de Similaridade Conjunto dos Fatores Naturais**

UNESCO (1987) especifica uma escala normalizada (entre zero e a unidade) para avaliações ecológicas e sócio-econômicas integradas. Nesta escala, estabelece-se o pior e o melhor valor possível para a variável que se quer medir, igualando-os a zero e a unidade, respectivamente. Para testar a proximidade de um valor intermediário da condição ideal para a variável, a escala foi dividida em três regiões cujos limites se encontram sobre os valores 0,3 e 0,6 (Figura 6.8).

RAMIREZ (1988) estabelece uma escala normalizada de semelhança entre fatores ambientais baseada em cinco classes (Tabela 6.7), adotada por BELTRAME (1994) para diagnósticos do meio físico de bacias hidrográficas.



**Figura 6.8 – Limites de Aproximação ao Melhor Valor**  
(Fonte: UNESCO, 1987)

**Tabela 6.7 – Níveis de Semelhança de Condições Ambientais**

<b>GRAU DE SEMELHANÇA</b>	<b>NÍVEIS</b>
1 – 20 %	Nenhuma semelhança
21 – 40 %	Baixa semelhança
41 – 60 %	Medianamente semelhante
61 – 80 %	Semelhante
81 – 100 %	Altamente semelhante

(Fonte: RAMIREZ, 1988)

Pelo critério da Tabela 6.7, as áreas de drenagem contribuintes aos pontos CO1, MN1, MD1, CP1 e CP2 são SEMELHANTES para as variáveis de relevo, solos e vegetação (índice de similaridade de 68 %), e as populações assentadas nas áreas de drenagem consideradas são também classificadas como SEMELHANTES para as variáveis sócio-econômicas de condição da moradia, saneamento básico, renda e educação (similaridade de 69 %). Os resultados mostram que há diferenças morfométricas, pedológicas e de vegetação, além de características sócio-econômicas da população entre as áreas selecionadas, mas que os índices de similaridade obtidos apresentaram razoável semelhança. Com isso, espera-se que as diferenças encontradas na qualidade das águas monitorada nos pontos amostrais CO1, CP1, CP2, MN1 e MD1, sejam creditadas principalmente à intensidade da ocupação urbana das bacias monitoradas.

### **6.3. Relação Entre Ocupação Urbana e Variáveis Físico-químicas da Qualidade das Águas de Rios Urbanos**

A Tabela 6.8 apresenta as séries de dados físico-químicos obtidos para os Arroios Condor (Ponto CO1), Capivara (Pontos CP1 e CP2), Moinho (Ponto MN1) e Mãe d'Água (Ponto MD1), através das características da curva de permanência dos valores monitorados nos vários pontos amostrais. Estas características são aqui externalizadas pelos seguintes quantís:

- a) **P0,05 (5 percentil)**: concentração abaixo da qual se encontram 5% dos valores da série ordenada de dados;
- b) **P0,25 (25 percentil ou primeiro quartil)** : concentração abaixo da qual se encontram 25% dos valores da série ordenada de dados;
- c) **P0,50 (mediana ou segundo quartil)**: concentração abaixo da qual se encontram 50% dos valores da série ordenada de dados;
- d) **P0,75 (75 percentil ou terceiro quartil)**: concentração abaixo da qual se encontram 75% dos valores da série ordenada de dados;
- e) **P0,95 ou 95 percentil**: concentração abaixo da qual se encontram 95% dos valores da série ordenada de dados.

**Tabela 6.8 – Valores dos Quantis P0,05, P0,25, P0,50, P0,75 e P0,95 Referentes às Séries Temporais de Dados Monitorados**

VARIÁVEIS	QUANTIS	R.M. PORTO ALEGRE				
		CO1	CP1	CP2	MN1	MD1
Temperatura da Amostra (C)	<b>P0,05</b>	10,66	11,66	12,37	13,21	14,12
	<b>P0,25</b>	14,13	16,13	16,51	16,47	17,05
	<b>P0,50</b>	15,21	17,17	17,44	18,20	18,80
	<b>P0,75</b>	17,96	21,07	21,81	22,03	21,54
	<b>P0,95</b>	19,48	22,24	23,44	23,36	23,70
Condutividade (mS/cm)	<b>P0,05</b>	0,030	0,160	0,210	0,266	0,369
	<b>P0,25</b>	0,037	0,180	0,270	0,330	0,405
	<b>P0,50</b>	0,040	0,213	0,330	0,359	0,455
	<b>P0,75</b>	0,050	0,300	0,350	0,408	0,548
	<b>P0,95</b>	0,080	0,413	0,638	0,655	0,880
Salinidade (%)	<b>P0,05</b>	0,00	0,10	0,10	0,17	0,17
	<b>P0,25</b>	0,00	0,10	0,20	0,20	0,30
	<b>P0,50</b>	0,00	0,20	0,20	0,20	0,30
	<b>P0,75</b>	0,00	0,20	0,25	0,30	0,35
	<b>P0,95</b>	0,10	0,20	0,40	0,40	0,53
pH (-)	<b>P0,05</b>	5,83	6,45	6,62	6,47	6,38
	<b>P0,25</b>	6,19	6,68	6,78	6,98	6,98
	<b>P0,50</b>	6,45	6,82	7,04	7,15	7,13
	<b>P0,75</b>	6,85	7,05	7,13	7,26	7,24
	<b>P0,95</b>	7,49	7,45	7,31	7,56	7,48
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	<b>P0,05</b>	6,11	0,88	0,50	1,94	1,31
	<b>P0,25</b>	8,58	2,58	1,01	2,79	2,25
	<b>P0,50</b>	9,67	4,84	1,74	4,86	3,25
	<b>P0,75</b>	10,07	6,66	5,10	6,64	4,85
	<b>P0,95</b>	11,23	8,89	7,29	9,86	8,40
Saturação de Oxigênio (%)	<b>P0,05</b>	54,74	23,12	11,32	20,92	24,06
	<b>P0,25</b>	84,00	47,90	18,20	36,40	30,80
	<b>P0,50</b>	99,50	51,80	50,70	52,70	42,30
	<b>P0,75</b>	102,20	70,10	66,40	74,10	58,70
	<b>P0,95</b>	116,86	103,66	94,72	93,62	80,78

**Tabela 6.8 – Valores dos Quantis P0,05, P0,25, P0,50, P0,75 e P0,95 Referentes às Séries Temporais de Dados Monitorados (Continuação)**

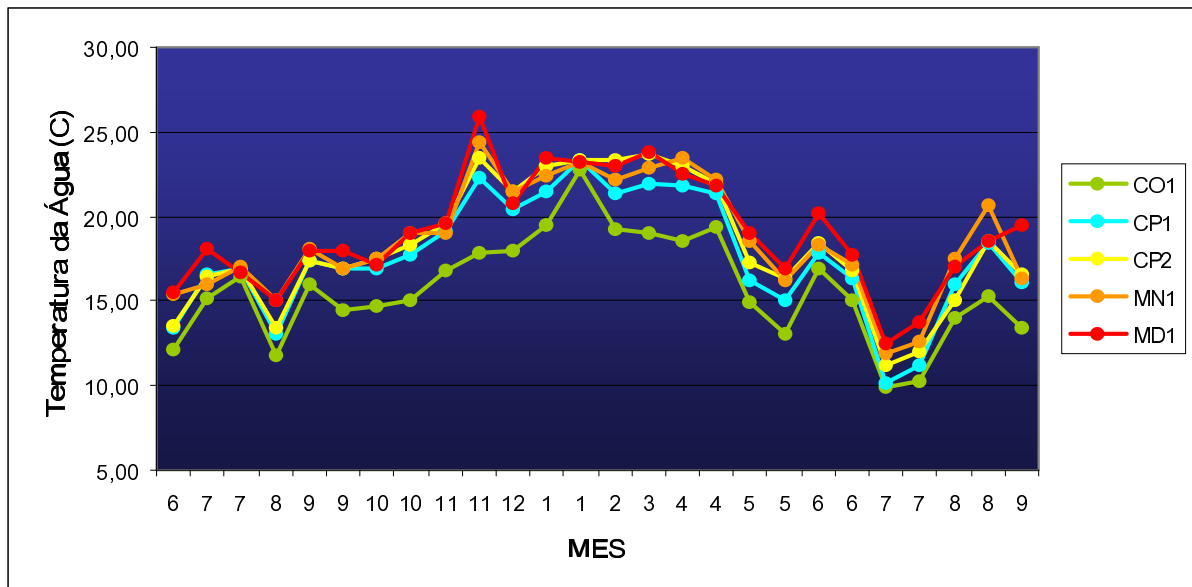
VARIÁVEIS	QUANTIS	R.M. PORTO ALEGRE				
		CO1	CP1	CP2	MN1	MD1
Potencial de Oxiredução (mV)	P0,05	178,17	82,68	75,57	111,23	-24,01
	P0,25	279,90	174,15	134,40	191,35	48,28
	P0,50	314,90	252,50	232,20	280,30	165,75
	P0,75	362,00	291,85	305,33	314,00	286,00
	P0,95	420,61	380,96	358,60	351,61	372,42
Turbidez (UT)	P0,05	1,0	19,0	32,0	19,0	44,0
	P0,25	3,0	29,0	50,0	60,0	52,0
	P0,50	6,0	41,0	66,0	85,0	63,0
	P0,75	13,0	49,0	95,0	110,0	80,0
	P0,95	22,0	192,0	149,0	198,0	116,0
Sílica (mg/l)	P0,05	9,2	8,9	9,2	9,7	12,1
	P0,25	9,8	9,8	10,2	10,4	13,6
	P0,50	11,3	10,4	10,6	11,0	14,0
	P0,75	12,0	11,1	11,3	11,4	15,1
	P0,95	14,0	13,7	12,0	12,2	16,1
DBO 5 dias (mg/l)	P0,05	0,0	4,8	21,5	28,5	30,0
	P0,25	0,1	11,0	41,0	42,5	45,0
	P0,50	0,2	16,0	54,0	50,0	56,5
	P0,75	0,7	24,5	74,2	59,5	75,8
	P0,95	1,5	37,0	103,8	75,0	87,0
DQO (mg/l)	P0,05	1,6	20,0	53,0	67,3	71,3
	P0,25	3,9	34,0	72,0	85,6	92,2
	P0,50	6,9	40,0	93,0	112,0	121,0
	P0,75	16,8	53,0	139,0	140,0	133,0
	P0,95	41,2	92,0	202,8	226,0	155,5
NTK (mg/l)	P0,05	0,01	2,97	4,05	10,23	13,75
	P0,25	0,02	5,30	13,24	17,75	20,89
	P0,50	0,21	9,57	20,00	22,07	26,06
	P0,75	0,88	11,66	26,30	26,47	29,11
	P0,95	1,77	21,82	36,51	28,93	32,13
N amoniacal (mg/l)	P0,05	0,01	2,58	2,78	5,30	6,88
	P0,25	0,02	3,43	9,93	10,45	14,43
	P0,50	0,03	6,25	13,70	15,75	19,60
	P0,75	0,05	9,53	19,50	18,85	21,60
	P0,95	0,22	16,85	24,88	22,98	24,13
N orgânico (mg/l)	P0,05	0,13	0,15	1,10	1,73	1,63
	P0,25	0,48	0,50	2,57	3,70	3,80
	P0,50	0,81	2,10	4,86	6,84	5,90
	P0,75	1,16	3,79	7,63	8,42	9,80
	P0,95	2,73	7,11	15,18	11,61	17,42
N nitrato (mg/l)	P0,05	1,15	0,73	0,63	0,66	0,60
	P0,25	1,29	1,13	0,65	0,94	0,77
	P0,50	1,42	3,94	1,69	3,30	0,92
	P0,75	1,72	6,20	3,20	5,10	1,30
	P0,95	2,21	6,85	5,25	8,62	2,84
Fósforo Total (mg/l)	P0,05	0,013	0,443	0,933	1,420	1,208
	P0,25	0,020	0,680	1,645	2,140	2,260
	P0,50	0,040	0,950	2,380	2,595	3,260
	P0,75	0,068	1,325	3,798	3,103	3,803
	P0,95	0,175	2,728	4,733	4,468	4,508



**Tabela 6.8 – Valores dos Quantis P0,05, P0,25, P0,50, P0,75 e P0,95 Referentes às Séries Temporais de Dados Monitorados (Continuação)**

VARIÁVEIS	QUANTIS	R.M. PORTO ALEGRE				
		CO1	CP1	CP2	MN1	MD1
Fósforo Reativo Total (mg/l)	P0,05	0,010	0,414	0,844	0,857	1,064
	P0,25	0,010	0,500	1,260	1,448	1,850
	P0,50	0,020	0,890	1,740	1,920	2,360
	P0,75	0,033	0,970	2,890	2,175	2,748
	P0,95	0,067	2,218	3,556	2,528	3,461
Fósforo Reativo Dissolvido (mg/l)	P0,05		0,305	0,332	0,594	0,298
	P0,25		0,360	0,690	1,198	0,868
	P0,50		0,470	1,100	1,765	1,210
	P0,75		0,705	1,930	2,035	1,658
	P0,95		1,892	3,454	2,429	2,043
Sólidos Totais (mg/l)	P0,05	46,5	143,2	179,0	200,2	252,8
	P0,25	64,0	160,0	217,0	247,0	288,0
	P0,50	79,0	177,0	250,0	282,0	324,0
	P0,75	93,0	240,5	285,0	316,0	358,0
	P0,95	155,4	408,0	374,0	427,8	489,2
Sólidos Totais Fixos (mg/l)	P0,05	9,4	84,2	107,0	110,6	131,8
	P0,25	34,0	111,0	130,0	160,0	185,0
	P0,50	45,0	133,0	160,0	176,0	225,0
	P0,75	64,0	147,0	185,0	209,0	237,0
	P0,95	84,2	248,0	214,2	242,6	313,6
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)	P0,05	5,0	19,8	57,6	69,6	69,0
	P0,25	20,0	42,0	79,0	84,0	82,0
	P0,50	30,0	61,0	88,0	102,0	102,0
	P0,75	49,5	97,0	111,0	116,0	135,0
	P0,95	126,8	119,0	195,6	162,8	197,0
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	P0,05	2,1	13,2	26,0	22,8	23,4
	P0,25	5,5	24,0	35,0	32,0	42,0
	P0,50	9,5	28,0	48,0	51,0	58,0
	P0,75	25,0	43,0	57,0	83,0	68,0
	P0,95	43,6	63,0	107,2	98,8	148,6
Sólidos Suspensos Fixos (mg/l)	P0,05	1,0	3,4	9,0	3,0	2,0
	P0,25	2,5	11,0	13,0	5,0	13,0
	P0,50	4,0	17,5	16,0	20,0	24,0
	P0,75	8,8	26,0	28,0	34,0	38,0
	P0,95	31,7	46,0	39,0	43,8	99,8
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)	P0,05	1,0	2,0	14,4	6,2	8,4
	P0,25	3,0	6,0	20,0	23,0	22,0
	P0,50	4,0	11,0	29,0	35,0	33,0
	P0,75	11,5	21,0	37,0	43,0	43,0
	P0,95	30,2	31,8	56,4	60,2	52,8
Sólidos Dissolvidos Totais – Sonda (mg/l)	P0,05	20,0	127,0	144,0	168,0	229,0
	P0,25	30,0	150,0	225,0	275,0	350,0
	P0,50	40,0	200,0	250,0	300,0	410,0
	P0,75	55,0	260,0	300,0	400,0	490,0
	P0,95	63,0	306,0	495,0	519,0	668,0
Zinco (mg/l)	P0,05	0,02	0,03	0,04	0,04	0,03
	P0,25	0,04	0,05	0,06	0,07	0,05
	P0,50	0,08	0,09	0,09	0,10	0,11
	P0,75	0,10	0,12	0,13	0,15	0,13
	P0,95	0,10	0,17	0,16	0,17	0,16

Vários autores, entre os quais PATRICK (1975) e SCHUELER e HERSON-JONES (1995), descrevem o aumento da temperatura das águas dos rios como consequência da urbanização. Este efeito também foi observado nas bacias hidrográficas monitoradas. A Figura 6.9 apresenta as séries temporais dos dados de Temperatura da água no momento da coleta das amostras, deixando clara a tendência de aquecimento das águas dos mananciais em relação ao Arroio Condor (Ponto CO1), considerado como referencial. Os segmentos de reta interligando os pontos foram adicionados apenas para realçar este efeito. O gráfico mostra também que os maiores desvios são obtidos para os pontos amostrais situados em bacias hidrográficas com maior densidade de ocupação urbana.



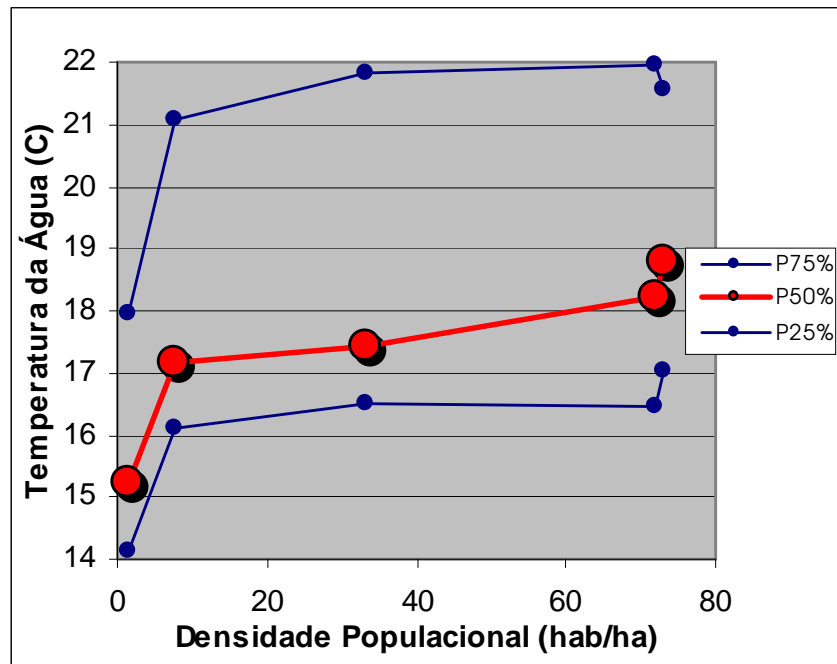
**Figura 6.9 – Variação Temporal da Temperatura da Água nos Pontos Amostrais**

Estatisticamente, aplicando-se o Teste  $F$  ( $\alpha = 0,05$ ) para testar a semelhança das variâncias da Temperatura entre dois pontos amostrais quaisquer, apenas as séries de dados obtidas nos pontos amostrais CP1 e CP2 (ambas na Bacia do Rio Capivara), demonstraram ser semelhantes. Todas as demais combinações resultaram em variâncias diferentes. Conhecendo-se a semelhança entre as variâncias, aplicou-se o Teste  $t$  ( $\alpha = 0,05$ ) para testar a semelhança das médias. Os resultados mostraram diferenças apenas entre a média do ponto amostral CO1 e as demais. As médias de Temperatura da água entre os pontos MD1, MO1, CP1 e CP2 resultaram semelhantes (Tabela 6.9).

**Tabela 6.9 – Semelhança Entre a Média e a Variância das Séries Temporais de Dados de Temperatura da Água**

<b>PONTOS AMOSTRAIS</b>	<b>Teste F para Variâncias</b>	<b>Teste t para Médias</b>	<b>Observações</b>
<b>CO1 – MD1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Diferentes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>CO1 – MO1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Diferentes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>CO1 – CP1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Diferentes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>CO1 – CP2</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Diferentes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>MD1 – MO1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>MD1 – CP1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>MD1 – CP2</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>MO1 – CP1</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>MO1 – CP2</b>	<i>Diferentes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias diferentes)
<b>CP1 – CP2</b>	<i>Semelhantes</i>	<i>Semelhantes</i>	Teste <b>F</b> : duas amostras para variância Teste <b>t</b> : duas amostras para média (variâncias semelhantes)

Outro fator a ser considerado é a relação entre o adensamento populacional e a retirada da cobertura florestal, principalmente a riparia, capaz de proporcionar maior sombreamento na galeria dos córregos e, como consequência, de diminuir a temperatura das suas águas. O ponto amostral na bacia do Arroio Agronomia (CO1) apresentou valores de Temperatura mediana pelo menos 2°C inferiores aos demais pontos amostrais (Tabela 6.8) em razão do maior sombreamento deste corpo d'água pela vegetação de galeria, que encobre o curso d'água em praticamente toda a sua extensão desde as nascentes até o ponto amostral. Os demais pontos não sofreram esta interferência de modo tão pronunciado em razão do maior porte dos córregos e do menor sombreamento provocado pela vegetação. A Figura 6.10 apresenta a variação da mediana dos dados de temperatura (P0,50) e o desvio inter-quartilico (P25% e P 75%) com a Densidade Populacional.



**Figura 6.10 – Variação da Temperatura da Água com a Densidade Populacional**

Durante o monitoramento, não foi anotada a Temperatura do ar no instante da coleta. Com isso, não foi possível observar as possíveis variações da Temperatura da água condicionadas pela variação da Temperatura do ar. Sabe-se que esta relação existe pelo comportamento sazonal das séries de dados das Figuras 5.1 e 6.9, onde se tem os maiores registros de Temperatura da água nos meses mais quentes.

A Condutividade Elétrica tem sido regularmente usada como um indicador de contaminação de rios por esgotos domésticos em razão do seu conteúdo de sais minerais. As matrizes das Tabelas 6.10 e 6.11 mostram que a Condutividade e a Salinidade apresentaram maior correlação com variáveis orgânicas típicas da presença de lançamentos de esgotos domésticos (DBO, DQO, Fósforo Total, Fósforo Reativo Total, Nitrogênio Total Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico e Sólidos Totais). Além desses, também apresentou boa correlação com a concentração de Sólidos Totais Fixos.

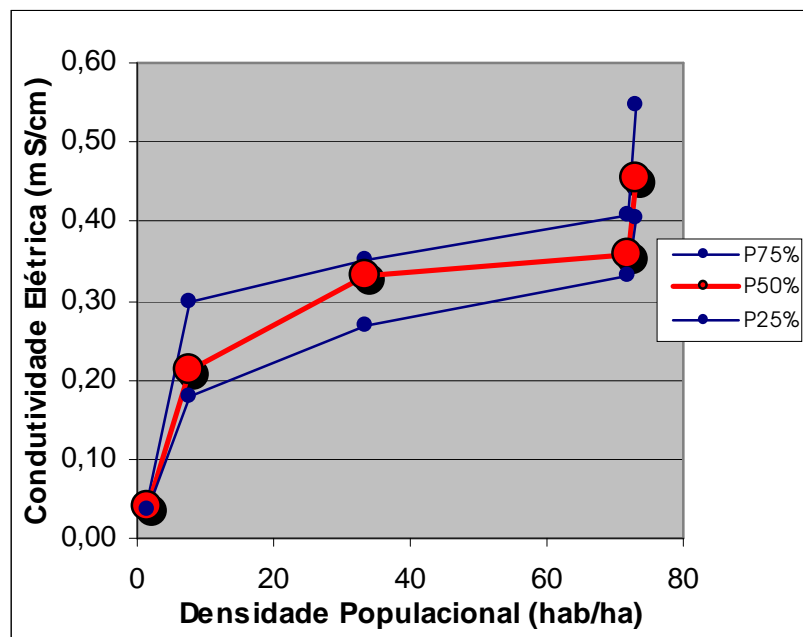
Por se tratar de mananciais de águas doces, estes fatos evidenciam que parte significativa da Condutividade Elétrica das águas provém dos sais minerais presentes nos esgotos domésticos lançados nos rios.

**Tabela 6.10 - Matriz de Correlação das Variáveis Físico-químicas Baseada no Coeficiente de Correlação (r)**

r	TEMP	COND	SAL	Odc	PH	SDTs	OD%	ORP	TURB	DBO	DQO	PTOT	PRT	PRD	Cd	Pb	Cu	Cr	Zn	NTK	NAMO	NORG	NATO	Si	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV					
<b>TEMP</b>	1,000																																		
<b>COND</b>	0,316	1,000																																	
<b>SAL</b>	0,165	0,972	1,000																																
<b>Odc</b>	-0,505	-0,494	-0,453	1,000																															
<b>pH</b>	0,064	0,327	0,423	-0,182	1,000																														
<b>SDTs</b>	0,136	0,986	0,980	-0,420	0,430	1,000																													
<b>OD%</b>	-0,483	-0,481	-0,462	0,981	-0,250	-0,449	1,000																												
<b>ORP</b>	-0,259	-0,323	-0,308	0,532	-0,192	-0,289	0,453	1,000																											
<b>TURB</b>	0,217	0,409	0,341	-0,369	0,048	0,319	-0,296	-0,042	1,000																										
<b>DBO</b>	0,210	0,550	0,645	-0,510	0,271	0,609	-0,599	-0,416	0,374	1,000																									
<b>DQO</b>	0,308	0,582	0,631	-0,529	0,333	0,612	-0,379	-0,319	0,586	0,815	1,000																								
<b>PTOT</b>	0,234	0,644	0,659	-0,645	0,360	0,646	-0,588	-0,504	0,481	0,842	0,874	1,000																							
<b>PRT</b>	0,301	0,705	0,683	-0,658	0,403	0,683	-0,630	-0,462	0,386	0,827	0,819	0,941	1,000																						
<b>PRD</b>	0,298	0,223	0,178	-0,500	0,128	0,128	-0,516	-0,294	0,037	0,569	0,505	0,845	0,868	1,000																					
<b>Cd</b>															1,000																				
<b>Pb</b>	0,759	0,348	0,523	0,952	0,593	0,350	0,954	0,818	0,000	0,000	0,212	-0,413	-0,529	-0,677	1,000																				
<b>Cu</b>	-0,078	-0,283	-0,281	-0,027	-0,085	-0,327	-0,546	-0,770	-0,053	0,018	0,266	0,243	0,354	-0,371		1,000																			
<b>Cr</b>																	1,000																		
<b>Zn</b>	-0,367	-0,043	-0,058	0,055	-0,029	0,035	-0,026	0,073	0,097	0,075	0,048	0,104	0,055	-0,077	-0,041	0,006		1,000																	
<b>NTK</b>	0,289	0,725	0,716	-0,634	0,346	0,694	-0,656	-0,448	0,375	0,742	0,754	0,881	0,907	0,729	-0,878	0,189			1,000																
<b>NAMO</b>	0,318	0,617	0,603	-0,616	0,259	0,573	-0,661	-0,465	0,215	0,721	0,677	0,816	0,880	0,748	-0,861	0,353				1,000															
<b>NORG</b>	0,018	0,533	0,627	-0,234	0,245	0,623	-0,204	-0,143	0,383	0,344	0,487	0,548	0,497	0,278	0,000	-0,313					1,000														
<b>NATO</b>	-0,197	-0,019	-0,041	0,183	0,205	-0,010	0,128	0,238	-0,220	-0,381	-0,182	-0,212	-0,168	-0,320	0,303	-0,634						1,000													
<b>Si</b>	0,183	0,068	-0,161	0,004	-0,008	-0,142	0,198	-0,190	0,206	0,231	0,174	0,198	0,153	-0,143	0,000	0,311							1,000												
<b>ST</b>	0,400	0,555	0,608	-0,485	0,379	0,618	-0,438	-0,443	0,547	0,607	0,627	0,602	0,586	0,014	-0,762	-0,066								1,000											
<b>STF</b>	0,340	0,604	0,602	-0,567	0,286	0,594	-0,488	-0,415	0,656	0,644	0,644	0,658	0,647	0,150	-0,842	-0,155									1,000										
<b>STV</b>	0,326	0,290	0,394	-0,208	0,348	0,431	-0,184	-0,352	0,223	0,311	0,369	0,311	0,290	-0,091	0,174	0,071										1,000									
<b>SST</b>	0,155	0,372	0,275	-0,250	0,068	0,292	-0,138	-0,010	0,473	0,572	0,495	0,427	0,455	0,027	-0,552	-0,342											1,000								
<b>SSF</b>	0,016	0,214	0,143	-0,138	-0,022	0,143	-0,048	0,058	0,430	0,382	0,258	0,217	0,233	-0,159	-0,335	-0,355													1,000						
<b>SSV</b>	0,256	0,395	0,296	-0,260	0,104	0,331	-0,194	-0,119	0,340	0,624	0,565	0,495	0,542	0,252	-0,659	-0,187															1,000				



Pelos resultados apresentados na Figura 6.11, pode-se observar também uma tendência não linear de aumento da Condutividade com a Densidade Populacional. Corrobora para esta relação o fato de que a oferta de sistema de coleta e tratamento de esgotos para a população nas bacias monitoradas é desprezível. Para as áreas de drenagem dos pontos CO1, CP1, MN1 e MD1 a cobertura sanitária com redes de esgotos é inferior a 1%. Apenas para a região contribuinte ao ponto CP2 este índice aumenta para 22% em razão da infra-estrutura sanitária instalada na região mais próxima ao balneário de Ipanema (Tabela 6.3).

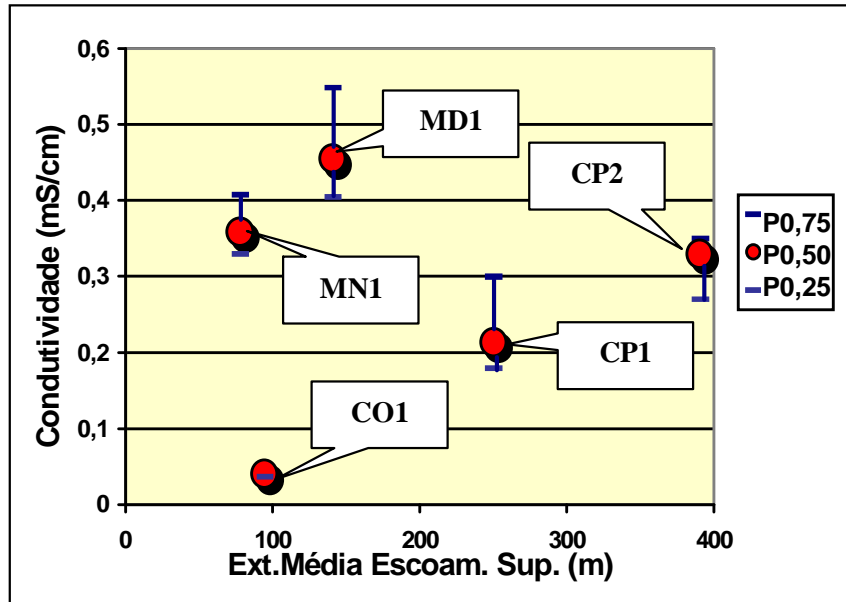


**Figura 6.11 – Variação da Condutividade Elétrica com a Densidade Populacional**

Outros fatores, como a contribuição pluvial e as características do escoamento das águas nos solos das respectivas áreas de drenagem, podem aumentar a Condutividade Elétrica das águas. DE LUCA e VASQUEZ (2000) mostram que os valores da Condutividade das águas de chuva em Porto Alegre variam entre 0,020 e 0,040 mS/cm. O limite máximo coincide aproximadamente com a mediana das leituras no Ponto Amostral CO1, referente à bacia mais preservada (Tabela 6.8). As bacias urbanizadas apresentaram medianas cerca de 10 vezes maiores, entre 0,213 e 0,455 mS/cm.

Da mesma forma, os valores da Extensão Média do Escoamento Superficial (Figura 6.12), que influencia a dissolução de sais minerais através do tempo de contato entre a água e

o solo também, não explicam a variação da Condutividade, reforçando-se a hipótese da sua origem associada ao lançamento de esgotos.



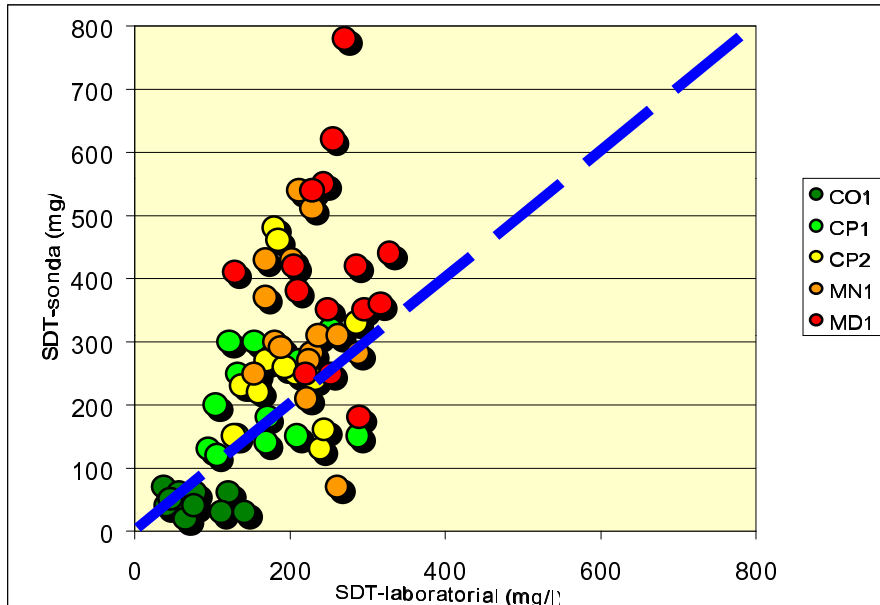
**Figura 6.12 – Relação Entre a Extensão Média do Escoamento Superficial das Áreas de Drenagem com a Condutividade das Águas.**

Para VON SPERLING (2000), a correlação entre a Condutividade de uma água e sua concentração de Sólidos Dissolvidos não é absolutamente direta, já que as águas não constituem soluções simples. Apenas nas regiões onde exista a predominância de um determinado íon na água, esta relação pode ser claramente estabelecida.

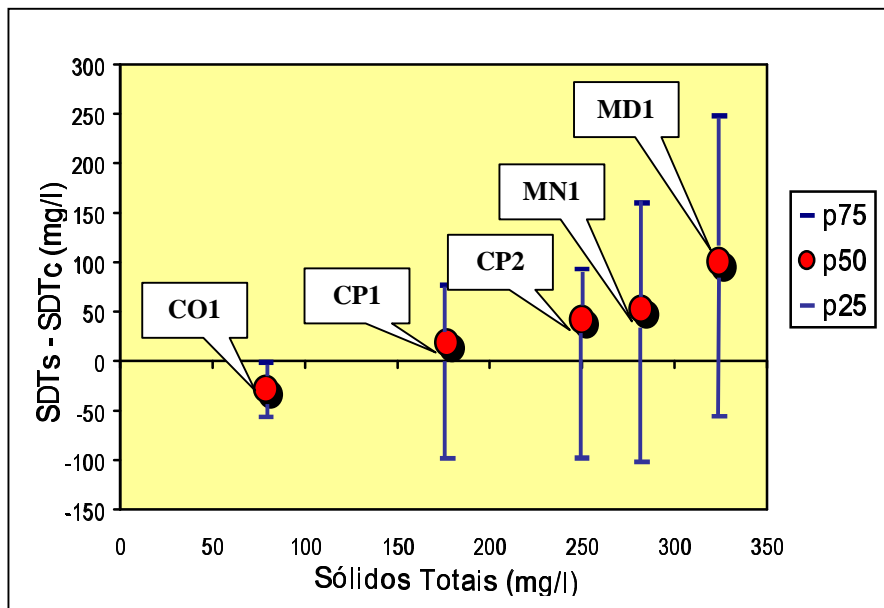
APHA, AWWA e WEF (1995) recomendam, para a determinação dos Sólidos Dissolvidos Totais, o uso da técnica da evaporação e pesagem do filtrado no ensaio de Sólidos Suspensos Totais (procedimento 2540.C). Como as amostras não foram ensaiadas em relação à fração dissolvida, estimou-se sua concentração pelo cálculo da diferença entre os valores de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais. A Figura 6.13 correlaciona esta estimativa com os valores de Sólidos Dissolvidos Totais obtidos no local da coleta através do uso da sonda.

Para concentrações acima de 150 mg/l, a medição através da sonda apresentou a tendência de registrar resultados maiores que os calculados. Os maiores desvios estão relacionados aos pontos amostrais com área de drenagem mais densamente populadas (respectivamente CP2, MN1 e MD1) e cujas amostras apresentaram maior concentração mediana de Sólidos Totais nos córregos (Figura 6.14).





**Figura 6.13 – Correlação Entre Resultados de Sólidos Dissolvidos Totais Obtidos em Determinação Laboratorial e em Leituras em Campo Através de Sonda.**

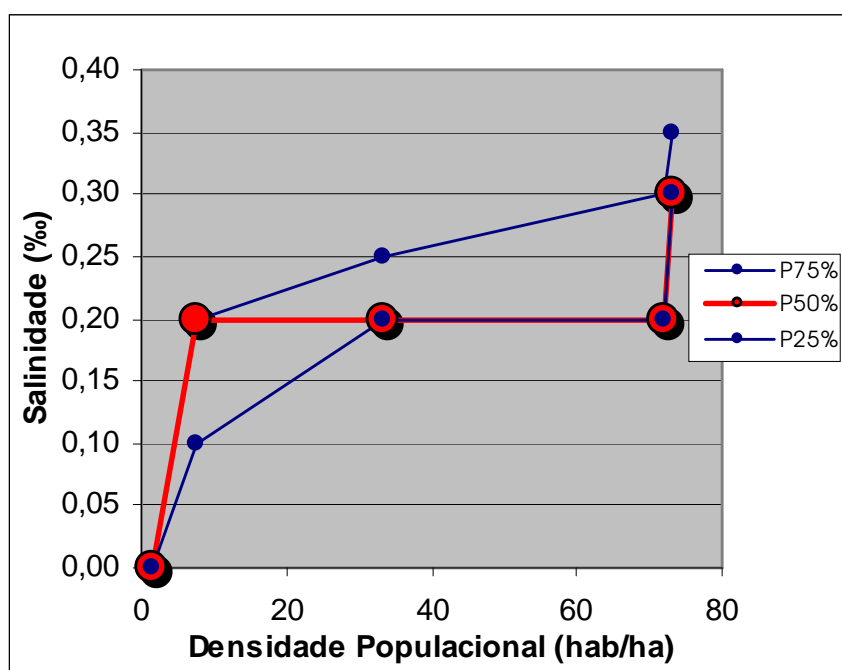


**Figura 6.14 – Desvios Entre os Valores de Sólidos Dissolvidos Totais Obtidos em Leituras Feitas Através de Sonda (SDTs) e Estimados a Partir da Concentração de Sólidos Suspensos Totais (SDTc), com a Concentração Total de Sólidos nas Amostras.**

Este desvio deve-se provavelmente à colmatção das membranas filtrantes usadas no ensaio da determinação dos Sólidos Suspensos Totais. Como resultado do entupimento dos

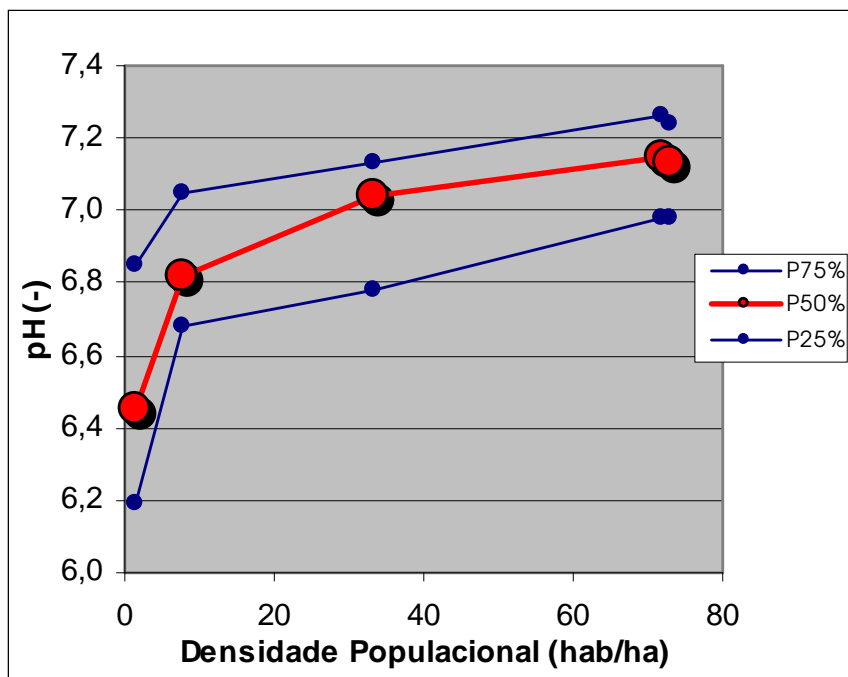
seus poros, são necessários tempos maiores do que o preconizado pela metodologia para filtrar a amostra, e os resultados de Sólidos Suspensos Totais produzidos são anormalmente majorados pela captura de materiais coloidais no filtro colmatado, diminuindo a leitura da fração dissolvida (APHA, AWWA e WEF, 1995: procedimento 2540.D). Em função dos problemas com os resultados laboratoriais obtidos, os registros de SST e as estimativas de SDT pela subtração entre as concentrações de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais devem ser considerados com restrições.

Os dados de Condutividade Elétrica da água, Salinidade e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) foram obtidos no momento da amostragem através do uso de uma sonda multifunção, onde as duas últimas variáveis são estimadas pelo equipamento através de uma curva de correlação com a Condutividade Elétrica. Por esta razão, os maiores valores dos Coeficientes de Correlação ( $r$ ) e de Determinação ( $r^2$ ) obtidos nas Matrizes das Tabelas 6.10 e 6.11 referem-se às correlações entre a Condutividade e SDT, SDT e Salinidade, e Condutividade e Salinidade. Após 15 das 26 coletas programadas, as leituras das séries temporais de Salinidade e SDT foram afetadas por problemas de funcionamento do equipamento, passando-se a registrar apenas os dados de Condutividade Elétrica nas demais coletas. O gráfico obtido para a correlação da Salinidade com a Densidade Populacional está apresentado na Figura 6.15.



**Figura 6.15 – Variação da Salinidade com a Densidade Populacional**

A Figura 6.16 apresenta a correlação dos valores medianos do pH com a Densidade Populacional. Nota-se claramente a tendência de alcalinização das águas do corpo receptor com a presença de esgotos urbanos oriundos da urbanização. Embora a presença de sais de bases fortes possa contribuir, o aumento do pH em águas naturais em geral ocorre pela presença de sais de ácidos fracos (SAWYER e McCARTY, 1978).



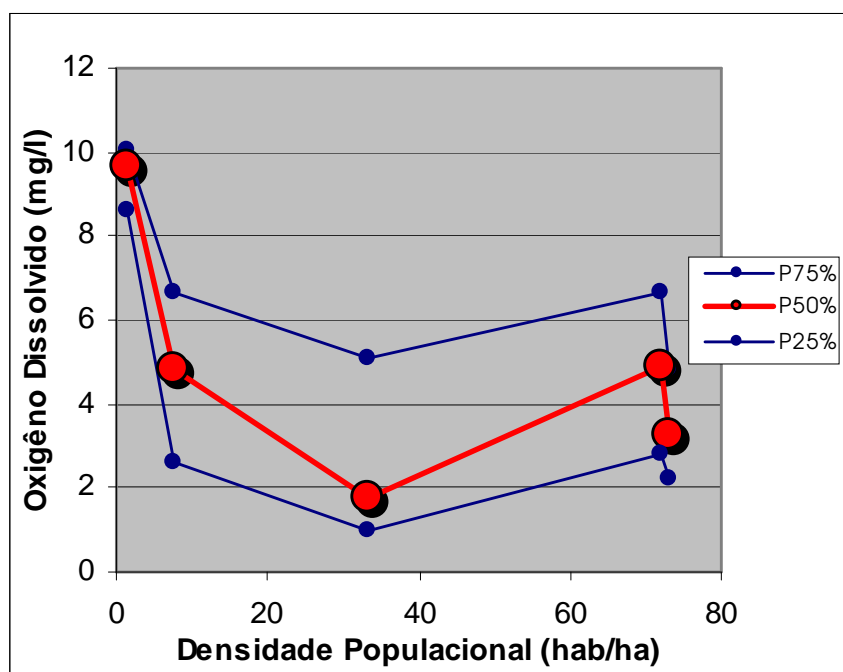
**Figura 6.16 – Variação do Potencial Hidrogeniônico com a Densidade Populacional**

Na faixa de pH observado, os Bicarbonatos representam a maior parte da alcalinidade existente, uma vez que são formados em quantidades consideráveis a partir da ação do Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) sobre materiais básicos do solo (Eq. 6.1)



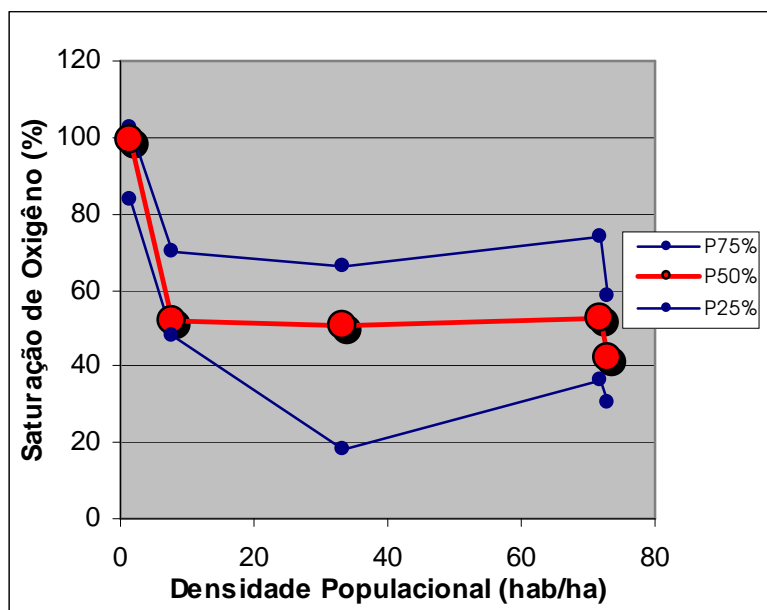
A presença de CO<sub>2</sub> está principalmente ligada à respiração bacteriana, que é tanto mais intensa quanto maior a quantidade de matéria orgânica de esgotos presente. Alguns sais de ácidos fracos (Boratos, Silicatos e Fosfatos), além dos Ácidos Acético e Propiônico, que são comumente encontrados nos esgotos domésticos, também contribuem para formar a alcalinidade final presente, e como consequência, elevar o pH.

A respiração bacteriana, além de produzir  $\text{CO}_2$ , consome parte do Oxigênio Dissolvido presente (Figura 6.17) causando uma depleção nos seus níveis de saturação. Os equipamentos de medição do Oxigênio Dissolvido podem compensar os efeitos da altitude e da temperatura, mas não podem eliminar a influência de outras variáveis particulares ao local da medição, como o regime de ventos e a reoxigenação provocada pela turbulência no regime hídrico do curso d'água, que permite a maior ou menor dissolução do oxigênio. Assim, os resultados não podem ser creditados unicamente à degradação biológica da matéria orgânica presente ou à produção fotossintética.



**Figura 6.17 – Variação da Concentração de Oxigênio Dissolvido com a Densidade Populacional**

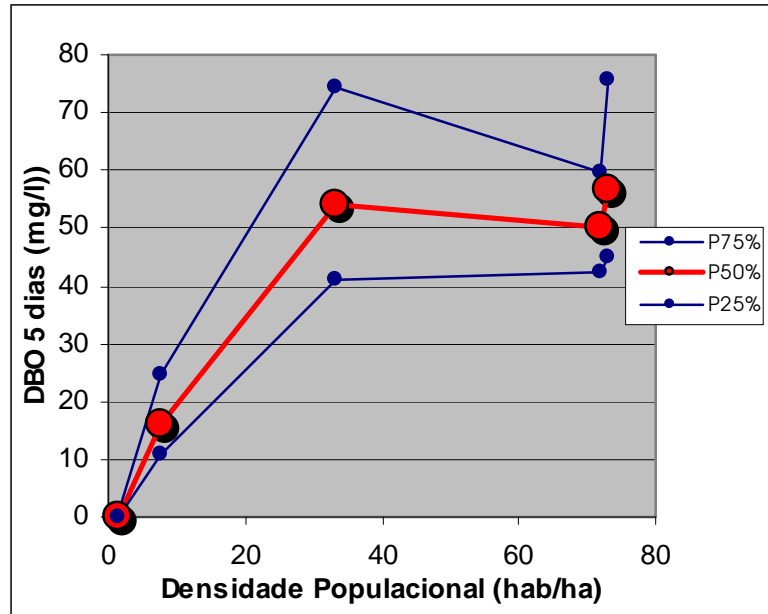
Partindo-se do princípio de que um curso d'água não poluído apresente valores de Oxigênio Dissolvido próximos à saturação, quando os fatores consumidores são predominantes, espera-se uma diminuição no seu valor. Resultados maiores que a saturação são creditados à maior influência dos fatores incorporadores de oxigênio. O gráfico da Figura 6.18 mostra que no Ponto CO1 (referencial de qualidade) a concentração de Oxigênio Dissolvido permanece próxima à saturação, indicando equilíbrio entre sua produção e consumo. Para os demais pontos amostrais, observa-se que há uma clara predominância de fatores consumidores, e que esta predominância representa uma perda de aproximadamente 50% do Oxigênio Dissolvido presente.



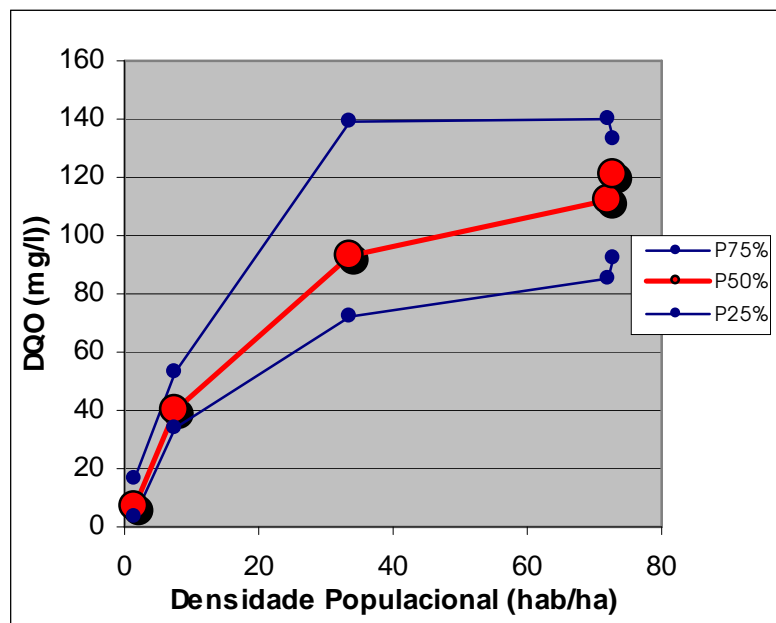
**Figura 6.18 – Variação da Porcentagem de Saturação de Oxigênio Dissolvido com a Densidade Populacional**

As Demandas Biológica e Química de Oxigênio (DBO e DQO, respectivamente) tem sido extensivamente usadas para caracterizar a fração orgânica de esgotos ou a poluição de águas naturais. Os resultados de DBO no Ponto CO1 apresentaram falhas em função do uso de equipamentos manométricos para sua determinação. Nos testes, devido à DBO muito baixa, seguidas vezes os frascos apresentaram pressões internas positivas, e não negativas, inviabilizando o ensaio. Em termos medianos, os dados coletados nas bacias monitoradas mostraram uma relação não linear entre densidade populacional com a DBO (Figura 6.19) e a DQO (Figura 6.20), dando conta de que sua concentração nos mananciais é uma função da densificação humana. DIGIANO *et al.* (1975) com dados do Rio Green, demonstrou a significância de outros fatores na explicação da variância da carga orgânica, além da densidade populacional: a vazão, a temperatura da água e a precipitação nos últimos 3 dias antes da amostragem.

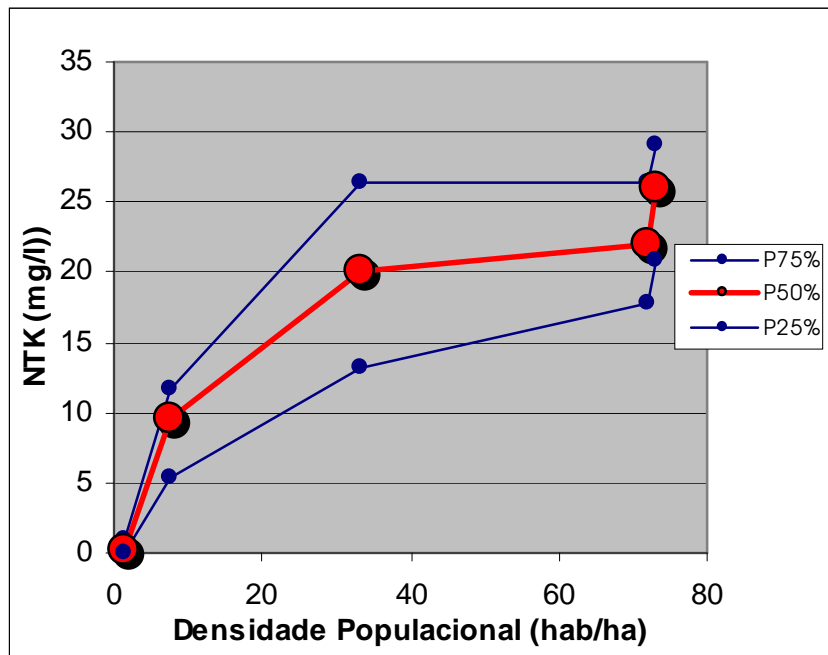
Comportamento semelhante ao da DBO e DQO foi observado para o caso dos macronutrientes derivados do Nitrogênio e do Fósforo: Nitrogênio Total Kjeldhal (Figura 6.21), Nitrogênio Amoniacoal (Figura 6.22), Nitrogênio Orgânico (Figura 6.23), Fósforo Total (Figura 6.24) e Fósforo Reativo Total (Figura 6.25). As curvas de tendência apresentaram forma semelhante indicando que a principal fonte destes elementos se relaciona estreitamente com a densidade populacional assentada na área de drenagem contribuinte aos pontos amostrais..



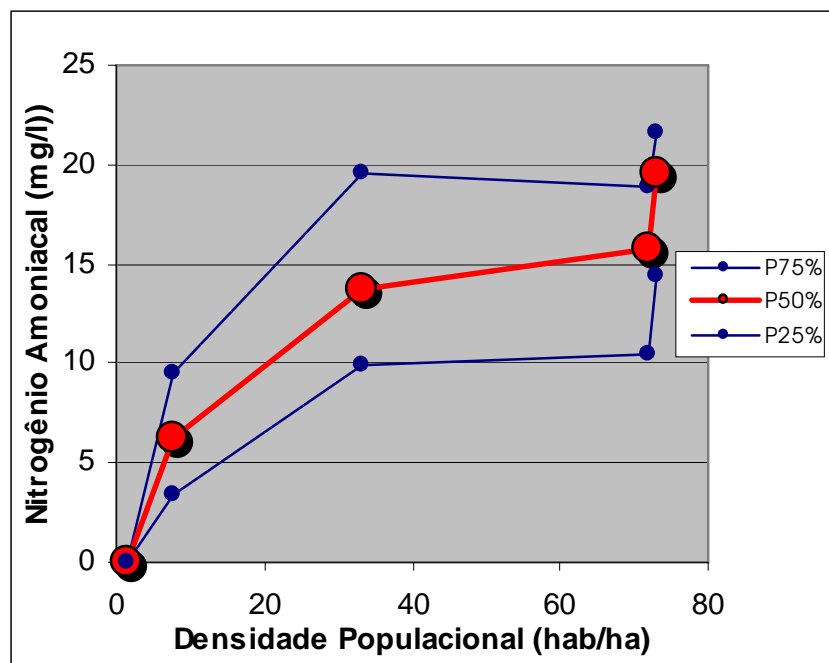
**Figura 6.19 – Variação da Demanda Biológica de Oxigênio aos 5 Dias com a Densidade Populacional**



**Figura 6.20 – Variação da Demanda Química de Oxigênio com a Densidade Populacional**



**Figura 6.21 – Variação do Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) com a Densidade Populacional**



**Figura 6.22 – Variação do Nitrogênio Amoniacal com a Densidade Populacional**

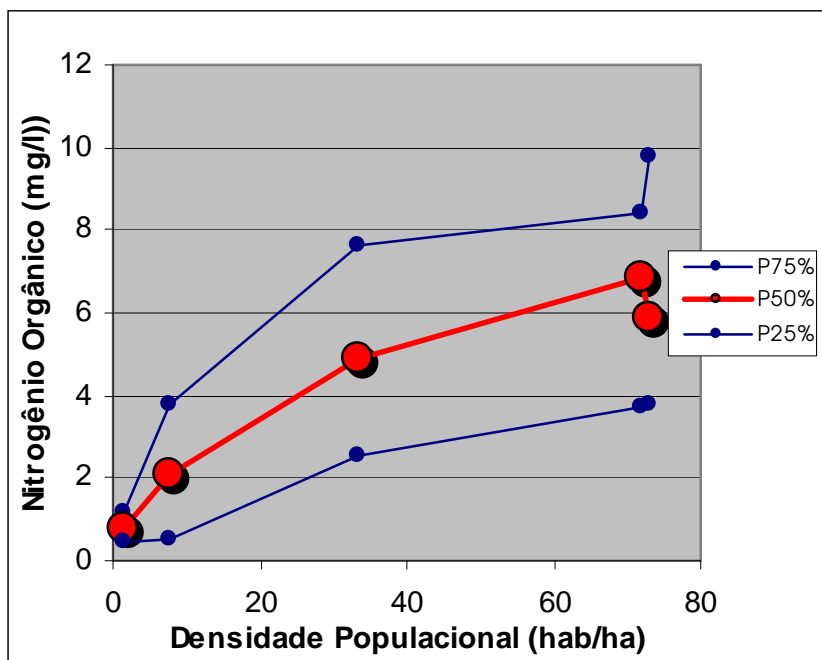


Figura 6.23 – Variação do Nitrogênio Orgânico com a Densidade Populacional

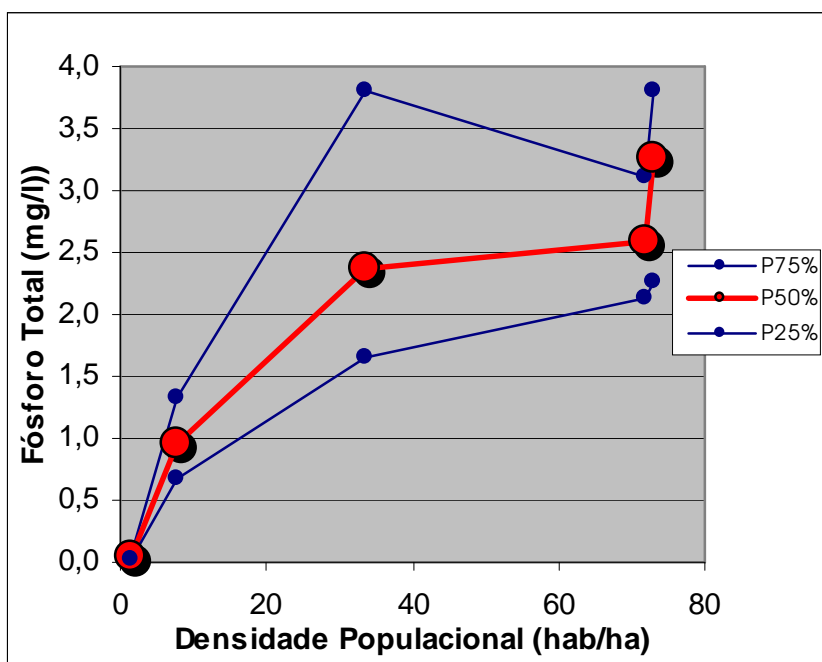
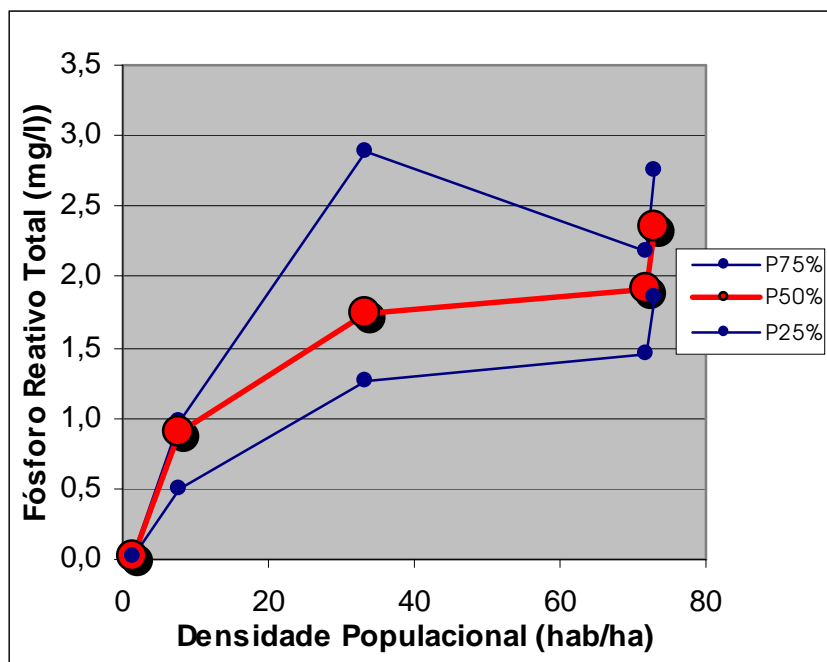


Figura 6.24 – Variação do Fósforo Total com a Densidade Populacional



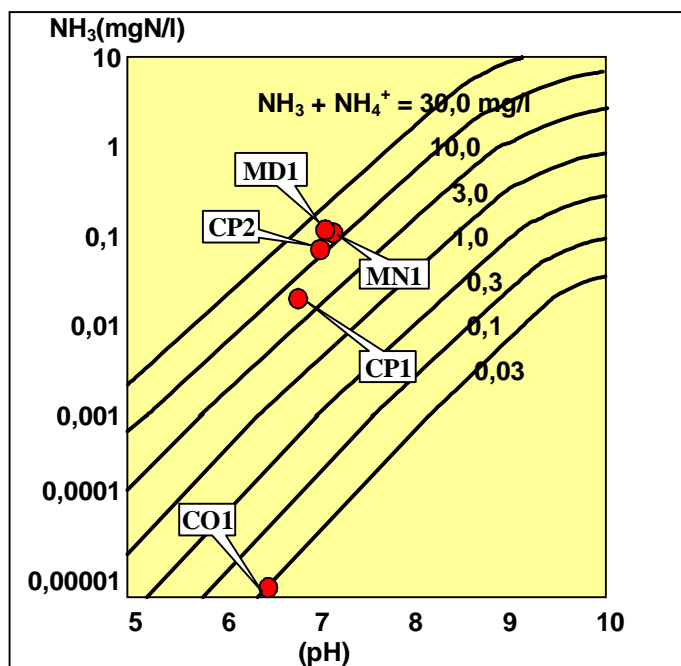


**Figura 6.25 – Variação do Fósforo Reativo Total com a Densidade Populacional**

Pela comparação das Figuras 6.21, 6.22 e 6.23, pode-se observar que cerca de 30% os compostos de Nitrogênio estão sob a forma orgânica, e os restantes 70% estão na forma amoniacal. O Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) tem significância ambiental na medida em que a forma molecular ( $\text{NH}_3$ ) apresenta efeitos toxicológicos importantes aos peixes, enquanto que a forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ), não. PÁDUA (1997) indica valores inferiores a 0,5 mg  $\text{NH}_3$ /l como recomendados para a manutenção de organismos dulcícolas. O elemento regulador do equilíbrio entre estas formas é o pH conforme mostra a Equação 6.2.

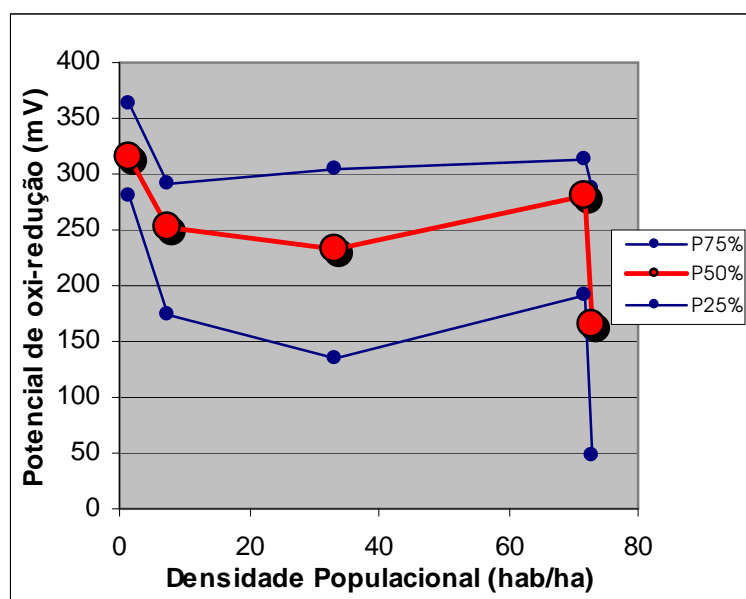


Já que tanto o pH quanto a concentração de Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) tendem a aumentar com a densidade populacional (Figuras 6.16 e 6.22), observa-se pelo gráfico da Figura 6.26 que a concentração de  $\text{NH}_3$  também tende a aumentar. Para as faixas de pH assinaladas no gráfico da Figura 6.16, e considerando as concentrações de Nitrogênio Amoniacal observadas na Figura 6.22, pode-se dizer que no ponto amostral referencial (CO1) praticamente não existe a forma  $\text{NH}_3$  (tóxica) persistindo a forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ).



**Figura 6.26 – Equilíbrio Entre Formas de Nitrogênio Amoniacal como Função do pH**  
**Fonte: SAWYER e McCARTY (1978)**

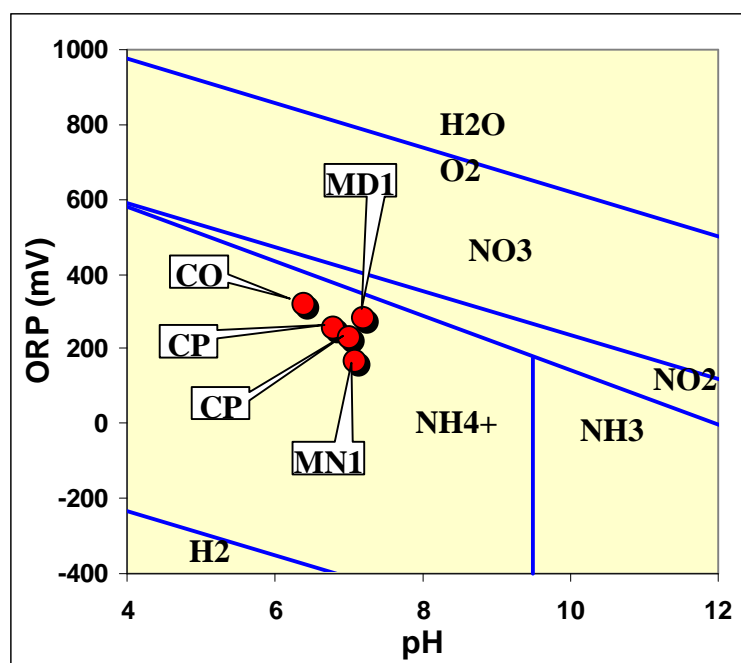
Nos pontos de maior densificação (CP1, CP2, MN1 e MD1) a concentração de  $\text{NH}_3$  situa-se entre 0,02 e 0,2  $\text{mg/l}$ , com as maiores concentrações coincidentes com os maiores valores de densidade populacional. Dependendo dos potenciais Hidrogeniônico (pH) e de Oxi-redução (ORP) apresentado na Figura 6.27, a Amônia pode ser oxidada a Nitratos, reduzindo o seu potencial tóxico.



**Figura 6.27 – Variação do Potencial de Oxi-redução com a Densidade Populacional**

Para SAWYER e McCARTY (1978), o entendimento do equilíbrio entre as condições de redução ou oxidação pode indicar se esta reação é possível sob determinadas condições ambientais. Ele não garante que determinada reação vá de fato ocorrer, mas através da sua análise, é possível observar como as condições devem mudar para facilitar ou desencorajar determinada transformação.

A Figura 6.28 ilustra os campos de predominância das formas de Nitrogênio dependendo dos Potenciais Hidrogeniônico (pH) e de Oxi-redução (ORP), bem como a região da mediana das condições para cada ponto amostral.



**Figura 6.28 – Equilíbrio Entre os Potenciais de Oxi-redução (ORP) e Hidrogeniônico (pH) para a Mediana dos Pontos Amostrais**

**Fonte: Modificado de SAWYER e McCARTY (1978)**

Para os valores medianos de pH observados (entre 6,4 e 7,2), quando o valor do ORP é alto (maior que 500 mV), o sistema tende a ser oxidativo e a forma mais oxidada ( $\text{NO}_3$ ) é a dominante. Isto significa que se fosse introduzida Amônia no sistema com esta condição, esta não seria estável e tenderia a oxidar à Nitrato. SAWYER e McCARTY (1978) advertem, entretanto, que a taxa desta conversão, para as condições de pH e Temperatura das águas naturais dos rios, seria muito baixa se não fosse a ação de nitrificação bacteriana capaz de catalisar esta oxidação de modo a obter parte da energia liberada na reação para suas funções

vitais. Por outro lado, se a Amônia fosse introduzida neste mesmo sistema, mas com baixo ORP (menor que 400 mV), ela estaria estável e não seria oxidada química ou biologicamente. A Figura 6.28 mostra também que a Amônia das águas dos córregos nos pontos amostrais monitorados é estável, e portanto a condição tóxica por Amônia permanece.

O Fósforo ocorre, em águas naturais e efluentes, quase exclusivamente na forma de Fosfatos, que podem ser classificados como Ortofosfatos, Polifosfatos (piro-, meta- e outros) e Fosfato organicamente associado. Pode estar em solução, na forma particulada ou no tecido celular dos organismos aquáticos. Para BRANCO (1978), os efluentes domésticos não tratados são relativamente ricos em Fósforo. A dissociação metabólica das proteínas no organismo humano e a liberação dos Fosfatos pela urina é responsável por grande parte do Fósforo inorgânico presente nos esgotos. APHA, AWWA e WEF (1995) citam ainda, como fonte, o uso massivo de detergentes e produtos de limpeza sintéticos, que em sua formulação podem conter grandes quantidades de Polifosfatos. SAWYER e McCATRY (1978) estimam que o uso destes materiais, como substitutos dos saponáceos, aumentou de 2 a 3 vezes a concentração de Fósforo inorgânico nos esgotos domésticos.

As várias formas de Fósforo podem ser determinadas de acordo com a técnica laboratorial empregada. APHA, AWWA e WEF (1995) recomenda o uso de membranas filtrantes para separar a fração suspensa do teor de Fosfatos Totais das amostras antes do processo de determinação propriamente dito. Os autores advertem, porém, que a metodologia não representa uma separação absoluta, mas apenas uma operação unitária capaz de promover uma separação grosseira entre as frações suspensa e solúvel. Da mesma forma, o emprego da digestão ácida oxida as várias formas de Fósforo em uma única, denominada Fósforo Total (PT). O Fósforo Reativo Total (PRT) é a fração determinada ao submeter-se a amostra não filtrada à colorimetria direta (sem a etapa da digestão ácida). Obtém-se o Fósforo Reativo Dissolvido (PRD) com o mesmo procedimento, mas desta vez aplicado à amostras filtradas.

A Tabela 6.8 mostra as principais características quantílicas das séries de dados obtidas para as formas de Fósforo monitoradas. Adicionalmente às Figuras 6.24 e 6.25 que mostram a variação do Fósforo Total e Fósforo Reativo Total com a densidade populacional, pode-se observar o comportamento do Fósforo Reativo Dissolvido através da Figura 6.29.

A Figura 6.30 apresenta a relação percentual entre as concentrações medianas de cada forma de Fósforo. Observa-se que a forma Reativa Total é a mais significativa nos pontos amostrais influenciados pela urbanização ( $PRT > 0,7 PT$ ). No ponto referencial, a

concentração de Fósforo Reativo Total é cerca de 50% do Fósforo Total presente. A parcela dissolvida (PRD) é a dominante, chegando a representar 92% da fração reativa para o Ponto MN1 (68% do Fósforo Total). Não foram obtidos dados do Fósforo Reativo Dissolvido para o Ponto CO1 porque as concentrações, neste ponto, eram menores que a sensibilidade analítica da metodologia.

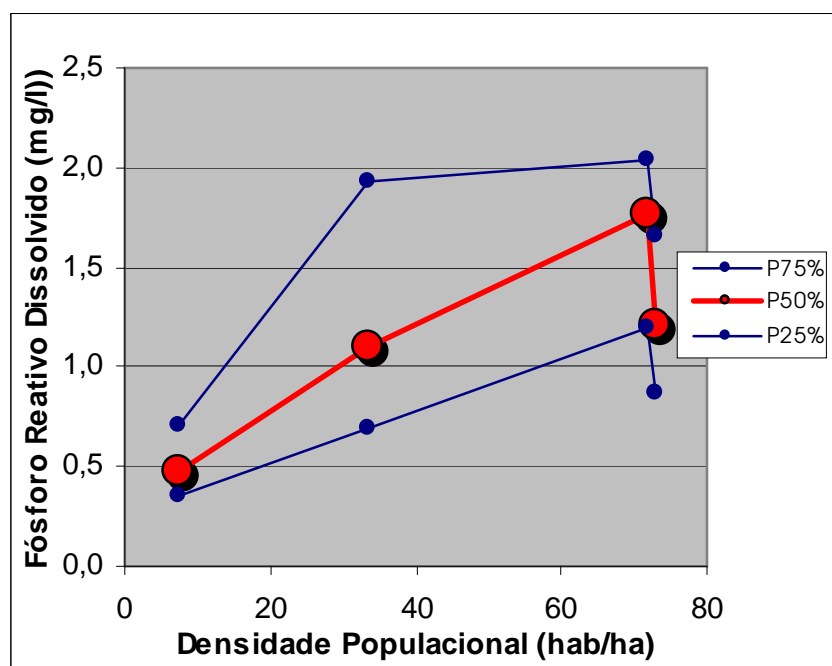


Figura 6.29 – Variação do Fósforo Reativo Dissolvido com a Densidade Populacional

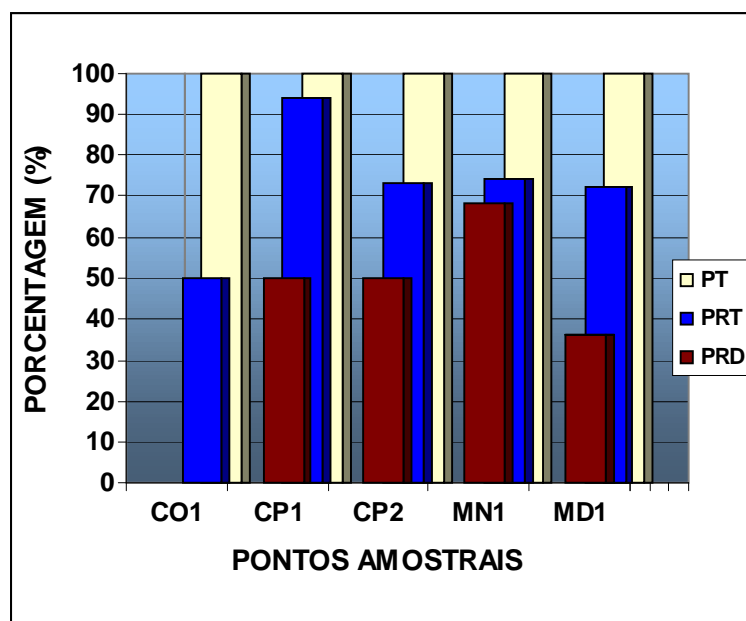


Figura 6.30 – Porcentagem Mediana das Formas de Fósforo Presentes: Fósforo Total (PT), Fósforo Reativo Total (PRT) e Fósforo Reativo Dissolvido (PRD)

Para as águas naturais, a Resolução CONAMA 20/86 (CETSAN, 1991) estabelece um valor de 0,025 mg/l de Fósforo como limite para a Classe 2. Este critério é considerado muito restritivo para as bacias monitoradas uma vez que no ponto de coleta CO1, adotado como referencial de qualidade pela sua condição não urbanizada, a concentração esteve abaixo de 0,02 mg/l somente em 25% das coletas efetuadas (Tabela 6.8). A mediana para este ponto foi de 0,04 mg/l. MACHADO (1997) cita um valor limite de 0,050 mg/l para rios, e 0,025 mg/l para lagos. Para os outros pontos, os valores de Fósforo estiveram muito acima dos valores observados no referencial (Figura 6.24).

Vários autores, entre eles DIGIANO *et al.* (1975), e SCHUELER e HERSON-JONES (1995), tem observado o enriquecimento das águas dos rios com matéria orgânica carbonácea e macronutrientes orgânicos provindos dos esgotos domésticos não ou parcialmente tratados. Estes autores tem afirmado que as concentrações de DBO em rios urbanos é superior às encontradas em rios de bacias de uso agrícola ou preservadas. As Figuras 6.19 e 6.20 confirmam esta hipótese. Pouca atenção, entretanto, tem sido devotada às relações entre estes elementos.

A relação entre a matéria orgânica carbonácea presente (representada pela DBO e DQO) e os macronutrientes (Nitrogênio Total Kjeldhal, e Fósforo Total) está apresentada na Tabela 6.12. Observa-se nela uma condição diferenciada entre o ponto amostral considerado como referencial de qualidade (CO1) e os demais.

**Tabela 6.12 – Relação entre DBO, DQO, NTK e P**

<b>Ponto Amostral</b>	<b>CO1</b>	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>	<b>MN1</b>	<b>MD1</b>
<b>DBO : DQO</b>	0,02	0,4	0,6	0,4	0,5
<b>NTK : P</b>	2,5	6,7	8,4	8,7	7,9
<b>DBO : NTK</b>	0,2	2,6	2,7	2,2	2,2
<b>DBO : P</b>	0,5	17,4	22,7	19,2	17,3
<b>DQO : NTK</b>	8,0	6,4	4,6	5,0	4,5
<b>DQO : P</b>	14,0	43,5	39,1	43,1	37,1

A relação entre DBO e DQO neste ponto indica que a fração biodegradável da matéria orgânica é de apenas 2%, e o restante se constitui de compostos orgânicos não facilmente degradados pelos microrganismos aeróbios decompositores. Esta relação passa para

aproximadamente 0,5 nos demais pontos amostrais, não demonstrando alteração do seu valor com a densidade populacional, observando-se a faixa de variação estudada. Valores próximos a 0,5 para a relação DBO : DQO podem ser esperados para mananciais que recebem esgotos oriundos de várias fontes (doméstica, comercial e industrial) que potencialmente contribuem tanto com compostos biodegradáveis quanto com uma parcela de compostos orgânicos de difícil degradação biológica. Valores da ordem de 0,8 implicam na existência de uma parcela preponderantemente biodegradável, e portanto, são mais característicos de mananciais que recebem quase que exclusivamente esgotos domésticos.

Uma relação entre Nitrogênio e Fósforo Totais normalmente encontrada em esgotos domésticos (BRANCO, 1978) situa-se próximo de 6 : 1. Os valores observados para as bacias monitoradas (exceção da bacia referencial) estão próximos desta relação. Observa-se que, na Tabela 6.12, não se consideraram as formas oxidadas de nitrogênio (Nitritos e Nitratos), que juntas podem representar um acréscimo na concentração de Nitrogênio Total Kjeldhal.

As relações entre DBO e Nitrogênio, bem como entre a DBO e Fósforo apresentam valores inferiores àqueles normalmente encontrados para esgotos domésticos (17 : 1 e 90 : 1 para DBO : N e DBO : P, respectivamente) . Mesmo considerando que os dados obtidos não se referem aos efluentes de esgotos, mas ao manancial receptor, tanto pelas concentrações medianas observadas nos gráficos das Figuras 6.21 e 6.24 quanto pelas relações da Tabela 6.12, há quantidades suficientes destes nutrientes para que não haja limitação ao crescimento de algas fotossintetizantes. Ainda que este efeito não seja sentido no âmbito das bacias hidrográficas monitoradas (em razão do seu pequeno tamanho, regime hídrico e rápida exportação dos nutrientes), seguramente os mananciais receptores de suas águas serão de algum modo afetados.

A Figura 6.31 apresenta a curva de correlação entre a Turbidez da água com a densidade populacional. Em teoria, a densificação urbana implica na remoção da cobertura florestal, que é um dos fatores responsáveis pelo controle da erosão do solo (BELTRAME, 1994). Como resultado, tem-se um maior carreamento de sólidos aos rios, e um aumento não apenas da Turbidez, mas do conteúdo de sólidos transportados pelo sistema de drenagem da bacia

As Figuras 6.32, 6.33 e 6.34 ilustram a variação dos Sólidos Totais, Totais Fixos e Totais Voláteis com a densidade populacional. A mesma relação considerando a variação dos Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Fixos, Sólidos Suspensos Voláteis e Sólidos Dissolvidos Totais estão apresentadas nas Figuras 6.35, 6.36, 6.37 e 6.38.

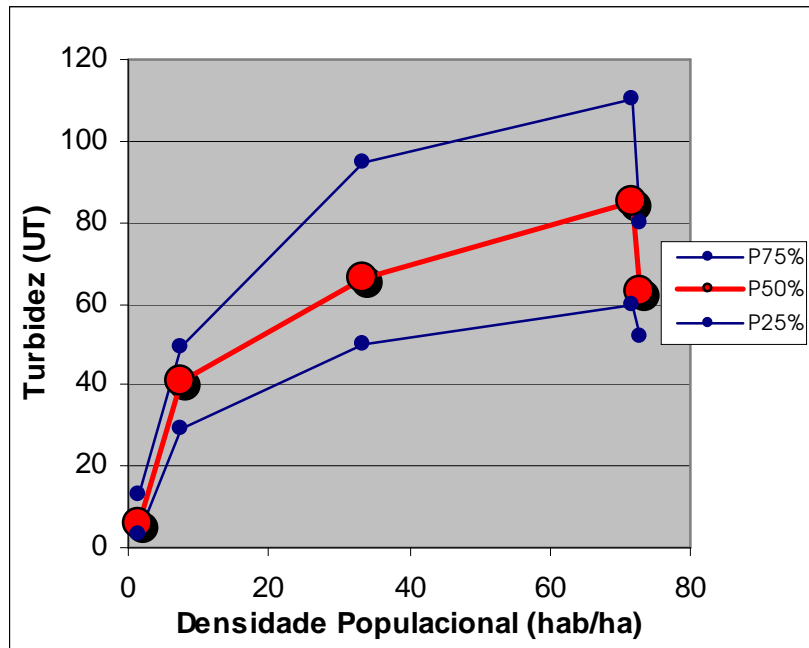


Figura 6.31 – Variação da Turbidez com a Densidade Populacional

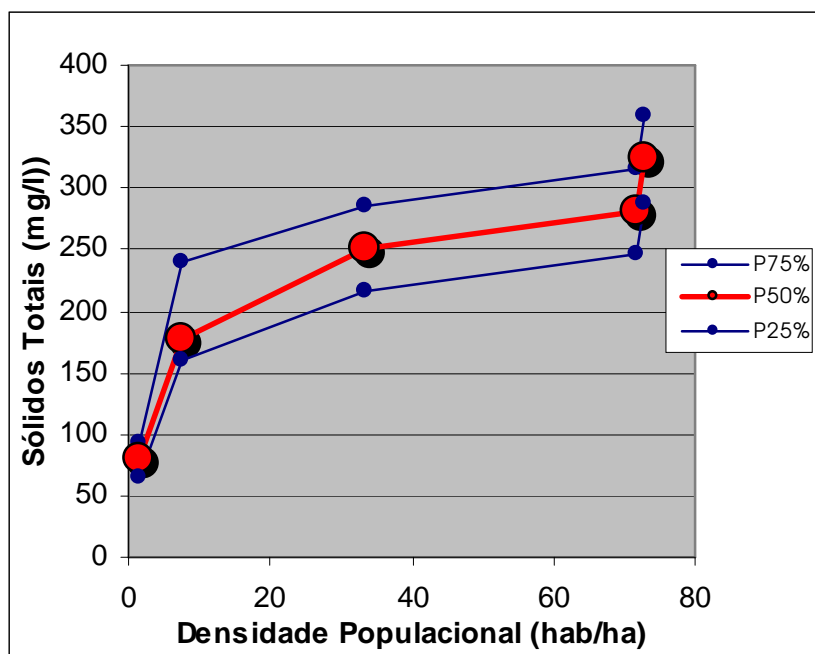


Figura 6.32 – Variação dos Sólidos Totais com a Densidade Populacional



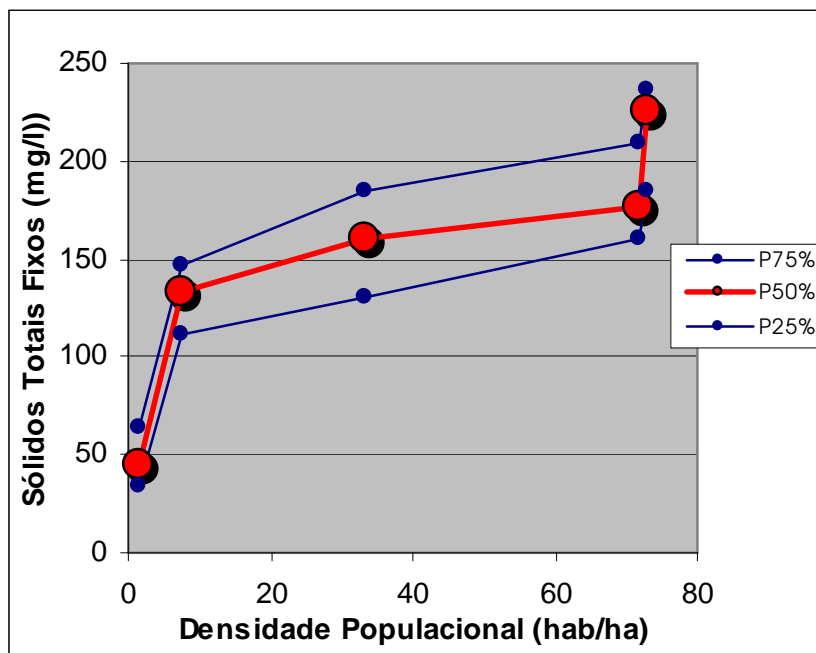


Figura 6.33 – Variação dos Sólidos Totais Fixos com a Densidade Populacional

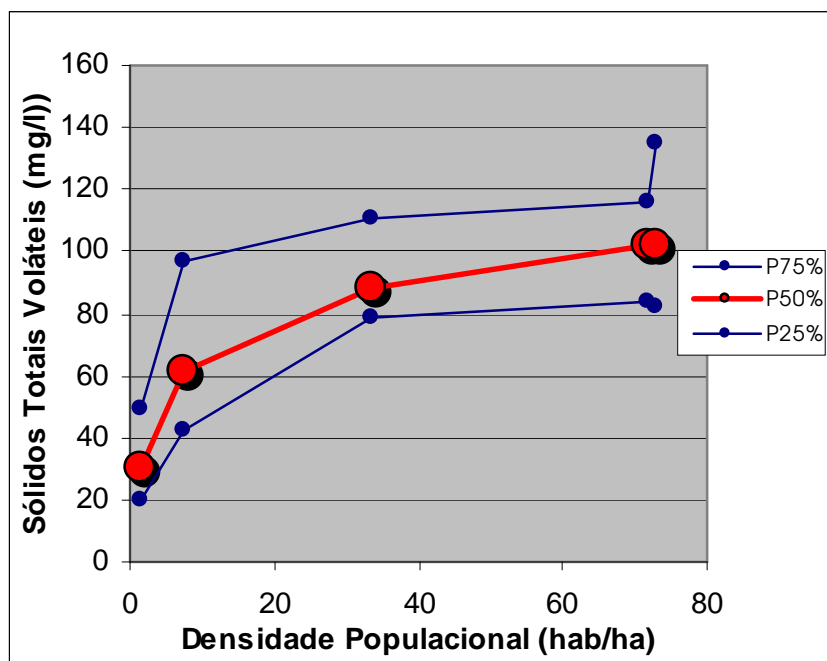


Figura 6.34 – Variação dos Sólidos Totais Voláteis com a Densidade Populacional

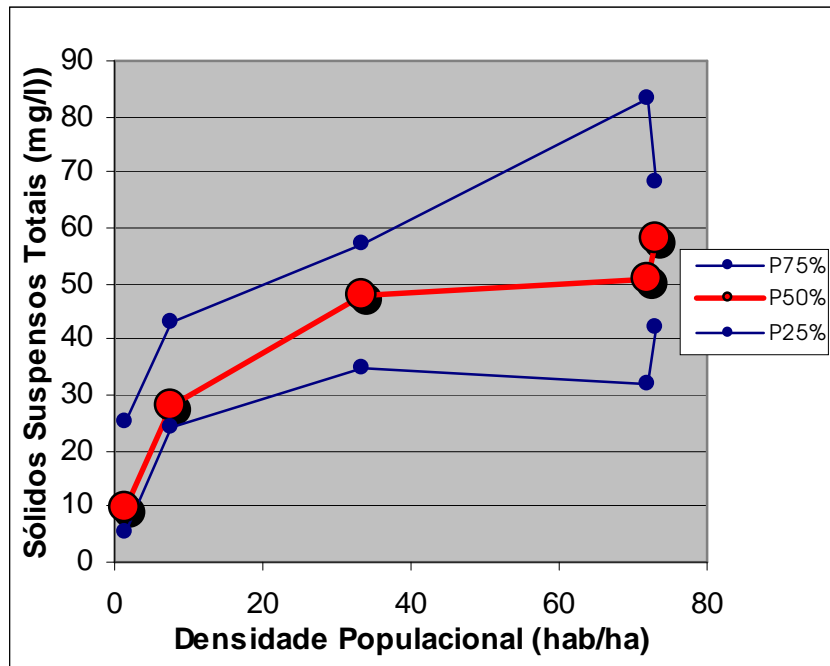


Figura 6.35 – Variação dos Sólidos Suspensos Totais com a Densidade Populacional

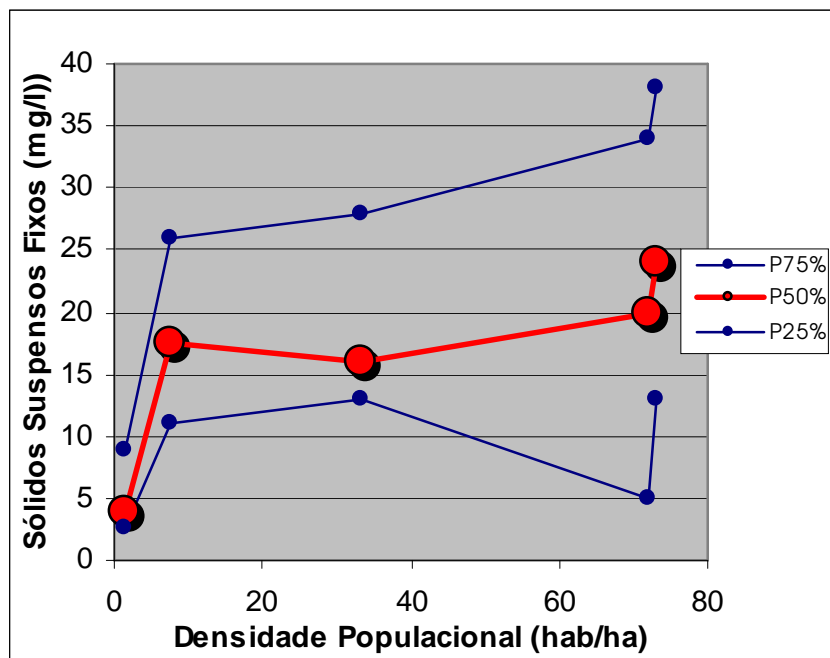


Figura 6.36 – Variação dos Sólidos Suspensos Fixos com a Densidade Populacional

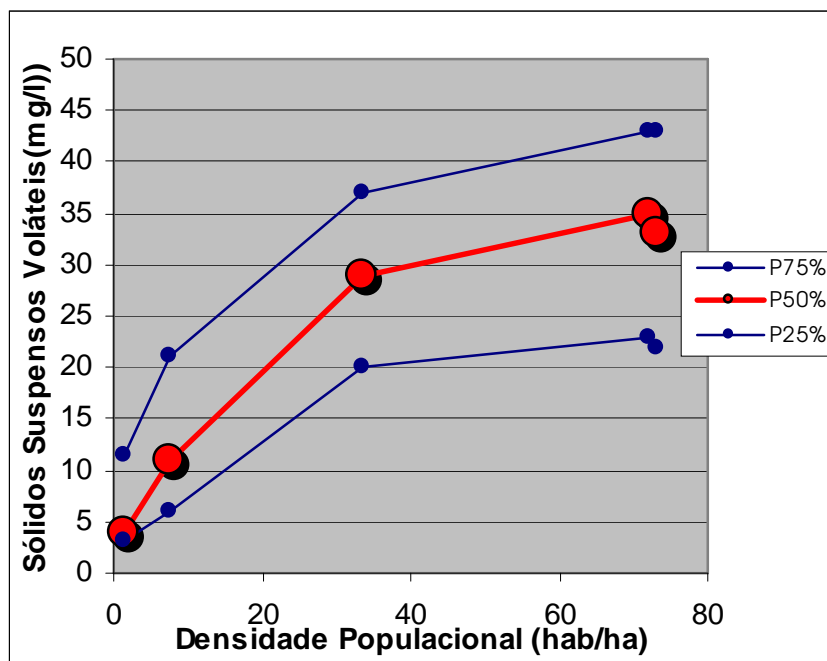


Figura 6.37 – Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis com a Densidade Populacional

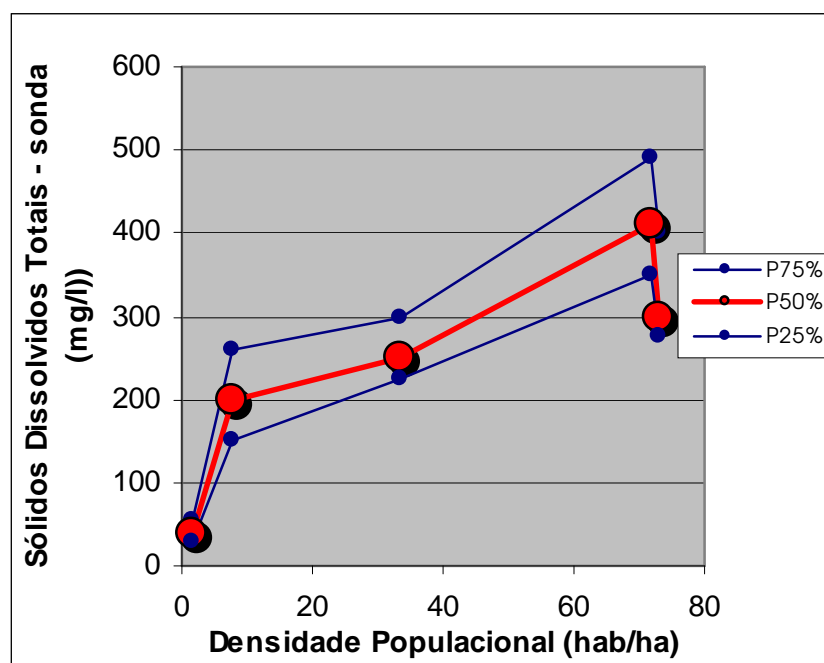


Figura 6.38 – Variação dos Sólidos Dissolvidos Totais com a Densidade Populacional

Assim como para os macronutrientes, as formas de sólidos também apresentaram uma correlação positiva com a Densidade Populacional. Embora a Resolução CONAMA 20/86 não prescreva um padrão claro de Sólidos Totais, algumas literaturas (SAWYER e McCARTY, 1978; HAMMER, 1979; MACHADO, 1997) recomendam concentrações menores de 500 mg/l quando se espera a possibilidade de algum uso doméstico para estas águas. Em todas as bacias hidrográficas monitoradas a concentração dos Sólidos Totais apresentou-se inferior a 500 mg/l em mais de 95% do tempo (Tabela 6.8). A Tabela 6.13 apresenta uma comparação das médias dos teores fixos e voláteis das concentrações de Sólidos Totais amostrados. Nela pode-se observar que a fração fixa representa a maior parte dos Sólidos Totais em todos os pontos amostrais monitorados (mais de 50%).

**Tabela 6.13 - Variação do Conteúdo Fixo e Volátil dos Sólidos Totais com a Densidade Populacional**

<b>Ponto Amostral</b>	<b>Densidade Populacional (hab/ha)</b>	<b>STF (%)</b>	<b>STV (%)</b>
<b>CO1</b>	<b>1,6</b>	56	44
<b>CP1</b>	<b>6,9</b>	67	33
<b>CP2</b>	<b>28,1</b>	62	38
<b>MN1</b>	<b>69,9</b>	63	37
<b>MD1</b>	<b>72,3</b>	65	35

Os pontos CP1, CP2, MN1 e MD1 apresentaram uma maior predominância dos Sólidos Totais Fixos (62 a 67% de Sólidos Totais Fixos e 33 a 38% de Sólidos Totais Voláteis), enquanto que no ponto referencial (CO1) se observa um melhor equilíbrio entre as frações fixa e volátil médias (56% de Sólidos Totais Fixos e 44% de Sólidos Totais Voláteis). Em razão da maior ocupação antrópica do solo, e conseqüentemente maior remoção da cobertura vegetal que protege o solo da erosão, é de se esperar um maior aporte de Sólidos Fixos. Em contrapartida, os esgotos lançados ao rio tendem a aumentar a fração orgânica (volátil) dos Sólidos.

Para SAWYER e McCARTY (1978), as principais fontes dos metais pesados monitorados referem-se à atividades de indústria e comércio. O Cádmio é usado em galvanoplastia, ligas de proteção contra corrosão e na manufatura de baterias, cerâmicas de vidro e alguns biocidas. Foi largamente usado como pigmento de tintas e em artefatos

plásticos. Na água encontra-se em concentrações muito variáveis, tanto na forma dissolvida quanto particulada, e o Potencial de Oxi-redução tem pouco a ver com sua especiação. A sorção em sólidos em suspensão tais como argila é o processo dominante.

Já o Chumbo é usado na produção de baterias, pigmentos e químicos. Está presente no combustível fóssil (embora a partir da década de 80 tenha diminuído drasticamente sua concentração), e é emitido para a atmosfera em grande quantidade em áreas urbanas por incineração de resíduos e descarga de efluentes gasosos. Resíduos de metalurgia também são fontes potenciais deste metal. Na água, seu teor raramente ultrapassa poucos miligramas por litro, e sua concentração natural é estimada em 0,02 µg/l. Forma, na água, complexos pouco solúveis com muitos ânions, incluindo os Hidróxidos, Carbonatos, Sulfitos e Sulfatos, além de ácidos húmicos e fúlvicos. A sorção ao sedimento tem papel chave em sua dinâmica ambiental. Preferencialmente se adere às frações de menores tamanhos. A desorção é um processo lento, e a presença de outros metais como Cobre e Zinco retardam sua adsorção.

O uso primário metalúrgico do Cromo é a produção de ligas usadas na fabricação do aço inox e outros produtos especializados. Os Cromitos são convertidos em Dicromato de Sódio e depois usados na manufatura de Ácido Crômico, pigmentos e agentes tânicos para couro. Embora o seu teor nas águas naturais seja pequeno (1 a 10 µg/l), o lodo de esgoto pode conter elevados níveis de Cromo (900 mg/kg).

O maior uso para o Zinco é relativo ao revestimento de proteção do ferro e aço, além da fabricação de ligas e latão. Na água, o Zinco se adere rapidamente a muito ligantes orgânicos, principalmente na presença de compostos de Nitrogênio e Enxofre, doadores de elétrons. Em condições anaeróbias,  $Zn^{+2}$  é a forma dominante para o pH ácido.

O Cobre é usado na indústria para fiação elétrica, galvanoplastia, produção de ligas metálicas, conservantes de pintura, em construção e em tubulações hidráulicas. Na forma de Sulfato de Cobre, é usado como algicida e fungicida. Na água, o Cobre total é detectado em baixas concentrações, geralmente inferiores a 20 µg/l. Em razão de sua forte afinidade a argilas, Óxidos de Ferro e Manganês e materiais carbonatados, a concentração em sedimentos é geralmente elevada. Na água, o fator de concentração sedimento/água excede 100. Quando o pH está próximo ao neutro, a maioria do Cobre inorgânico em solução está complexado com carbonatos, nitratos, Sulfatos e Cloretos. Em algumas águas, mais de 90% pode estar aderido à ácidos húmicos. Estes fatores são determinantes para o aparecimento dos baixos

valores de metais pesados monitorados nas bacias, que além de tudo apresentam ocupação eminentemente residencial.

A Tabela 6.14 apresenta os limites de detecção instrumental as concentrações mínimas detectadas para os trabalhos de monitoramento empregando a Espectrofotometria de Absorção Atômica, e a relação entre o número de amostras observadas abaixo do limite de sensibilidade e o total de amostras. Dentre os fatores que contribuíram para sua não detecção, verificou-se que os métodos analíticos usados para mensurar os metais Cádmio, Chumbo e Cromo Total apresentaram concentrações mínimas detectáveis de 50, 50 e 100 µg/l, respectivamente. Estes limites são considerados altos para os padrões estabelecidos, por exemplo, pela Resolução CONAMA 20/86 para a Classe 1. Com isso, não se pode ter certeza de que os padrões estabelecidos não tenham sido ultrapassados durante o período dos trabalhos de monitoramento.

**Tabela 6.14 – Limite de Detecção Instrumental e Limite de Sensibilidade da Metodologia Usada para o Monitoramento de Metais Pesados**

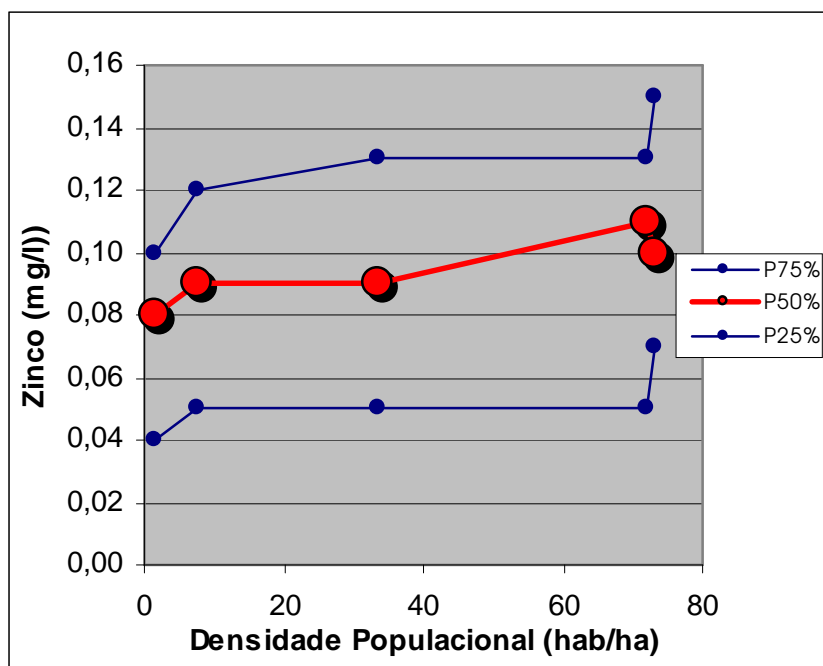
<b>Metal Pesado</b>	<b>Limite de Detecção Instrumental recomendado<sup>1</sup></b> <b>(µg/l)</b>	<b>Limite de Sensibilidade da Metodologia Empregada<sup>2</sup></b> <b>(µg/l)</b>	<b>Relação entre o Número de Amostras Abaixo do Limite de Sensibilidade e o Total de Amostras<sup>3</sup></b>
<b>Zinco</b>	5	5	16/95
<b>Cobre</b>	10	10	82/95
<b>Chumbo</b>	50	50	92/95
<b>Cádmio</b>	2	50	95/95
<b>Cromo</b>	20	100	94/95

**OBSERVAÇÕES**

1. Limites de Detecção Instrumental recomendados para o emprego das metodologias estabelecidas para a Espectrofotometria de Absorção Atômica (APHA, AWWA e WEF (1995)Tabela 3111:1);
2. Concentração Mínima Detectada pela possibilidade instrumental usada no estudo. Valores abaixo desta concentração não puderam ser corretamente detectados, e foram indicados como ND (Não Detectado).
3. Foram efetuadas 19 amostragens em cada um dos 5 pontos amostrais, totalizando 95 amostras para cada metal pesados (Tabelas 5.3 a 5.7).

A Tabela 6.14 mostra também que, quanto mais baixa a sensibilidade metodológica, maior a incidência de obtenção de resultados não detectáveis, indicando que a baixa sensibilidade dos procedimentos de determinação do Chumbo, Cádmio e Cromo contribuiu para o grande número de resultados qualificados como ND (Não Detectado).

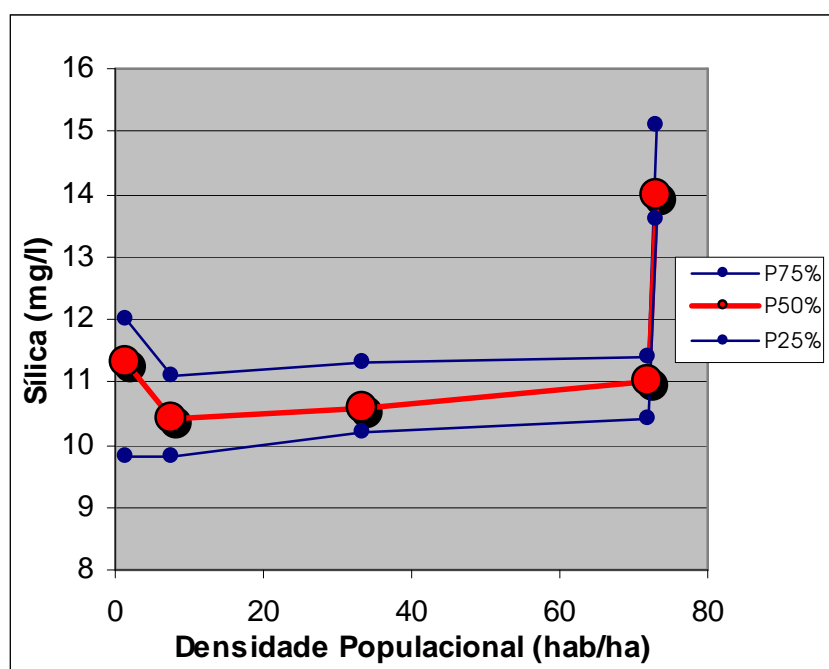
Para o caso do Cobre, apesar da adequação da sensibilidade metodológica ao instrumental utilizado, cerca de 86% das amostras coletadas apresentaram concentração não detectável deste metal. Dos 12 resultados numéricos obtidos, 9 estiveram acima do limite de 0,020 mg/l estabelecido pelo Artigo 4º da Resolução CONAMA 20/86, e 3 estiveram conforme o mesmo padrão. Com isso, das 95 amostras recolhidas nas 5 bacias hidrográficas monitoradas, 9 (9,5%) estiveram desconformes e 86 (90,5%) se apresentaram dentro do limite estabelecido. Em relação ao Zinco, apenas 2 valores (2,1%) de um total de 95 ultrapassaram o padrão de 0,180 mg/l da Resolução CONAMA 20/86, e ainda assim, estiveram próximos ao limite: 0,185 e 0,190 mg/l. A Figura 6.39 mostra a variação observada da concentração mediana de Zinco com a Densidade Populacional.



**Figura 6.39 – Variação do Zinco com a Densidade Populacional**

A Figura 6.40 apresenta a variação da concentração de Sílica com a Densidade Populacional. A presença da Sílica ( $\text{SiO}_2$ ) em águas naturais varia entre 1,0 e 30,0 mg/l, podendo chegar a 100 mg/l (APHA, AWWA e WEF, 1995), e é determinada pela degradação de rochas silicosas, particularmente as de origem ígnea. Sua degradação resulta na presença de Sílica na água sob a forma de partículas suspensas, coloidal ou polimérica, e como ácidos silícicos ou íons Silicato.

Águas termais de origem vulcânica e geotérmica em geral contêm grandes concentrações deste elemento. Para BRANCO (1978), a Sílica constitui um importante elemento no metabolismo das algas diatomáceas, útil para a formação de suas carapaças silicosas características. A proliferação intensa de diatomáceas pode levar a considerável diminuição do teor de Sílica nas águas superficiais. Nas amostras obtidas, seu teor mediano não demonstrou ser elevado, variando ao redor de 11 mg/l nos Pontos CO1, CP1, CP2, e MD1, e um pouco acima deste valor (14 mg/l) no Ponto MN1. Uma vez que os esgotos domésticos são pobres em relação a este elemento específico, sua concentração nas águas superficiais não guardou correlação com a Densidade Populacional.



**Figura 6.40 – Variação da Sílica com a Densidade Populacional**

Do ponto de vista da correlação entre as variáveis de qualidade das águas, as matrizes dos Coeficientes de Correlação ( $r$ ) e de Determinação ( $r^2$ ) deixam claro que os maiores coeficientes ( $r^2 > 0,90$ ) foram obtidas apenas entre variáveis correlacionadas por natureza (Condutividade Elétrica e Salinidade, Condutividade Elétrica e Sólidos Dissolvidos Totais, Salinidade e Sólidos Dissolvidos Totais, e Concentração de Oxigênio Dissolvido e Saturação de Oxigênio, todos medidos com o auxílio de uma sonda multifunção).



Não são apresentadas para discussão as matrizes obtidas para cada ponto amostral individualmente porque as correlações foram obtidas com poucos pares de dados. Algumas delas apresentaram apenas 2 ou 3 pontos indicando uma correlação anormalmente alta. A Tabela 6.15 apresenta os pares de variáveis que apresentaram Coeficientes de Determinação ( $r^2$ ) maiores que 0,90 e o número de pontos empregados.

**Tabela 6.15 – Número de Pontos e Variáveis Físico-químicas Correlacionadas com Coeficiente  $r^2 > 0,90$  em cada Ponto Amostral Isoladamente e em Conjunto**

PONTO AMOSTRAL	NÚMERO DE PONTOS	VARIÁVEIS CORRELACIONADAS	PONTO AMOSTRAL	NÚMERO DE PONTOS	VARIÁVEIS CORRELACIONADAS	
CO1	13	OD(mg/l) x OD (%sat)	CP2	15	SDTsonda x Condut.	
	3	OD (%sat) x NTK		13	OD(mg/l) x OD (%sat)	
	3	OD (%sat) x Norg		20	P reat.total x P total	
	8	DBO x DQO		19	ST x SDTsonda	
	2	DBO x NTK		18	STF x SDF	
	2	DBO x Norg		18	STV x SDV	
	8	NTK x Norg		MN1	15	SDTsonda x Condut.
	3	NTK x SDV			15	SDTsonda x Salinid.
		13	OD(mg/l) x OD (%sat)			
CP1	15	Condut. x Salinid.	MD1	15	SDTsonda x Condut.	
	15	SDTsonda x Condut.		15	SDTsonda x Salinid.	
	15	SDTsonda x Salinid.		13	OD(mg/l) x OD (%sat)	
	14	OD(mg/l) x OD (%sat)	6	DBO x P reat.diss.		
	20	P reat.total x P total	TODOS	60	Condut. x Salinid.	
	12	P reat.diss. x P reat.total		60	SDTsonda x Condut.	
	19	NTK x Preat.total		60	SDTsonda x Salinid.	
	18	SST x SSF		60	OD(mg/l) x OD (%sat)	

Para o Arroio Condor, os poucos pontos de correlação deveram-se principalmente às muitas falhas na produção dos dados provocados por dificuldades metodológicas de determinação das baixas concentrações presentes nas amostras coletadas em campo. As metodologias laboratoriais de determinação analítica foram padronizados para todos os pontos amostrais de modo a minimizar as incertezas nos resultados provocadas pelo uso de metodologias diferentes, mas para o caso do Arroio Condor, que apresentou valores muito pequenos para algumas variáveis, esta padronização demonstrou não ser adequada. Como exemplo cita-se o caso da Demanda Biológica de Oxigênio, que foi determinada por método respirométrico. Em que pese a aplicabilidade desta metodologia para valores entre 0,1 e 100,0 mg/l, em amostras com baixa DBO, diversas vezes observou-se pressões positivas dentro do frasco, obrigando-se ao abandono do ensaio e a perda do resultado.

As correlações consideradas óbvias, uma vez os dados foram obtidos por leituras em campo empregando-se o mesmo equipamento, representam cerca de 50% das correlações da Tabela 6.15 (concentração de Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação de Oxigênio, Condutividade e Salinidade, Condutividade e Sólidos Dissolvidos Totais, Salinidade e Sólidos Dissolvidos Totais). Quando se desconsideram as correlações com poucos pares de dados (número menor de 10 pontos), este percentual aumenta para cerca de 68%. A Tabela 6.16 apresenta o número de correlações obtidas por faixa de coeficiente  $r^2$  conforme a matriz da Tabela 6.11.

**Tabela 6.16 – Distribuição dos Coeficientes de Correlação ( $r^2$ ) Considerando-se a Matriz de Correlação Obtida com Todos os Pontos Amostrais**

<b>FAIXA DE CORRELAÇÃO</b>	<b>NÚMERO DE CORRELAÇÕES</b>	<b>PORCENTAGEM (%)</b>	<b>PORCENTAGEM ACUMULADA</b>
<b>0,00 a 0,10</b>	192	45,8	45,8
<b>0,11 a 0,20</b>	68	18,1	63,9
<b>0,21 a 0,30</b>	38	10,1	74,0
<b>0,31 a 0,40</b>	38	10,1	84,1
<b>0,41 a 0,50</b>	25	6,6	90,7
<b>0,51 a 0,60</b>	10	2,7	93,4
<b>0,61 a 0,70</b>	6	1,6	95,0
<b>0,71 a 0,80</b>	11	2,9	97,9
<b>0,81 a 0,90</b>	3	0,8	98,7
<b>0,91 a 1,00</b>	4	1,3	100,0
<b>SOMA</b>	<b>376</b>	<b>100,0</b>	

Pelos valores da Tabela 6.16, observa-se que cerca de 64% das correlações apresentaram Coeficientes  $r^2$  de até 0,20; 90% apresentaram coeficientes até 0,50, e 95% das correlações apresentaram coeficientes até 0,70 demonstrando correlações pobres na quase totalidade dos casos. Como o valor de  $r^2$  reflete a porcentagem da variação de Y que é explicada pelo modelo de regressão linear, baixos valores de  $r^2$  não indicam que não há correlação entre as variáveis. Diz apenas que ela não é linear.

As figuras anteriormente apresentadas mostram uma clara tendência logarítmica entre a concentração de quase todas as variáveis monitoradas e a Densidade Populacional. A Tabela 6.17 apresenta os resultados da aplicação de vários modelos de regressão (linear, logarítmica, potência, exponencial e polinomial com 2 e 3 termos) entre a Densidade Populacional e as variáveis físico-químicas monitoradas.

**Tabela 6.17 – Coeficientes de Correlação ( $r^2$ ) Obtidos na Aplicação de Diversos Modelos de Regressão entre a Densidade Populacional e Variáveis Físico-químicas de Qualidade das Águas**

VARIÁVEL FÍSICO-QUÍMICA	Linear	Logarítmico	Potência	Exponencial	Polinomial	
					Grau 2	Grau 3
Nitrogênio Total Kjeldhal	0,814	0,954	0,830	0,502	0,888	0,900
Nitrogênio Amoniacal	0,798	0,925	0,754	0,425	0,868	0,870
Nitrogênio Orgânico	0,914	0,907	0,923	0,725	0,917	-
Nitratos	0,008	0,006	0,024	0,012	-	-
Fósforo Total	0,787	0,940	0,786	0,465	0,865	0,879
Fósforo Reativo Total	0,814	0,930	0,786	0,469	0,866	0,876
Fósforo Reativo Dissolvido	0,286	0,478	0,611	0,388	-	-
Demanda Química de Oxigênio	0,885	0,935	0,903	0,658	0,908	0,918
Demanda Biológica de Oxigênio	0,884	0,854	0,807	0,519	9,884	0,889
Porcentagem de Saturação de Oxigênio	0,245	0,620	0,523	0,171	-	-
Concentração de Oxigênio Dissolvido	0,266	0,571	0,529	0,248	0,497	-
Sólidos Totais	0,659	0,887	0,838	0,544	0,788	0,826
Sólidos Suspensos Voláteis	0,829	0,982	0,922	0,644	0,932	0,943
Sólidos Totais Voláteis	0,641	0,907	0,842	0,534	0,800	-
Sólidos Totais Fixos	0,672	0,892	0,835	0,540	0,792	0,815
Sólidos Suspensos Fixos	0,058	0,263	0,342	0,087	0,720	0,534
Turbidez	0,671	0,936	0,812	0,487	-	-
Sólidos Suspensos Totais	0,607	0,918	0,843	0,504	0,876	-
Sólidos Dissolvidos Totais	0,734	0,899	0,863	0,607	0,801	0,826
Salinidade	0,728	0,896	-	-	-	-
Condutividade Elétrica	0,726	0,888	0,824	0,527	0,804	0,810
Potencial Hidrogeniônico	0,576	0,888	0,880	0,556	-	-
Temperatura da Amostra	0,693	0,850	-	-	-	-
Potencial de Oxi-redução	0,294	0,394	0,350	0,303	0,395	-
Sílica	0,326	0,198	0,194	0,3285	0,345	-
Zinco	0,814	0,758	0,789	0,819	0,816	-

Os modelos polinomiais, menos simples que as formas que consideram apenas um termo da variável independente, são de difícil aplicação às regressões com poucos dados porque tendem a provocar um descolamento do modelo em relação à linha de tendência que reflete o comportamento esperado dos dados.

Com isso, pode-se ter modelos polinomiais completamente ajustados aos dados, mas com comportamento inexplicável do ponto de vista físico. Os modelos polinomiais de graus 4, 5 e 6 foram desconsiderados porque apresentaram valores de concentração ou densidade populacional negativos e descolamento em relação à linha de tendência.

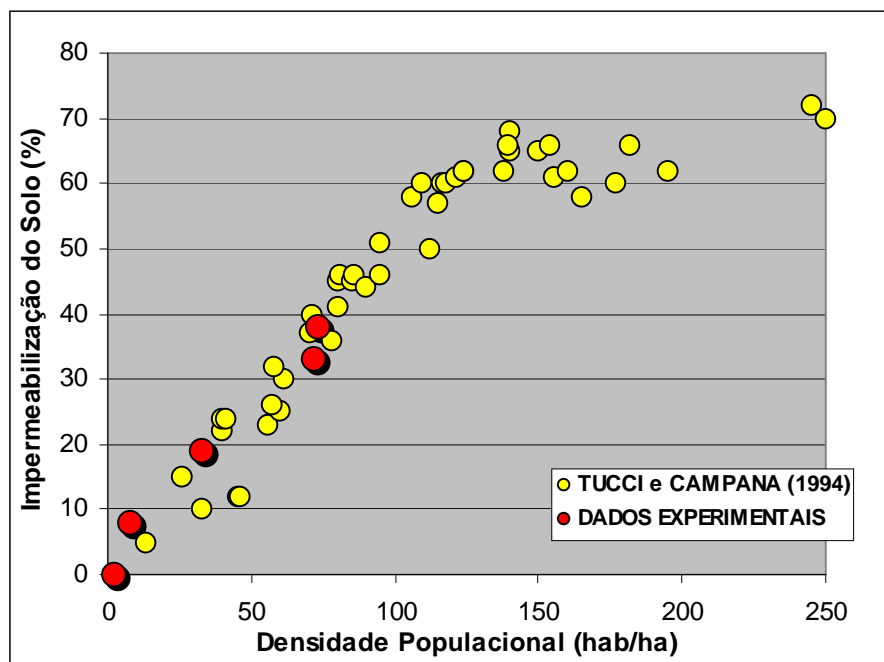
Pela análise dos Coeficientes da Tabela 6.17, observa-se que o modelo Logarítmico é predominante (19 das 26 correlações, ou 73%), seguido pelos modelos de Potência com 4 das 26 correlações (15%), Linear com 2 das 26 correlações (8%) e exponencial com 1 das 26 correlações (4%). Os poucos pontos propiciaram o ajuste dos pontos por vários modelos de regressão com semelhantes coeficientes de correlação.

A Demanda Biológica de Oxigênio, que apresentou o maior  $r^2$  (0,884) com modelo Linear, poderia também ser representado pelo modelo Logarítmico ( $r^2 = 0,854$ ) em razão da proximidade dos coeficientes. O mesmo se pode dizer da variável Nitrogênio Orgânico que apresentou maior  $r^2$  com a aplicação do modelo de Potência, mas muito próximo do coeficiente obtidos com a aplicação do modelo Logarítmico.

A predominância da forma logarítmica indica que mesmo pequenas densidades populacionais são capazes de incrementar significativamente a concentração das variáveis físico-químicas por ela modeladas. Como as correlações foram obtidas com apenas 5 pontos, as equações incorporam uma significativa incerteza. Por esta razão, os modelos de regressão servem apenas como um referencial da tendência dos dados.

Do ponto de vista acadêmico, a relação entre a densidade populacional e a porcentagem da área impermeabilizada pela urbanização é conhecida (Figura 6.1). A Figura 6.41 ilustra o gráfico da Figura 3.3 acrescida dos pontos experimentais obtidos para a estimativa da área impermeabilizada e da Densidade Populacional nas áreas de drenagem estudadas. Observa-se que os dados acrescentados seguem em linhas gerais a tendência da relação entre estas variáveis sem apresentar distorções significativas quando comparada com outros estudos já publicados. Apesar de apresentar um comportamento de tendência mais próximo ao linear, e não logarítmica, o grau de Impermeabilização do Solo ainda tem sido

pouco usado como parâmetro de gestão, enquanto que a Densidade Populacional é um dos principais elementos de controle da ocupação nos Planos Diretores Municipais e Regionais, e Leis de Zoneamento.



**Figura 6.41 – Dados Experimentais Incorporados na Relação Entre a Densidade Populacional e a Porcentagem do Solo Impermeabilizado**

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Consoante com os propósitos fundamentais da pesquisa, não se espera que este trabalho seja conclusivo sobre todos os seus aspectos. Importa também a possibilidade do reconhecimento de novos temas de investigação para que se possa aumentar progressivamente os conhecimentos na área pesquisada. Por esta razão, procurou-se associar algumas recomendações às conclusões que puderam ser obtidas.

O modelo experimental da comparação simultânea de bacias hidrográficas que apresentem graus de densidade populacional crescente em suas áreas de drenagem parece ser adequado para observar os efeitos da urbanização na qualidade das águas superficiais. No entanto, apesar dos valores dos coeficientes observados indicarem uma similaridade de 68% das condições naturais (morfologia, vegetação potencial e solos) e 72% de semelhança das condições de moradia, infra-estrutura sanitária, renda e educação das populações, não se pode garantir que as variáveis naturais e sócio-econômicas não sejam importantes para explicar a variabilidade da qualidade das águas nas bacias hidrográficas monitoradas. Também não se pode dizer que sejam determinantes. O que se pode afirmar é que, devido às particularidades dos fatores intervenientes na qualidade das águas que podem ser observados em cada bacia hidrográfica, e às suas complexas inter-relações, é praticamente impossível encontrar-se bacias hidrográficas semelhantes a ponto de garantir que a ocupação urbana seja o único elemento responsável. Nestes termos, para o estabelecimento de relações entre variáveis de ocupação antrópica do solo com a qualidade das águas superficiais, recomenda-se a aplicação de técnicas oriundas da análise multivariada para a verificação da similaridade dos fatores interferentes não modelados. Recomenda-se também que, nestes casos, a escolha das bacias hidrográficas recaia sobre as que apresentarem maior similaridade, minimizando a interferência causada por estes fatores de variabilidade.

As áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais escolhidos nas bacias hidrográficas dos arroios Capivaras (CP1 e CP2), Moinho (MN1) e Mãe d'Água (MD1) apresentam padrões de uso do solo compatíveis com a ocupação urbana, com densidades populacionais variantes entre 7,6 e 73 hab/ha (baixa a média) e baixo atendimento da população sob o ponto de vista da infra-estrutura sanitária de coleta e tratamento de resíduos domésticos. Esta deficiência impõe à população o uso de tecnologias de disposição local de esgotos sanitários e resíduos sólidos que interferem, direta ou indiretamente, a qualidade das

águas dos mananciais superficiais monitorados. O ponto amostral situado em um tributário do Arroio Agronomia (ponto CO1), constitui-se em uma bacia referencial em razão do grau de preservação das condições naturais (densidade populacional estimada de 1,6 hab/ha) e da ocupação meramente residual. Por esta razão, era de se esperar que apresentasse valores diferenciados em relação aos demais.

Em razão da baixa cobertura sanitária da população assentada nas áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais monitorados, principalmente pela insignificante parcela da população atendida por rede de coleta e tratamento de esgotos, observou-se uma relação direta entre a densidade populacional e a presença de esgotos não tratados nos corpos d'água receptores. Como consequência, observaram-se alterações quantitativas importantes em quase todas as variáveis físico-químicas escolhidas para o monitoramento da qualidade das águas dos rios urbanos quando comparadas com a condição referencial (poluentes, macro-nutrientes orgânicos e substâncias inorgânicas), bem como alterações na relação entre estas variáveis. Em ambos os casos, esperam-se impactos sobre as comunidades aquáticas que podem ser acessados através dos efeitos sobre a sua estrutura ou mesmo sobre indivíduos bioindicadores presentes. Recomenda-se, portanto, a inserção de indicadores biológicos de qualidade das águas como elementos complementares ao monitoramento físico-químico.

Usando-se como critério o valor do Coeficiente de Determinação  $R^2 > 0,80$ , das 26 variáveis da qualidade físico-química das águas superficiais testadas, 18 mostraram-se sensíveis para a correlação com a Densidade Populacional:

- Sólidos Suspensos Voláteis;
- Nitrogênio Total Kjeldhal;
- Fósforo Total;
- Turbidez;
- Demanda Química de Oxigênio;
- Fósforo Reativo Total;
- Nitrogênio Amoniacal;
- Nitrogênio Orgânico;
- Sólidos Suspensos Totais;
- Sólidos Totais Voláteis;
- Sólidos Dissolvidos Totais;

- Salinidade;
- Sólidos Totais Fixos;
- Condutividade;
- pH;
- Sólidos Totais;
- Demanda Biológica de Oxigênio, e
- Temperatura da Amostra.

As variáveis que apresentaram baixa correlação ( $r^2 < 0,80$ ) com a densidade populacional foram:

- Porcentagem de Saturação de Oxigênio Dissolvido;
- Fósforo Reativo Dissolvido;
- Oxigênio Dissolvido;
- Potencial de Oxi-redução;
- Sólidos Suspensos Fixos;
- Sílica;
- Nitratos e
- Zinco.

Dos modelos de correlação testados (linear, potência, logarítmico, exponencial e polinômios de segundo e terceiro graus), o modelo logarítmico apresentou maiores coeficientes de correlação em relação aos demais (19 das 26 correlações). Para as variáveis Nitrogênio Orgânico e Demanda Biológica de Oxigênio, os Coeficientes de Determinação obtidos na aplicação do modelo logarítmico (respectivamente 0,907 e 0,854) ficaram próximos ao maior dentre os modelos testados para as variáveis (0,923 e 0,884), indicando a possibilidade do uso do modelo logarítmico em 21 das 26 correlações. O modelo logarítmico não se adaptou apenas às variáveis que apresentaram baixo Coeficiente de Determinação para todos os modelos de correlação testados: Zinco ( $r^2=0,819$ ), Fósforo Reativo Dissolvido ( $r^2=0,611$ ), Sólidos Suspensos Fixos ( $r^2=0,342$ ), Sílica ( $r^2=0,198$ ) e Nitratos ( $r^2=0,024$ ). Para



estas variáveis, os coeficientes obtidos com o modelo logarítmico foram respectivamente 0,758, 0,478 , 0,263 , 0,198 e 0,006.

A forma logarítmica indica que, a partir de uma condição natural não urbanizada (referencial), mesmo pequenas densidades populacionais são capazes de alterar significativamente a concentração destas variáveis. Indica também um ponto de saturação a partir do qual o aumento da densidade populacional não mais influencia significativamente a sua concentração nos rios. Uma vez que a tendência logarítmica foi obtida a partir de apenas 5 pontos, recomenda-se a aplicação desta metodologia a outros estudos de caso de maneira a aumentar o número de pontos disponíveis e melhor explicitar a tendência dos dados.

Do ponto de vista das variáveis físico-químicas monitoradas, com os resultados obtidos pode-se concluir que:

- A Temperatura da Água dos rios apresentou-se, em termos medianos, pelo menos 2°C mais elevada nas bacias hidrográficas com algum grau de urbanização quando comparada com a observada no manancial referencial não urbanizado. Através da análise das temperaturas medianas, observou-se que os desvios são maiores nos pontos amostrais situados em bacias hidrográficas com maior densidade de ocupação urbana. Recomenda-se o monitoramento da temperatura do ar no momento da coleta para observar possíveis variações da temperatura da água condicionadas pela variação da temperatura do ar;
- O alto Coeficiente de Determinação apresentado na relação entre a Condutividade Elétrica da Água com a Densidade Populacional, e as maiores correlações entre a Condutividade Elétrica e as variáveis físico-químicas da qualidade das águas ocorreram com as mais típicas de poluição hídrica por esgotos (Demanda Biológica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Nitrogênio Total Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Fósforo Total, Fósforo Reativo Total e Sólidos Totais), permitem concluir que a Condutividade Elétrica pode servir como um indicador simples, rápido e barato da contaminação de rios urbanos por esgotos sanitários. Os resultados mostraram uma relação não linear de aumento da Condutividade com a Densidade Populacional. Esta relação, entretanto, foi obtida considerando uma realidade de quase inexistência do atendimento das populações por um sistema eficiente de coleta e tratamento de

esgotos. Nos casos de maior cobertura, a contribuição destes efluentes pode ser menos significativa alterando a relação. Recomenda-se a observação da variação dos resultados motivado por cenários crescentes de coleta e tratamento dos efluentes domésticos;

- As determinações de Salinidade ( $r^2=0,896$ ) e de Sólidos Dissolvidos Totais ( $r^2=0,899$ ) apresentaram Coeficientes de Determinação muito semelhantes à Condutividade Elétrica ( $r^2=0,888$ ) quando correlacionados com a Densidade Populacional, demonstrando a possibilidade de, na falta de um deles, usar uma estimativa obtida a partir dos outros. Os Coeficientes de Determinação obtidos na correlação entre estas três variáveis confirma esta possibilidade ( $r^2=0,972$  para a correlação entre Sólidos Dissolvidos Totais e Condutividade Elétrica;  $r^2=0,960$  para a correlação entre Sólidos Dissolvidos Totais e Salinidade, e  $r^2=0,944$  para a correlação entre Salinidade e Condutividade). A determinação da salinidade tem o inconveniente de, para ambientes de águas doces, apresentar uma escala pouco sensível (menor leitura de  $0,10 \text{ ‰}$ ) introduzindo erros de arredondamento inversamente proporcionais ao valor absoluto da leitura. Para o caso da determinação da concentração de Sólidos Dissolvidos em Laboratório, observou-se, além do custo e do tempo gasto, o inconveniente de se obter valores menores aos reais em razão da colmatação da membrana filtrante no ensaio de Sólidos Suspensos Totais. Este desvio tende a ser maior para os casos de amostras com maior conteúdo de Sólidos Totais;
- A presença de esgotos sanitários promove a alcalinização dos corpos d'água com o conseqüente aumento do Potencial Hidrogeniônico (pH). Este fenômeno ocorre a partir da ação do Dióxido de Carbono proveniente da respiração bacteriana sobre materiais básicos do solo, e da presença de ácidos fracos comumente encontrados nos esgotos domésticos;
- Para as faixas de variação do pH observados neste estudo, e considerando as concentrações de Nitrogênio Amoniacal monitoradas, pode-se dizer que no ponto amostral referencial (CO1) praticamente não existe a forma  $\text{NH}_3$  (tóxica), persistindo a forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ). Devido ao aumento do pH e da maior presença de Nitrogênio Amoniacal nos pontos de maior densificação (CP1, CP2, MN1 e MD1), a concentração de  $\text{NH}_3$  situa-se entre 0,02 e 0,2 mg/l, com as maiores

concentrações coincidentes com os maiores valores de densidade populacional. Com isso, pode-se dizer que a crescente densificação urbana tende a conferir às águas superficiais um caráter tóxico por amônia igualmente crescente;

- Em razão da presença de fatores particulares ao local da medição, como o regime de ventos e a reoxigenação provocada pela turbulência no regime hídrico do corpo d'água, a medição da Porcentagem de Saturação de Oxigênio pareceu ser mais adequada que a determinação da concentração de Oxigênio Dissolvido. No ponto amostral referencial não urbanizado (CO1) o valor mediano da concentração de Oxigênio Dissolvido permanece próxima à saturação, indicando equilíbrio entre produção e consumo. Para os demais pontos amostrais, observou-se clara predominância de fatores consumidores, representada pela perda de aproximadamente 50% do Oxigênio Dissolvido presente;
- A correlação entre as Demandas Biológica e Química de Oxigênio (DBO e DQO) apresentou-se baixa ( $r^2=0,663$ ) em grande parte devido à diferença entre as frações biodegradável e recalcitrante no ponto referencial e os demais. Para o ponto amostral CO1, não urbanizado, além dos baixos valores de DBO e DQO observados, a relação entre eles foi de 0,02 denotando a presença de um conteúdo orgânico biodegradável apenas residual. Para os pontos situados em bacias urbanizadas, a relação manteve-se entre 0,4 e 0,6, próximos à relação citada em literatura para esgotos domésticos, sem tendência de crescimento com a Densidade Populacional quando esta variou entre 7 e 70 hab/ha;
- Em pontos amostrais de pequenos rios urbanos onde prepondera o lançamento de esgotos domésticos, a correlação entre variáveis presentes nos esgotos prepondera e condiciona, em maior ou menor grau, o aparecimento de correlações semelhantes nos corpos d'água receptores. Mesmo considerando que os dados obtidos não se referem aos efluentes de esgotos, mas aos mananciais receptores, tanto pelas concentrações observadas quanto pelas relações entre os compostos de Nitrogênio e Fósforo obtidas, conclui-se que há quantidades suficientes destes nutrientes para que não haja limitação ao crescimento de algas fotossintetizantes. Ainda que os efeitos do enriquecimento das águas não seja sentido no âmbito das bacias hidrográficas monitoradas em razão do seu pequeno tamanho, regime hídrico e

rápida exportação dos nutrientes, seguramente os mananciais receptores de suas águas serão, de algum modo, afetados;

- Das formas de Fósforo monitoradas, a que melhor se correlacionou com a Densidade Populacional foi a Total ( $r^2=0,940$ ). O Fósforo Reativo Total apresentou  $r^2=0,930$  e o Fósforo Reativo Dissolvido,  $r^2=0,611$ . O Fósforo Reativo Total, de determinação mais fácil e rápida em razão da dispensa da etapa da digestão da amostra, correlacionou-se bem com o Fósforo Total ( $r^2=0,885$ ) indicando a possibilidade do seu uso. Considerando os valores medianos das séries obtidas nos vários pontos amostrais, observou-se que aproximadamente 70% do Fósforo Total se encontrou na forma reativa total. A parcela reativa dissolvida é a dominante, chegando a representar 92% da fração reativa total para o ponto MN1 (68% do Fósforo Total);
- O Nitrogênio Total Kjeldhal apresentou maior correlação com a Densidade Populacional ( $r^2=0,954$ ) do que as formas que o compõe: Nitrogênio Amoniacal ( $r^2=0,925$ ) e Nitrogênio Orgânico ( $R^2=0,923$ ). A diferença entre os Coeficientes de Determinação, entretanto, é pequena, podendo-se usar qualquer uma das três determinações para a correlação com a Densidade Populacional. Para as bacias urbanizadas, observou-se um aumento da participação da forma amoniacal na composição do Nitrogênio Total Kjeldhal com a Densidade Populacional. No ponto amostral CP1, 65% do NTK está sob a forma amoniacal, passando para 68% no ponto CP2, 71% no ponto amostral MN1 e 75% no ponto amostral MD1. Este fenômeno pode ser em parte explicado pela combinação das condições dos potenciais Hidrogeniônico e de Oxi-redução. Com o aumento do pH decorrente da introdução de esgotos sanitários e a diminuição do Potencial de Oxi-redução, o Nitrogênio Orgânico tende a passar para a forma amoniacal, enquanto que a amônia introduzida tende a se acumular no sistema, não progredindo para as formas mais oxidadas (Nitritos e Nitratos). O entendimento do equilíbrio entre as condições de redução ou oxidação não garante, entretanto, que determinada reação vá de fato ocorrer. Pode apenas indicar se uma reação é possível sob certas condições ambientais;
- A densificação urbana, responsável pela remoção da cobertura vegetal natural que é um dos fatores controladores da erosão do solo, é capaz de incrementar não

apenas a Turbidez da água (coeficiente  $r^2=0,936$ ), mas o conteúdo de sólidos transportados pelo sistema de drenagem da bacia hidrográfica como um todo. As formas orgânicas (voláteis) apresentaram maior correlação (Sólidos Suspensos Voláteis com  $r^2=0,982$ , Sólidos Dissolvidos Voláteis com  $r^2=0,929$  e Sólidos Totais Voláteis com  $r^2=0,907$ ), seguidos pelas formas dissolvidas (Sólidos Dissolvidos Voláteis com  $r^2=0,929$ , Sólidos Dissolvidos Fixos com  $r^2=0,919$  e Sólidos Dissolvidos Totais com  $r^2=0,899$ );

- Os pontos amostrais CP1, CP2, MN1 e MD1 influenciados pela urbanização apresentaram uma maior predominância dos Sólidos Totais Fixos (64%) em relação aos Totais Voláteis (36%), enquanto que no ponto referencial CO1, existe um maior equilíbrio entre as formas (56% e 44% para as formas Fixa e Volátil, respectivamente);
- Além de alterar os valores medianos da concentração dos sólidos e a relação entre as suas várias formas, observou-se que o aumento da densidade populacional foi responsável pela diminuição do coeficiente de variação tanto dos Sólidos Totais Fixos quanto dos Totais Voláteis. Como a qualidade é um elemento importante para a estruturação ecossistêmica das comunidades aquáticas, alterações na sua variabilidade contribuem para a dominância de espécies mais adaptadas às novas condições;
- Uma vez que os esgotos domésticos são pobres em Sílica, que tem sua origem determinada pela decomposição de rochas silicosas, particularmente as de origem ígnea, as amostras obtidas nos vários pontos amostrais demonstraram um teor mediano não muito elevado (11 a 14 mg/l), e não correlacionado com a densificação populacional ( $r^2=0,326$ );
- Para o caso dos metais pesados, como uma etapa prévia dos trabalhos de monitoramento, deve-se procurar metodologias analíticas compatíveis com as concentrações esperadas nas amostras coletadas, de modo que se possam obter valores numéricos adequados aos propósitos do estudo.

Para finalizar, com relação ao uso da Densidade Populacional como parâmetro de gestão da qualidade das águas, pode-se dizer que:

- Em razão do uso já disseminado deste parâmetro nos Planos Diretores de Urbanização das cidades brasileiras, ao contrário da variável “Porcentagem do Solo Impermeabilizado pela urbanização”, não há problemas de aceitação da sua consideração como elemento de gestão;
- Sua estimativa pode ser feita sem muito esforço para qualquer município brasileiro através dos dados censitários do IBGE ou através da pesquisa direta em bacias hidrográficas de baixa ocupação;
- Observou-se uma boa correlação entre praticamente todas as variáveis da qualidade das águas com a Densidade Populacional quando se consideram populações não atendidas com serviços de coleta e tratamento dos seus resíduos sanitários;

A fim de manter a qualidade das águas disponível para o abastecimento público após tratamento convencional, necessário se faz a previsão de uma baixa ocupação urbana na bacia hidrográfica (menor que 10 hab/ha), cuja população deve ser completamente atendida por serviços de coleta e tratamento dos esgotos sanitários bem como por serviços eficientes de coleta e disposição final dos resíduos sólidos. Esta recomendação se faz necessária tendo em vista que os conteúdos de Fósforo Total, Demanda Biológica de Oxigênio e Nitrogênio Amoniacal, em grande parte originados pelo lançamento de esgotos domésticos não tratados, são os limitantes no enquadramento das águas para este uso perante a Resolução CONAMA 20/86.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, T.W. *The statistical analysis of time series*. John Wiley and Sons Ed., New York, NY, USA, 1971, 704p.;

ANDREOLI, C.V.; DALARMI, O.; LARA, A.I.; e ANDREOLI, F.N. Os mananciais de abastecimento do sistema integrado da região metropolitana de Curitiba. Anais do IX SILUBESA – Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro, 9 a 14 de Abril, ABES, I-029, 2000a, p.(196-205);

ANDREOLI, C.V.; DALARMI, O.; LARA, A.I.; e ANDREOLI, F.N. Limites ao desenvolvimento da região metropolitana de Curitiba, impostos pela escassez de água. Anais do IX SILUBESA – Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro, 9 a 14 de Abril, ABES, I-029, 2000b, p.(185-195);

APHA; AWWA e WEF. *Standard Methods for the Evaluation of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> Ed., Washington D.C., USA, 1995, 1106p.;

BARBOUR, M.T. *A workshop on a technique for assessing stream habitat structure for nonpoint-source evaluation*. Watershed 96 proceedings, Washington D.C., 1996, ([Http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/barbour.html](http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/barbour.html)), (5p);

BEAUJEU-GARNIER, J. Geografia urbana. Fundação Calouste Gulbekian Ed. Lisboa – Portugal, 1980, 444p;

BELTRAME, A.V. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Ed. da UFSC, Florianópolis, SC, 1994, 112p;

BOOTH, D. *Urbanization and the natural drainage system impacts: solutions and prognoses*. Rev. Northwest Environ Journal vol1, n.7, 1991, p.93-118;

BOTKIN, D. B. Repensando o meio ambiente. Revista Diálogo, n.3, vol.25, 1992, p(60-65);

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N. JULIANO, N. e EIGER, S. Introdução à engenharia ambiental. Prentice Hall Ed., São Paulo, SP, 2002, 305p.;

BRANCO, S.M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, 1978, 620p.;

BROWN, J.H. *Grand challenges in scaling up environmental research*. In: Environmental Information Management and Analysis: Ecosystem to global scales. (W.K. Michener; J.W. Brunt e S.G. Stafford Ed.) Taylor e Francis Ed. London, UK, 1994, p(21-26);

CAMPANA, N. e TUCCI, C.E.M. Estimativa da área impermeável de macrobacias urbanas. RBE, Caderno de Recursos Hídricos, V.12, n.2, 1994, p.79-94;

CAMPBELL, D.T. e STANLEY, J.C. Delineamentos experimentais e quase-experimentais de pesquisa. (Trad. Renato Alberto T. Di Dio), Ed. Da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1979, 138p.;

CASTRO, P.S.; VALENTE, O.F.; COELHO, D.T. e RAMALHO, R.S. Interceptação de chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. Rev. Árvore, vol.7, n.1., Viçosa, MG, 1983, p(76-89);

CETSAM. Resolução CONAMA 20/86 e portaria 36/90 do ministério da saúde. Centro de Tecnologia em Saneamento Básico e Ambiental, SENAI, Curitiba, PR, 1991, 31p.;

CHEVALLIER, P. Aquisição e processamento de dados. In: Hidrologia.(TUCCI, C.E.M. Org.), 2. Ed., UFRGS, Ed. Da Universidade, Porto Alegre, RS, 1993, p(485-525);

CHOW, V.T. *Open channel hydraulics*. International Student Edition. McGrall Hill, Tóquio, 1981, 522p.;

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. 2. Edição, Edgard Blucher, São Paulo, 1980, 188p.;

CROMBIE, D. e DOERING, R.L. *An ecosystem approach to the regeneration of cities*. Rev. Ecodecision, New York, USA, December 1991, p.(57-59);

DE LUCA, S.J. e VASQUEZ, S.G. Qualidade do ar e das chuvas na região metropolitana de porto alegre. In: Avaliação e Controle da Drenagem Urbana (Org. Carlos E.M. Tucci e David M.L. da Motta Marques), UFRGS/Editora da Universidade, Porto Alegre, 2000, p(219-226);

DIAMOND, J. *Determining ecological quality within a watershed*. Watershed 96 proceedings. ([Http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/diamond.html](http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/diamond.html)), 1996, (7p);



DIGIANO, F.A.; COLER, R.A.; DAHIYA, R.C. e BERGER, B.B. *A protection of pollutional effects of urban runoff in the Green River, Massachusetts*. In: Urbanization and Water Quality Control (William Whipple Jr. Org.) Anais da American Water Resources Association, Proc. 20, 1975, p.(28-37);

DORST, J. *Avant que nature meure: pour une ecologie politique*. Delachaux & Niestlé Ed. Neuchatel, Suisse, 1971, 348p.;

DREW, D. Processos interativos homem - meio ambiente. Ed. Bertrand Brasil S.A. Rio de Janeiro – RJ, 1983, 206p.;

DUBOIS, R. *Man as his environment: scope, impact and nature*. In: Man's impact on environment. MacGraw-Hill Book Company, New York - USA, 1971, p(648-694);

DURBIN, J. *Trend elimination for the purpose of estimating seasonal and periodic components of time series*. In: *Time Series Analysis*. Proceedings of the Symposium on Time Series Analysis, Brown University, The SIAM Series of Applied Mathematics (ROSENBLATT, M. Ed.), John Wiley and Sons, New York, USA, 1963, p(3-16);

EINSTEIN, A. *Mein weltbild*. Europa Verlag Ed., Zurich – Schweiz, 1953, 213p.;

EVANS, J. *Sharing Spatial environmental information across agencies, regions and scales: issues and solutions*. In: *Environmental Information Management and Analysis: Ecosystem to global scales*. (MICHENER, W.K.; BRUNT, J.W. e STAFFORD, S.G. Ed.) Taylor e Francis Ed., London, UK, 1994, p(203-220);

FORESTI, C. e HAMBURGUER, D.S. Informações texturais e índices de vegetação obtidos de imagens orbitais como indicadores de qualidade de vida urbana. In: MARTOS, H.L. e MAIA, N.B. Indicadores ambientais. PUCSP, Sorocaba, 1997, p(205-212);

FREEDMAN, P.L.; DILKS, D.W. *Receiving water impacts*. In: The Control and Treatment of Industrial and Municipal Stormwater. Ed. By Peter E. Moffa, New York, USA, 1996;

GALLI, J. *Rapid stream assessment technique*. Metropolitan Washington Council Government. Washington, D.C. 1993;

GENSTAT. *Genstat 5 Release 3: Reference Manual*. Genstat 5 Committee (PAYNE, R.W. Chairman). Lawes Agricultural Trust. Clarendon Press, Oxford, UK, 1994, 796p.;

GIBSON, G.;BARBOUR, M. STRIBLING, J. e KARR, J. *Biological criteria: technical guidance for streams and small rivers*. USEPA. Assessment and Watershed Protection Division, Washington D.C.,1993;

GOLDENSTEIN, R.M. ; SIMON, T.P.; BAILEY, P.A.; ELL, M.; PEARSON, E.; SCHMIDT, K. e ENBLUM, J.W. *Concepts for an index of biotic integrity for streams of the red river of the north basin*. ([Http:// www.epa.gov/ibi.html](http://www.epa.gov/ibi.html)), 1999, (12p);

HAMMER, M.J. *Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos*. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., São Paulo, 1979, 563p.;

IBGE. *Censo demográfico 1991: famílias e domicílios*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Ed., Rio de Janeiro, 1991;

JANSEN, R.C. e COELHO NETTO, A.L. O papel dos sistemas radiculares no controle da infiltração no perfil do solo. In: *Anais do I Fórum Geo-Bio-Hidrologia: Estudo em vertentes e microbacias hidrográficas*, FUPEF/UFPR, 1998, p.(211-218);

JOHNSCHER-FORNASARO, G. ; PALOMO, S.R.K. ; NAVAS-PEREIRA, D. e MARTINS, M.T. Aplicação de índices biológicos numéricos para avaliação da qualidade ambiental . In: *Anais do II Seminário Regional de Ecologia*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos - SP, 1981, p.(409-435);

KARR, J.R. *Assessment of biotic integrity using fish communities*. *Rev. Fisheries*, v.6, 1981, p(21-27);

KARR, J.R. e CHU, E.W. *Restoring life in running waters*. Island Press, Washington D.C., 1999, 206p.;

KOBIYAMA, M.: GENZ, F, e MEDIONDO, E.M. Geo-bio-hidrologia. In: *Anais do 1º Fórum de Geo-bio-hidrologia : estudos em vertentes e microbacias hidrográficas*. UFPR, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, PR, 13-15 de outubro, 1998, p(1-25);

LANCASTRE , A. e FRANCO, F.M. Lições de hidrologia. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, Portugal. 1984, 451p.;

LEMOS, R.C. e SANTOS, D.D. dos. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 2.ed. Campinas, SBPG – SNLCS, 1982, 46p.;

LIJKLEMA, L.; TYSON, J.M. e LE SOUEF, A. *Interactions between sewers treatment plants and receiving waters in urban areas*. In: Interurba 92 Water Science and Technology, vol.27, n.12, 1993, p( );

MACHADO, L. M. C. P. Qualidade Ambiental: indicadores quantitativos e perspectivas. In: Indicadores Ambientais (Coord. Henry Lesjak Martos e Nilson Borlina Maia), Depto. Ciências Ambientais da PUC/SP, Sorocaba, SP, 1997, p(15-21);

MASSONE, H.E.; MARTINEZ, D.; CIONCHI, J.L. e BOCANEGRA, E. *Suburban areas in developing countries and their relationship to groundwater pollution: a case study of mar del plata, argentina*. Rev. Environmental Management, Springer-Verlag, New York, vol.22, n.2, 1998, p(245-254);

MENDES, C.A.B.; PEREIRA, J.S. e LANNA, A.E.L. *A spatial water data wywtem for water resources management*. In: Abstracts of the Conference on Environmetrics in Brazil. Instituto de Matemática e Estatística da Universidade de São Paulo, São Paulo, 22 a 26 de Julho, 1996, p(H1-H2);

MENEGAT, R. Atlas ambiental de Porto Alegre. Ed. Universidade/UFRGS, Porto Alegre, RS, 1998,

METCALF, R. L. e STUMM, W. *Series Preface: Environmental science and technology*. In: Systems Ecology: an introduction. Howard T. Odum. John Wiley & Sons Ed. New York. USA, 1983, p(vii);

MOTA, S. Introdução à Engenharia Sanitária. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental Ed., Rio de Janeiro – RJ, 1997, 280p.;

MOTA, S. Urbanização e meio ambiente. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental Ed., Rio de Janeiro – RJ, 1999, 352p.;

MUTZ, D. Ökologische und sozio-ökonomische kriterien für standortentscheidungen bei abfalldeponien in ländern der dritten welt. Universität Karlsruhe. Doktor – Ingenieur Dissertation. Hauptreferent: Prof. Dr. Rer.nat. Ludwig Hartmann. Karlsruhe – Deutschland, 1991, 164p.;

ODUM, E. *Fundamental of ecology*. 3<sup>a</sup> Ed., Sanders Company, Philadelphia, USA, 1971, 574p.;

PATRICK, R. *Some thoughts concerning correct management of water quality*. In: *Urbanization and water quality control* (Ed.: William Whipple Jr.), Proc. N.20, American Water Resources Association, Minneapolis, USA, 1975, p(14-18);

PFALZ, J.L. e FRENCH, J.C. *Representing spatial change in environmentl databases*. In: *Environmental Information Management and Analusis: Ecosystem to bglobal scales*. (MICHENER, W.K.; BRUNT, J.W. e STAFFORD, S.G. Ed.) Taylor e Francis Ed., London, UK, 1994, p(127-138);

PLAFKIN, J.; BARBOUR, M.; PORTER, K. GROSS, S. e HUGHES, R. *Rapid bioassessmnet protocols for use in streams and rivers; bentic macroinvertebrates and fish*. USEPA Off. Water. EPA –444(440)/4-3901. Waschington D.C., 1989;

PORTO, M.F.A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L. e BARROS, M.T. *Drenagem Urbana*. UFRGS Ed. Da Universidade/ ABRH, Porto Alegre, 1995, p.(387-428);

PORTO, R.; ZAHED FILHO, K.; TUCCI, C. e BIDONE, F. *Drenagem Urbana*. In: *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, 2<sup>o</sup> Ed. (Org.: TUCCI, C.E.M.), UFRGS Ed. Da Universidade. Porto Alegre, 1997, p.(805-847);

PUPPI, I.C. *Estruturação sanitária das cidades*. Universidade Federal do Paraná e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental Ed., São Paulo, 1981, 330 p.;

RAMIREZ, P.H.. *Metodologia de setorização e priorização*. Apostila n.2, Curso: Manejo Conservacionista de Bacias Hidrográficas. CIDIAT /SUDESUL, Projeto Itajai, Outubro, 1988a, 24p.;

RAMIREZ, P.H.. Metodologia do diagnóstico físico conservacionista em bacias hidrográficas. Apostila n.3, Curso: Manejo Conservacionista de Bacias Hidrográficas. CIDIAT /SUDESUL, Projeto Itajai, Outubro, 1988b, 28p.;

SANTOS, I. e VITTE, A..C. Proposta de mapeamento da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio palmital, região metropolitana de curitiba. In: Anais do I Fórum Geo-Bio-Hidrologia: Estudo em vertentes e microbacias hidrográficas, FUPEF/UFPR, 1998, p.(123-135)

SAWYER, C.N. e McCARTY, P.L. *Cheminty for environmental engineering*. 3<sup>rd</sup> Ed., McGrall-Hill, Tokio, Japan, 1978, 832p.;

SCHUELER, T. e HERSON-JONES, L. *Site planning for urban stream protection*. US Environmental Protection Agency, Waschingon, D.C., 1995, 232p.;

SLIWIANY, R.M. Estatística Social. Araucária Cultural, Curitiba, 1987, 108p.;

SMOLKA, M.O. Meio ambiente e estrutura intra-urbana. In: MARTINE, G. População, meio ambiente e desenvolvimento, Ed.UNICAMP, Campinas, 1993, p(133-148);

SOUTHERLAND, M.T.; VOLSTAD, J.H.; WEISBERG, S.B.; KAZYAK, P.F. e KLAUDA, R.J. *Maryland biological stream survey: developing estimates of watershed condition*. Watershed 96 proceedings, [Http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/ southerl.html](Http://www.epa.gov/OWOW/watershed/Proceed/southerl.html), Washington D.C., 1996 (5p);

SPIEGEL, M.R. Estatística. 3 Ed., Makron Books, Coleção Schaum. São Paulo, SP, 1993, 643p.;

STAFFORD, S.G.; BRUNT, J.W. e MICHENER, W.K. *Integration of Science information management and environmental research*. In: Environmental information Management and Analysis: ecosystems to global scales. Taylor & Francis Ed., London, UK, 1994, p(3-19);

TROPMAIR, H. Avaliação de impactos ambientais pela alteração da cobertura vegetal. In: MARTOS, H.L. e MAIA, N.B. Indicadores ambientais. PUCSP, Sorocaba, 1997, p(185-190);

TSUTYIA, M.T. e ALÉM SOBRINHO, P. Coleta e transporte de esgoto sanitário. 1º Edição. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999, 548p.;

TUCCI, C.E.M. Inundações urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L. e BARROS, M.T. Drenagem Urbana. UFRGS Ed. Da Universidade/ ABRH, Porto Alegre, 1995, p.(15-36);

TUCCI, C.E.M. Modelos hidrológicos. UFRGS, Ed. Da Universidade, Porto Alegre, RS, 1998, 669p;

TUCCI, C.E.M. *Urban drainage plan in brazil*. In: TUCCI, C.E.M. e MOTTA MARQUES, D.M.L. Avaliação e controle da drenagem urbana. UFRGS Ed. Da Universidade/FINEP, Porto Alegre, 2000a, p.(503-510);

TUCCI, C.E.M. A necessidade do planejamento da drenagem urbana. In: TUCCI, C.E.M. e MOTTA MARQUES, D.M.L. Avaliação e controle da drenagem urbana. UFRGS Ed. Da Universidade/FINEP, Porto Alegre, 2000b, p.(499-501);

TUCCI, C.E.M. e GENZ, F. Controle do impacto da urbanização. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L. e BARROS, M.T. Drenagem Urbana. UFRGS Ed. Da Universidade/ABRH, Porto Alegre, 1995, p(277-348);

UNESCO. *Impact of urbanization and industrialization on water resources planning and management*. IHP Workshop on Impact of Urbanization and Industrialization or Regional and national Water Planning and Management, Zandvoort, Netherlands, October, 1977,111p.;

UNESCO. *Methodological guidelines for the integrated environmental evaluation of water resources development*. Projeto FP/5201-85-01/UNEP - United Nations Environmental Programme. Dr. Ludwig Hartmann (Coordenador). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris, France, 1987, 152p.;

USEPA *Bioindicators for assessing ecological integrity of prairie wetlands*. Environmental Protection Agency, ([http://www.epa.gov/owow/wetlands/wqual/pph2\\_1.html](http://www.epa.gov/owow/wetlands/wqual/pph2_1.html)), Washington, D.C., USA, 1998;

VILLELA, S.M. e MATTOS, A. Hidrologia aplicada. McGrall Hill do Brasil. São Paulo, 1975, 245p.;

VON SPERLING, E. A utilização do parâmetro condutividade na avaliação da qualidade da água em mananciais de abastecimento. Anais do IX SILUBESA, Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES, trabalho III-023, 2000, p(748-751);

WEEKS, C.R. *Pollution in urban stormwaterrunoff*. In: Urban Stormwater Quality: Management and Planning. Ed. By Bem Chie Yen. Water Resources Publication, 1981.