

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO PARANÁ
CAMPUS CURITIBA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO URBANA**

CAROLINE GRIBOGI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS TRIBUTÁRIOS DA REPRESA
DA PETROBRÁS – BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE – REGIÃO
METROPOLITANA DE CURITIBA**

**CURITIBA
2011**

CAROLINE GRIBOGI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS TRIBUTÁRIOS DA REPRESA
DA PETROBRÁS – BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE– REGIÃO
METROPOLITANA DE CURITIBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Urbana – PPGTU da Pontifícia Universidade Católica do Paraná como requisito à obtenção do título de Mestre.

Linha de pesquisa:
Gestão Ambiental e Sustentabilidade

Professor orientador:
Dr. Harry Alberto Bollmann

CURITIBA
2011

Dados da Catalogação na Publicação
Pontifícia Universidade Católica do Paraná
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/PUCPR
Biblioteca Câmpus de São José dos Pinhais

F846a
2011 Gribogi, Caroline
Avaliação da qualidade das águas dos tributários da Represa da Petrobrás:
Bacia Hidrográfica do Rio Verde: Região Metropolitana de Curitiba /
Caroline Gribogi ; orientador, Harry Alberto Bollmann. -- 2008.
132 f. ; 30 cm

Dissertação (Gestão urbana) – Pontifícia Universidade Católica do Paraná,
Curitiba, 2011.
Bibliografia: f. 113-122

1. Gestão urbana. 2. Água - Qualidade. 3. Bacias hidrográficas – Região
Metropolitana de Curitiba (PR). 4. Bacia do Rio Verde. 5. Impacto ambiental.
6. Solo – Uso. I. Gribogi, Caroline. II. Pontifícia Universidade Católica do
Paraná. Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia. III. Título.

CDD 20. ed. – 711.4

CAROLINE GRIBOGI

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS TRIBUTÁRIOS DA REPRESA
DA PETROBRÁS – BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE – REGIÃO
METROPOLITANA DE CURITIBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Urbana – PPGTU do Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia - CCET da Pró-Reitoria de Graduação, Pesquisa e Pós-Graduação da Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR, como requisito à obtenção do título de Mestre.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dra. Maria Paula Casagrande Marimon
Universidade do Estado de Santa Catarina

Prof. Dra. Letícia Peret Antunes Hardt
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Prof. Dr. Christian Luiz da Silva
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Harry Alberto Bollmann
Pontifícia Universidade Católica do Paraná
Presidente da banca e orientador

Curitiba, _____ de _____ de 2011

Aos meus pais
e ao meu esposo Hélio

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao meu orientador professor Harry Alberto Bollmann que me auxiliou em todas as etapas do desenvolvimento dessa pesquisa com seu imenso conhecimento.

Ao Projeto Interdisciplinar de pesquisa sobre Eutrofização de Águas na bacia do Rio Verde, patrocinado pela Petrobrás/REPAR, pelo apoio financeiro recebido.

As equipes do Projeto Rio Verde, especialmente aos Professores Everton Passos e Carlos Roderjan da Universidade Federal do Paraná e ao Charles Carneiro da Sanepar que juntamente com suas equipes contribuíram com informações necessárias para o desenvolvimento desse trabalho.

A equipe do Laboratório de Estatística da Universidade Federal do Paraná que prestou assessoria para a realização das análises estatísticas.

Ao professor Ângelo Santanna da Pontifícia Universidade Católica do Paraná que também me auxiliou com a realização das análises estatísticas;

A minha família, pelo apoio e carinho.

Aos colegas de trabalho pela compreensão e apoio.

RESUMO

O objetivo principal desse trabalho foi realizar a avaliação da qualidade das águas dos principais tributários da represa da Petrobrás situada no Rio Verde, Região Metropolitana de Curitiba, a fim de conhecer as características das águas por meio da análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos e verificar a existência de variabilidades na qualidade das águas dos pontos monitorados, bem como os fatores que contribuem com essas diferenças, podendo ser eles naturais (clima, solo, geologia, relevo e vegetação) ou antrópicos, resultantes de influências do uso e ocupação do solo na região. Para isso, a área de estudo da bacia hidrográfica do Rio Verde, que é a área situada à montante do reservatório, foi dividida em 20 sub-bacias e os pontos de coleta foram selecionados de tal modo que, para cada afluente principal do Rio Verde houvesse uma amostra no ponto próximo à junção do afluente com o canal principal, para representar a qualidade das águas das áreas de drenagem contribuintes ao Rio Verde, que chega ao reservatório. Foram realizadas coletas mensais por um período de 8 meses, que compreendeu estação chuvosa e seca. Para verificar a similaridade do conjunto de fatores naturais e da qualidade das águas nas 20 sub-bacias foram utilizadas técnicas da estatística multivariada. Os resultados mostraram que existe um alto grau de semelhança das características naturais em 19 das 20 sub-bacias, sendo F5 o ponto que não apresentou semelhança com os demais porque a área de drenagem contribuinte a esse ponto amostral representa a soma de todas as sub-bacias monitoradas o que faz com que os valores de suas variáveis sejam muito maiores do que os observados nas sub-bacias componentes. Dentre as áreas semelhantes pelas suas características naturais, apenas uma delas não apresenta similaridade na qualidade das águas (ponto F1), sendo o ponto localizado no município de Campo Magro, que contempla a área de nascentes e que apresenta uma ocupação urbana diferenciada, podendo-se atribuir a essa diferença na qualidade das águas as influências do uso e ocupação do solo na região.

Palavras-chave: Qualidade das águas. Uso e ocupação do solo. Bacia hidrográfica.

ABSTRACT

The main objective of this study was to evaluate the water quality of the main tributaries of the Petrobras's reservoir located in Rio Verde, Metropolitan Region of Curitiba, in order to know the characteristics of water by physico-chemical and bacteriological analysis and check the variability in water quality of the monitored points, as well as the factors that contribute to these differences, which can be natural (climate, soil, geology, topography and vegetation) and anthropogenic, resulting from the use and occupation in the region. For this, the study area of the Rio Verde watershed, which is the area located upstream of the reservoir was divided into 20 sub-watershed and the collection points were selected so that, for each major affluent of Rio Verde there was a sample point near the junction of the affluent with the main channel to represent the water quality of drainage areas contributing to the Rio Verde, which reaches the reservoir. Samples were collected monthly for a period of eight months, which comprised the rainy and dry seasons. To verify the similarity of the set of natural factors and water quality in 20 sub-watershed multivariate statistical techniques were used. The results showed that there is a high level of similarity of the natural features in 19 of 20 sub-watershed, F5 didn't show any similarity with the others because the drainage area contributing to that sample point represents the sum of all sub-watershed monitored which means that the values of its variables are much larger than those observed in the sub-watershed components. Among similar areas by natural features, only one of them has no similarity in water quality (point F1), the point located in Campo Magro, which includes the headwaters area, features a distinctive urban settlement, and we can attribute this difference to the influences of the use and occupation of the soil.

Key-words: Water quality. Use and land cover. Watershed.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição da população na Bacia do Rio Verde por município	76
Tabela 2: Áreas dos municípios inseridos na Bacia do Rio Verde.....	76
Tabela 3: População estimada para 2010 na Bacia Hidrográfica do Rio Verde.	77
Tabela 4: Características morfométricas das sub-bacias em estudo.....	96
Tabela 5: Porcentagem das tipologias de cobertura vegetal e uso do solo nas sub-bacias avaliadas.....	101
Tabela 6: Porcentagem das tipologias de solos nas sub-bacias avaliadas....	102
Tabela 7: Porcentagem das tipologias geológicas nas sub-bacias avaliadas....	103
Tabela 8: Níveis de semelhança de condições ambientais.....	106

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 1: Principais impactos ambientais das atividades humanas.....	32
Quadro 2: Variáveis físico-químicas e bacteriológicas monitoradas.....	52
Quadro 3: Grandezas espaciais de variações climáticas.....	96
Figura 1: Representação esquemática das principais fontes de poluição no meio urbano.....	32
Figura 2: Mapa de localização dos pontos amostrais monitorados nas sub-bacias.....	53
Figura 3: Mapa Topográfico das sub-bacias.....	60
Figura 4: Macrolocalização da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.....	62
Figura 5: Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Verde na Região Metropolitana de Curitiba.....	63
Figura 6: Mapa da formação geológica na área de estudo.....	66
Figura 7: Mapa de tipologias de solos na área de estudo.....	69
Figura 8: Mapa da Cobertura vegetal e uso do solo na área de estudo	71
Figura 9: Mapa da ocupação do solo na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.....	73
Figura 10: Mapa de localização das fontes poluidoras na área de estudo.....	75
Figura 11: Gráfico da mediana e desvio interquartilico da condutividade da água nos pontos amostrais.....	79
Figura 12: Gráfico da mediana e desvio interquartilico da Demanda Bioquímica de Oxigênio da água nos pontos amostrais.....	80
Figura 13: Gráfico da mediana e desvio interquartilico da Demanda Química de Oxigênio da água nos pontos amostrais.....	81
Figura 14: Gráfico da mediana e desvio interquartilico do Fósforo Total da água nos pontos amostrais.....	82

Figura 15: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Fósforo Reativo da água nos pontos amostrais.....	83
Figura 16: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Nitrogênio Amoniacal nos pontos amostrais.....	84
Figura 17: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Nitrogênio Orgânico da água nos pontos amostrais.....	85
Figura 18: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Nitrogênio Total Kjedhal da água nos pontos amostrais.....	85
Figura 19: Gráfico da Mediana e desvio interquartílico do Nitrito da água nos pontos amostrais.....	86
Figura 20: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Nitrato da água nos pontos amostrais.....	87
Figura 21: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do Oxigênio Dissolvido da água nos pontos amostrais.....	88
Figura 22: Gráfico da mediana e desvio interquartílico da Oxigênio de Saturação da água nos pontos amostrais.....	88
Figura 23: Gráfico da mediana e desvio interquartílico do pH da água nos pontos amostrais.....	89
Figura 24: Gráfico da mediana e desvio interquartílico dos Sólidos Totais da água nos pontos amostrais.....	90
Figura 25: Gráfico da mediana e desvio interquartílico dos Sólidos Fixos da água nos pontos amostrais.....	91
Figura 26: Gráfico da mediana e desvio interquartílico dos Sólidos Voláteis da água nos pontos amostrais.....	92
Figura 27: Gráfico da mediana e desvio interquartílico da Temperatura da água nos pontos amostrais.....	93
Figura 28: Gráfico da mediana e desvio interquartílico de Coliformes Totais na água nos pontos amostrais.....	94
Figura 29: Gráfico da mediana e desvio interquartílico de <i>Escherichia coli</i> na	

água nos pontos amostrais.....	95
Figura 30: Mapa das declividades na área de estudo.....	99
Figura 31: Dendograma de Similaridade do conjunto dos fatores naturais nas sub-bacias.....	105
Figura 32: Dendograma de Similaridade do conjunto dos fatores naturais sem as variáveis de F5.....	106
Figura 33: Dendograma de similaridade da qualidade da água nos pontos amostrais.....	108

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A - Área da bacia hidrográfica

Af - Altitude na foz do curso d'água principal

An - Altitude da nascente do curso d'água principal

APA - Área de Proteção Ambiental

APP - Área de Preservação Permanente

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

CNAE - Classificação Nacional de Atividades Econômicas

COMEC - Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba

CONAMA - Conselho Nacional do Meio ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

Dd - Densidade de Drenagem

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Eq - Equação

Es - Extensão Média do Escoamento Superficial

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

Kc - Coeficiente de Compacidade

Kf - Coeficiente de Forma

L - Comprimento da bacia hidrográfica

Lp - Comprimento do curso d'água principal

Lt - Comprimento total dos cursos d'água

Lv - Comprimento do talvegue do rio principal

OCDE - Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico

P - Perímetro da bacia hidrográfica

PH - Potencial Hidrogeniônico

PUCPR - Pontifícia Universidade Católica do Paraná

REPAR - Refinaria Presidente Getúlio Vargas

RMC - Região Metropolitana de Curitiba

S - Sinuosidade

S1 - Declividade de álveo

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Estado do Paraná

SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente

UC - unidades de Conservação

UTP - Unidade Territorial de Planejamento

ZEE - Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 LINHA DE PESQUISA	16
1.2 PROBLEMA	16
1.3 HIPÓTESE	18
1.4 OBJETIVOS.....	28
1.5 JUSTIFICATIVA	19
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
2.1 IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS	22
2.1.1 Aspectos da ocupação urbana	25
2.1.1.1 Impactos da ocupação urbana sobre a qualidade das águas.....	27
2.1.1.2 Gestão do espaço urbano e qualidade das águas.....	32
2.1.2 Aspectos da ocupação rural	35
2.1.2.1 Impactos da ocupação rural na qualidade das águas.....	36
2.1.2.2 Gestão do espaço rural e qualidade das águas.....	40
2.1.3 Áreas de Proteção Ambiental	42
2.1.3.1 Gestão das Áreas de Proteção Ambiental	43
2.1.4 Gestão integrada de espaço	45
3 METODOLOGIA DA PESQUISA	49
3.1 MÉTODO DA PESQUISA.....	49
3.2 TÉCNICAS DA PESQUISA	49
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	60
4.1.1 Clima	63

4.1.2. Geologia.....	63
4.1.3 Solos.....	66
4.1.4 Cobertura vegetal.....	67
4.1.5 Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Verde.....	69
4.1.6 Descrição das fontes pontuais de poluição na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.....	73
4.1.7 População.....	75
4.1.8 Qualidade da água.....	77
4.2 SIMILARIDADE DOS FATORES NATURAIS DE VARIABILIDADE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NAS ÁREAS MONITORADAS.....	94
4.3 SIMILARIDADE DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NAS ÁREAS MONITORADAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VERDE.....	106
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	110
REFERÊNCIAS.....	113
APÊNDICES.....	123

1 INTRODUÇÃO

O padrão de qualidade de vida de uma população está diretamente relacionado à disponibilidade e à qualidade de sua água, sendo este o recurso natural mais crítico e mais susceptível a impor limites ao desenvolvimento em muitas partes do mundo (FARIAS, 2006). Os recursos hídricos representam um estoque fundamental para a manutenção da vida no planeta Terra e também para o funcionamento dos ciclos e funções naturais. Além disso, sempre houve grande dependência dos recursos hídricos para o desenvolvimento econômico. A água funciona como fator de desenvolvimento, pois ela é utilizada para inúmeros usos diretamente relacionados com a economia. Os usos mais comuns e frequentes dos recursos hídricos são: uso doméstico, irrigação, uso industrial e hidroeletricidade. Os usos múltiplos aumentam à medida em que as atividades econômicas se diversificam e as necessidades de água aumentam para atingir níveis de sustentação compatíveis com as pressões da sociedade de consumo e com a produção industrial e agrícola (TUNDISI, 2003). A variedade e a intensidade desses usos variam de acordo com a região, o grau de urbanização e industrialização, as atividades agropecuárias, o sistema econômico e social da região, a densidade populacional e sua concentração (TUNDISI, 2005).

A disponibilidade dos recursos hídricos é cada vez mais comprometida na medida em que, em muitos lugares do mundo, as águas superficiais e as subterrâneas estão contaminadas com esgotos industriais, agrícolas e domésticos. A crescente industrialização, os avanços tecnológicos e a explosão demográfica têm feito com que os parâmetros físicos, químicos e biológicos da água sejam alterados, provocando a poluição dessas águas. De modo geral, a poluição das águas pode ocorrer principalmente por esgotos sanitários, águas residuárias industriais, lixiviação e percolação de fertilizantes e pesticidas, precipitação de poluentes atmosféricos e má disposição de resíduos sólidos (CAMPOS, 2003). A multiplicidade de impactos gerados sobre os recursos hídricos exige diferentes tipos de avaliação, novas tecnologias de monitoramento e avanços tecnológicos no tratamento e gestão das águas (TUNDISI, 2003) que visem a conservação desses recursos.

A bacia hidrográfica do Rio Verde, localizada na porção oeste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), possui razões expressivas para a conservação dos

seus recursos naturais. É considerada área de manancial, estratégica para o abastecimento da crescente população da RMC. Além disso, nela está localizado o reservatório da Petrobrás que faz captação e uso das águas para utilizá-las na refinaria da própria empresa. Sendo assim, sua conservação é de fundamental importância para a continuidade desses usos.

As águas do Rio Verde apresentam qualidade compatível com a Classe 2, conforme classificação dos corpos de água da Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), o que denota a boa qualidade ambiental das suas águas. Essa situação é reflexo dos atuais padrões de uso e ocupação do solo que se mantém na região. Entretanto, a tendência é de densificação humana, o que pode vir a deteriorar a qualidade das águas visto que o processo de urbanização, bem como a intensificação das atividades agrícolas e industriais na região, geram condições propícias à degradação e à artificialização dos ecossistemas naturais.

A preocupação com a questão resultou na iniciativa de um amplo programa de pesquisas financiado pela Petrobrás, intitulado: “Projeto Interdisciplinar de Pesquisa sobre Eutrofização de Águas na Bacia do Rio Verde”, que reúne uma variedade de equipes multidisciplinares de diferentes instituições, com o objetivo de reunir subsídios para delinear medidas sustentáveis de planejamento regional para o uso e ocupação do solo da região, visando o gerenciamento de possíveis impactos antrópicos no reservatório, para a manutenção da qualidade da água e o seu aproveitamento múltiplo. Sendo assim, este trabalho está relacionado ao desenvolvimento de uma das pesquisas previstas neste programa a cargo da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), que pretende realizar um plano de monitoramento da qualidade das águas da área de drenagem contribuinte ao reservatório na bacia hidrográfica do Rio Verde de modo a avaliar as suas variabilidades frente às atividades potencialmente impactantes.

1.1 LINHA DE PESQUISA: GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

O trabalho está relacionado à gestão ambiental da área de uma bacia hidrográfica, no caso a bacia hidrográfica do Rio Verde, abordando aspectos relacionados ao uso e ocupação do solo, que é um dos principais aspectos de interesse da Gestão Urbana em busca de formas sustentáveis de ocupação do território – urbano e rural. Em termos de planejamento sustentável, os problemas sócio-ambientais devem ser tratados levando-se em consideração o meio urbano e o rural, em conjunto.

Apesar da bacia em estudo apresentar características predominantemente rurais, não deixa de ter aspectos interessantes e pertinentes à Gestão Urbana pelo contexto ambiental, social e econômico em que em que se insere. Primeiramente pela sua localização, que abrange o território de três municípios da região metropolitana de Curitiba. Depois, por ser área de manancial, com localização estratégica, serve como fonte para abastecimento de água da população da RMC, importante sob o ponto de vista social e econômico. E ainda, a refinaria da Petrobrás que faz uso do reservatório de água na Bacia e está situada no município de Araucária, tem importância econômica em nível nacional.

Portanto, a gestão dos recursos hídricos se faz importante sob diversos pontos de vista e, nesse caso, transcende interesses e limites municipais e reflete a maneira como se dá o planejamento e gestão urbana e ambiental em diferentes territórios, inseridos dentro dos limites da bacia hidrográfica, especialmente no que diz respeito ao uso e ocupação do solo.

1.2 PROBLEMA

Segundo Andreoli et al. (1999), a disponibilidade de água, em quantidade e qualidade, é um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento das cidades. Por isso, é importante que se trate de maneira especial e diferenciada as bacias consideradas como manancial de abastecimento, pois a qualidade da água bruta depende da forma pela qual os demais compartimentos do sistema são manejados.

O Rio Verde vem sendo utilizado pela Petrobrás e terá parte de suas águas utilizadas para o abastecimento do município de Campo Largo (Andreoli et al., 1999), o que confirma a sua importância.

Além disso, o Decreto Estadual nº 2.375, de 31 de julho de 2000 (PARANÁ, 2000) instituiu a Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual do Rio Verde, inserida na bacia do Rio Verde. Esta unidade de conservação e as ações dela decorrentes são consoantes com o Programa de Conservação da Biodiversidade do Paraná, desenvolvido pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), que tem como meta consolidar uma malha de comunicação formada por corredores biológicos estabelecidos nas principais bacias hidrográficas e serras que englobam os mais representativos biomas do Estado.

De acordo com Andrade e Romero (2005), as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) são instituídas, seja no âmbito federal, estadual ou municipal, com objetivo de proteger valores ambientais significativos, assegurando o bem estar das populações humanas e melhorar as condições ecológicas locais. Não impede o desenvolvimento econômico da região, mas disciplina o uso racional dos recursos naturais.

Atualmente, somente a Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR) da Petrobrás e a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) possuem outorga para captação de água do Reservatório do Rio Verde. O volume do lago é de aproximadamente 36.000.000 m³ e a vazão regularizada útil do rio é de 6.750m³/h. A vazão outorgada à Repar é de 3.024 m³/h (840 l/s) e a vazão mínima à jusante da barragem é de 720m³/h (200l/s). A vazão outorgada para a Sanepar na barragem corresponde à diferença entre a vazão regularizada pelo barramento e a vazão outorgada à Repar na barragem do Rio Verde. Diante dos interesses dessas duas empresas pela captação da água, surge um conflito de interesses; a Sanepar tem intenção de captar as águas do Rio Verde para fins de abastecimento público de água potável e a Petrobrás utiliza a captação das águas para a geração de energia em sua própria refinaria, a qual é de grande importância econômica em nível regional, estadual e nacional. Dessa forma, a quantidade e a qualidade das águas, além de atender às funções ecossistêmicas locais, devem atender às duas tipologias de uso antrópico: o uso para abastecimento após tratamento convencional e o uso industrial.

Entretanto, a região como um todo está sujeita a pressões em decorrência dos processos de urbanização, do incremento das atividades agropecuárias e industriais, além do desenvolvimento do setor terciário e dos sistemas de transporte, com expansão da malha rodoviária, gerando condições propícias à degradação e a elevados graus de artificialização dos ecossistemas naturais.

Diante da importância da manutenção da qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, e do fato de que há uma tendência de intensificação das atividades antrópicas na região que podem torná-la vulnerável a impactos ambientais resultando na degradação da qualidade das águas, pretende-se com esta pesquisa estudar a relação entre a ocupação humana, incluindo a área rural e urbana, e a qualidade das águas.

1.3 HIPÓTESE

Considerando que a Bacia Hidrográfica do Rio Verde apresenta uma ocupação predominantemente rural em toda sua extensão e que esta extensão não justifica a existência de variabilidades naturais que afetem a qualidade de suas águas, a hipótese desse estudo pressupõe que no âmbito de sua Bacia Hidrográfica, os fatores naturais de variabilidade da qualidade das águas sejam semelhantes nos vários pontos de monitoramento, de modo que se houver diferenças na qualidade das águas, elas são resultantes dos padrões de uso e ocupação do solo.

1.4 OBJETIVOS

O objetivo geral do estudo é analisar os fatores de variabilidade da qualidade das águas na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.

Objetivos Específicos:

- a) Descrever os impactos dos padrões de uso e ocupação do solo, urbano e rural, na qualidade das águas superficiais.

- b) Descrever a realidade atual do uso e ocupação do solo na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.
- c) Descrever a qualidade das águas na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.
- d) Conhecer os fatores de variabilidade da qualidade das águas dos tributários ao reservatório da Petrobrás.

1.5 JUSTIFICATIVA

A água doce é um componente essencial à vida na Terra e é parte indispensável para a manutenção de todos os ecossistemas. É de extrema importância que esteja disponível em quantidade e em qualidade para que possa ser utilizada para fins de abastecimento humano, além de diversos outros usos que dependem de boas condições ambientais da água. Por conta disso, deve ser utilizada de forma racional e a sua conservação deve ser constante, seja no meio rural ou urbano.

Segundo Tundisi (1999), alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos ameaçam a sobrevivência humana e as demais espécies do planeta, estando o desenvolvimento econômico e social dos países fundamentados na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de sua conservação e proteção.

A degradação urbana, industrial e agrícola têm comprometido seriamente os recursos hídricos. Como consequência do crescimento da demanda de água, cresce a disputa entre os setores da agricultura, indústria e abastecimento humano, que tradicionalmente competem pelo uso da água, gerando sérios conflitos entre os usuários (CARNEIRO; PEGORINI; ANDREOLI, 2005).

De acordo com Farias (2006), para solucionar os conflitos entre os usos da água e a preservação qualitativa e quantitativa do manancial, é importante que haja um programa de monitoramento da qualidade da água para fornecer subsídios para avaliar as condições do manancial e, além disso, propiciar informações para a tomada de decisões com relação ao gerenciamento deste recurso hídrico. As informações ambientais necessárias para a tomada de decisão devem levar em

conta os componentes físicos, antrópicos e sócio econômicos do meio ambiente, possibilitando o monitoramento das ações do homem sobre o ambiente e as respostas do meio aos impactos, de acordo com a fragilidade do sistema ambiental.

Segundo Magalhães Júnior (2000), o monitoramento deve ser visto como um processo essencial á implantação dos instrumentos de gestão das águas, já que permite a obtenção de informações estratégicas, acompanhamentos das medidas efetivas, atualização do banco de dados e atualização das decisões. Este mesmo autor ressalta que uma sólida base de dados é imprescindível aos instrumentos de gestão, sob pena de tentar-se gerenciar o que não se conhece.

A Lei Federal nº 9.433, de 08 de Janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelece a prioridade do uso da água para abastecimento humano em caso de escassez, o que garante a continuidade do uso da água pela Sanepar. No entanto, sabe-se que a Refinaria Presidente Getúlio Vargas é de grande importância para o desenvolvimento econômico a nível regional e nacional, interessando também o prosseguimento das atividades na Represa. Por isso a necessidade da gestão dos recursos hídricos, que, conforme previsto nesta mesma lei deve proporcionar o uso múltiplo das águas.

Por se tratar de uma área de grande interesse ambiental, econômico e social, nota-se a importância de uma pesquisa para identificar e monitorar a qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Verde, de modo que possa se prever e evitar prejuízos aos usos a que estão destinados essas águas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os recursos hídricos sofrem, direta o indiretamente, uma variedade de prejuízos resultantes da exploração dos recursos naturais e da simples ocupação humana em determinadas áreas. O ciclo hidrológico é alterado, na maioria das vezes, por meio do mau uso da terra, como desmatamento e uso agrícola, ou sobre a área urbana, que resulta em que as águas tendam a se escoar mais na superfície do que se infiltrar, iniciando processos erosivos. Além disso, o lençol freático pode diminuir em qualidade e quantidade, bem como ser contaminado pela poluição, podendo haver o risco de contaminação também de mananciais abastecidos por esses lençóis d'água (CUNHA; GUERRA, 2002).

Vários são os fatores que estão relacionados à qualidade da água de um corpo hídrico, podendo ser de origem natural ou antrópica, como a geologia, geomorfologia, tipo de solo, clima, tipo e quantidade da cobertura vegetal, a intensidade e o tipo de atividade humana existente na bacia hidrográfica (FONSECA, 2006; TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETO, 2003).

De acordo com Tundisi (2005, p.690):

A quantidade e a qualidade de água em uma dada bacia hidrográfica dependem do clima, das características físicas, químicas e biológicas dos sistemas terrestres e aquáticos. As flutuações na disponibilidade da água dependem evidentemente dos ciclos naturais e das interferências das atividades humanas nesses ciclos.

Dessa forma, os rios que drenam certa área apresentam suas águas com características físicas e químicas próprias, as quais refletem as atividades do uso e ocupação do solo, pois incorporam elementos químicos, físicos e biológicos conforme o ambiente natural, construído ou cultural que percorrem (FONSECA, 2006). Os esgotos domésticos apresentam compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias. Já as indústrias lançam uma variedade maior de contaminantes que estão relacionados com os tipos de matérias-primas e processos utilizados. Além destas fontes pontuais, existem as fontes difusas que incluem os deflúvios superficiais urbano e agrícola (SANTOS et al., 2008).

O deflúvio superficial urbano contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo. Já o deflúvio superficial agrícola apresenta características que são influenciadas pelas práticas agrícolas utilizadas em cada região, cuja

composição varia de acordo com as práticas agrícolas utilizadas no período de plantio, como a preparação do terreno, a aplicação de fertilizantes e defensivos, e durante a colheita (SANTOS et al., 2008).

O crescimento exagerado das demandas localizadas combinado com a degradação da qualidade das águas são os principais fatores responsáveis por gerar problemas de disponibilidade hídrica no Brasil. Isso é resultante do modelo de crescimento industrial concentrado, do aumento populacional e sua concentração nas cidades, e da expansão agrícola (JACOBI, 2006).

2.1 IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS

As consequências da expansão sem uma visão ambiental são a deterioração dos mananciais e a redução da qualidade da água para abastecimento da população, pois o aumento da urbanização e do uso de produtos químicos na agricultura faz com que a água utilizada nas cidades, indústrias e na agricultura, retorne aos rios totalmente contaminada (TUCCI; BERTONI, 2003).

A preocupação com a escassez hídrica se estende a nível mundial. Um relatório elaborado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) - Perspectivas Ambientais da OCDE para 2030 - baseado em projeções e tendências econômicas e ambientais para o ano de 2030, relaciona o problema de escassez da água, juntamente com a preocupação com a qualidade da água subterrânea e com a água para utilização agrícola, entre os principais desafios para o futuro, a nível mundial, classificados como urgentes, por não estarem recebendo gerenciamento correto (OCDE, 2008). Muitas pesquisas demonstram a relação entre a qualidade da água e fatores de uso e ocupação do solo, urbanos ou rurais, apontando as principais fontes de degradação dos recursos hídricos advindas das atividades antrópicas. Bollmann (2003) pesquisou a influência da densidade populacional sobre a qualidade das águas de rios urbanos, avaliando variáveis físico-químicas, e observou, por meio da análise de dados, a existência de uma relação direta entre a densidade populacional e a presença de esgotos não tratados nos corpos d'água. Conseqüentemente, ocorreram alterações importantes na

maioria das variáveis físico-químicas escolhidas para o monitoramento da qualidade das águas, quando comparadas ao padrão referencial.

Walls e McConnel (2004) elaboraram um artigo discutindo as formas de uso da terra que afetam a qualidade das águas da Baía de Chesapeake, Estados Unidos. Consideraram que as atividades desenvolvidas pelo uso da terra no entorno da baía afetam diretamente os níveis de poluição das suas águas em complexas e variadas formas. As práticas de manejo de terras agrícolas, o uso de produtos químicos, o crescimento da população e a densidade, a extensão de superfícies impermeáveis e os fatores naturais como solo, clima e hidrologia, interagem para determinar condições da qualidade da água e da saúde aquática. Concluíram que a expansão das áreas urbanas nos últimos 30 anos, associada a superfícies impermeáveis, sistemas sépticos para tratamento de esgotos e sistemas de transportes, teve um grande impacto na qualidade das águas da baía. Da mesma forma, a expansão de determinadas atividades agrícolas, tanto em tamanho como intensidade, é a maior responsável pelo excesso de nutrientes na baía de Chesapeake. E ainda, comentaram a necessidade da realização de trabalhos e pesquisas para melhor compreender o efeito de combinações de usos do solo, características naturais e insumos utilizados na terra sobre a qualidade da águas.

Nieweglowski (2006) procurou identificar a contribuição da atividade agrícola na degradação da qualidade da água, observando a sensibilidade de variáveis físico-químicas, microbiológicas, de ecotoxicidade e indicadoras de resíduos de agrotóxicos, em três pontos representativos do Rio Toledo no Paraná: dois pontos da área rural, sob influência de atividades agropecuárias, e um ponto com grande interferência da atividade urbana. A análise dos resultados demonstrou que poucas variáveis foram sensíveis aos estímulos da ocupação rural na bacia hidrográfica estudada, ao tempo que grande parte delas demonstrou sensibilidade aos estímulos ocupação urbana. A incorporação de macronutrientes, como Nitrogênio e Fósforo, foi significativa na área urbana, provenientes dos lançamentos de esgotos da cidade sem o tratamento adequado.

Farias (2006) realizou uma pesquisa de monitoramento da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo, em João Pessoa-Paraíba, e através da avaliação da qualidade da água nos pontos de monitoramento estudados, concluiu que as principais fontes de poluição observadas na bacia foram: esgotos domésticos e industriais, resíduos sólidos, exploração de areia, expansão urbana sem

infraestrutura, exploração agropecuária, desmatamento, aterramento do mangue, ocupação irregular da praia e urbanização caracterizada por construções irregulares.

Gonçalves (2008) elaborou sua pesquisa de monitoramento da qualidade da água nos lagos urbanos de Londrina-Paraná utilizando dados sobre a qualidade da água registrados em dez estações de monitoramento num período de dez anos. O monitoramento incluiu variáveis físicas, químicas e biológicas, visando determinar o Índice de qualidade das águas e a estimativa do aporte de cargas poluidoras devido à ação antrópica. Verificou que a qualidade da água nos diversos pontos estudados apresentou algum nível de degradação, de moderado a intenso, e que as concentrações de cargas orgânicas, nutrientes e coliformes passam por um acréscimo gradativo devido ao aumento do lançamento de esgotos domésticos. Concluiu que a dinâmica de uso e ocupação do solo na microbacia em estudo foi fator determinante para a degradação da qualidade da água do Lago Iapó, principal objeto do estudo.

Segundo Leal (1998, p. 17):

Há uma grande interação e interdependência dos recursos hídricos com os demais componentes do meio ambiente, principalmente no que se relaciona à ocupação do solo: o uso urbano, com lançamentos de esgoto, deposição de lixo, captações para abastecimento, impermeabilização do solo; o uso industrial, com lançamentos poluentes e captações; o uso rural, com irrigação, carreamento de fertilizantes, agrotóxicos e matéria orgânica e contaminação do lençol; os desflorestamentos, causando carreamento de sedimentos, erosão de encostas e assoreamento dos cursos d'água; os aproveitamentos minerais, com despejos de rejeitos e metais pesados e modificação do leito dos rios; e outros. [...] Tendo em vista todas essas relações, as condições da água podem ser vistas como bons indicadores da situação de toda a bacia, sendo uma espécie de sintetizador dos demais componentes do meio ambiente. Práticas deletérias ao ambiente e ocupação inadequada do solo de alguma maneira acabam em geral por se refletir nas condições da água.

Todo processo antropogênico, capaz de poluir ou contaminar as águas subterrâneas, tem origem na superfície do solo, logo as formas de uso e ocupação do meio físico são fundamentais no controle da poluição de águas subterrâneas, e conseqüentemente das águas superficiais, visto que as águas dos aquíferos são restituídas aos rios, nas zonas de descarga do fluxo subterrâneo, influenciando na sua qualidade (STRUJAK; VIDAL, 2007).

De acordo com Mota e Aquino (2003), como a qualidade das águas de uma bacia hidrográfica é influenciada pelas atividades desenvolvidas na mesma, a gestão

dos recursos hídricos deve ser feita considerando o uso do solo da bacia como um todo, incluindo a área urbana e rural.

2.1.1 Aspectos da Ocupação Urbana

A área urbana é caracterizada por construções, arruamentos e intensa ocupação humana. São áreas afetadas por transformações decorrentes do desenvolvimento urbano e aquelas reservadas à expansão urbana. Na realidade, a cidade – o pólo oposto do rural - é por definição uma concentração das pessoas e das atividades com fins comerciais e institucionais (SOROKIN et al., 1930 apud MARINI; MOONEY, 2005).

O uso do solo urbano é determinado por um conjunto de fatores econômicos e sociais e influenciado por condicionantes ambientais, espaciais e culturais. Não deve ser analisado apenas como ocorrência pontual de empreendimentos e atividades no espaço das cidades, mas sempre que possível investigado em associação aos fatores que determinam e condicionam de forma mais ampla a sua configuração (CAMARGO, 2005).

Segundo Mota (2003), o ambiente urbano é a interação entre o sistema natural, composto pelos meios físico e biológico e o sistema antrópico, consistindo do homem e suas atividades. O desenvolvimento dessas atividades representa a forma como ocorre o uso do solo em áreas urbanas e a intensidade de utilização e das edificações representa a forma como se dá a ocupação do solo.

O uso e a ocupação do solo representam a forma como se organiza a cidade no que se relaciona a fatores como a densidade populacional, a densidade das construções e a destinação da terra. São esses fatores que constituem o conceito de zoneamento do solo, sendo um instrumento legal do poder público para controlar o uso da terra, as densidades de população, a localização, a dimensão das construções e seus usos específicos em favor do bem estar geral.

As normas de planejamento do uso do solo são normalmente elaboradas para definir e manter determinados usos do solo, de acordo com interesses públicos, e limitar os usos que são incompatíveis com os processos ecológicos do solo. As leis de zoneamento especificam as exatas localizações, em uma região, onde

determinados usos do solo são aceitáveis - urbano, agrícola, parques - definindo parâmetros tais como taxas de ocupação e densidades populacionais, bem como os tipos de atividades - comercial, residencial, industrial e outras (BORTOLUZZI, 2004). Conforme o mesmo autor, os índices urbanísticos devem ser definidos de forma que a ocupação do solo seja feita visando à conservação ambiental, como por exemplo, a definição de densidades populacionais, em função da capacidade de ocupação do local e da disponibilidade dos serviços de infraestrutura.

Em uma cidade desordenada, os usos desenvolvem-se com grande prejuízo ao bem estar da população. Portanto, o planejamento urbano é de suma importância para o crescimento e desenvolvimento das cidades com um processo de uso e ocupação do solo ordenado, a fim de que estas não se tornem conglomerados com altas densidades populacionais e de construções. Acioly e Davidson (1998) mencionam a importância do zoneamento de uso e ocupação do solo como um dos instrumentos de gestão urbana capaz de influenciar a densidade, definindo os parâmetros de desenvolvimento urbano, fornecendo as diretrizes para a urbanização, ordenando a ocupação do solo e ao mesmo tempo permitindo uma gestão apropriada da densidade urbana.

Segundo os mesmos autores, a densidade é um dos mais importantes indicadores a ser empregado no processo de planejamento e gestão dos assentamentos humanos. É um instrumento utilizado na avaliação da eficiência e do desempenho das propostas e projetos de parcelamento do solo. Para os autores, este indicador é utilizado como um instrumento de auxílio na formulação e tomada de decisão dos planejadores urbanos sobre a forma e extensão de uma determinada área da cidade. Portanto, a densidade é um referencial importante para se determinar a distribuição dos usos do solo urbano, a infraestrutura e os serviços públicos de uma área urbanizada.

De acordo Mota (2003) o homem utiliza o meio ambiente como fonte de matéria prima e energia necessárias à vida, ou como receptor de seus produtos e resíduos. O grande problema é que as alterações introduzidas pelo homem acontecem de forma rápida e intensa, principalmente nas grandes cidades, não permitindo, muitas vezes, que a natureza se recupere normalmente. Sendo assim as modificações podem tornar-se irreversíveis.

Segundo Mota (1995), a qualidade da água de um manancial, além dos seus usos, depende das atividades que se desenvolvem em suas margens, estando

relacionada ao uso que se faz do solo em seu redor. Nesse sentido, a bacia hidrográfica surge como unidade a ser considerada quando se deseja a preservação dos recursos hídricos, já que as atividades nela desenvolvidas têm influência sobre a qualidade da água. Por isso, o disciplinamento do uso e ocupação do solo constitui medida importante no controle das atividades a serem desenvolvidas em uma bacia, de modo a minimizar os impactos das mesmas sobre o meio ambiente (CAMPOS; STUART, 2003).

2.1.1.1 Impactos da ocupação urbana sobre a qualidade das águas

A intensa concentração de atividades antrópicas, que caracteriza o meio urbano, faz surgir um paradoxo: ao mesmo tempo em que a cidade exige uma grande disponibilidade dos recursos hídricos, em qualidade e quantidade, para suprir as demandas de abastecimento, desenvolvimento econômico e social, é nela onde se lançam uma série de poluentes que levam à degradação dos corpos hídricos e, conseqüentemente, à diminuição da disponibilidade desse recurso, podendo comprometer o atendimento às demandas.

A qualidade das águas de uma bacia hidrográfica é influenciada pela maneira como se desenvolvem as atividades demográficas e sociais na mesma. O uso do solo está intimamente ligado à preservação dos recursos hídricos, uma vez que o assentamento humano configura-se hoje, no maior agente transformador do espaço natural a curto prazo (CHEROBIM, 2004).

Na zona urbana, os efeitos resultantes do uso e ocupação do solo, decorrentes da urbanização, têm grande importância sobre a hidrologia da respectiva área. Segundo Bau (1983), estes efeitos são inter-relacionados, mas podem ser separados em quatro: alteração do escoamento total, modificação das características do hidrograma de cheia, alteração da qualidade da água e alteração das possibilidades de utilização da água para fins panorâmicos.

A maior parte dos efeitos da urbanização sobre o ciclo hidrológico tem origem direta no aumento das áreas impermeáveis, que diminuem a capacidade de infiltração, retenção e evapotranspiração e aumentam a velocidade de escoamento superficial em áreas urbanas (TUCCI; MELLER, 2007). À medida que uma área é

urbanizada, coberta por telhados, estradas, parques de estacionamento e outras superfícies impermeabilizadas aumenta também o volume do escoamento superficial. O volume do escoamento é determinado, primeiramente, pela capacidade de infiltração do solo e está relacionado com a topografia do terreno (declividade), com o tipo de solo e com a cobertura vegetal. O aumento do volume de escoamento favorece a ocorrência de enchentes e por outro lado, causa a diminuição do grau de umidade do solo e da recarga de aquíferos, afetando a disponibilidade quantitativa de água (BAU, 1983).

A urbanização provoca alterações na qualidade das águas, seja pela poluição originada de forma direta, como pela descarga de efluentes domésticos e industriais, ou de maneira indireta, pelas águas de escoamento superficial que carregam uma diversidade de sedimentos e poluentes que são lavados pela água de chuva e transportados para os corpos d'água.

A remoção da cobertura vegetal e de camadas de solo para nivelamento do terreno diminui a interceptação e o armazenamento da chuva. Com a remoção da camada superior de solo e a compactação do terreno, ocorre o aumento do escoamento superficial juntamente com a produção de sedimentos devido à erosão. (TUCCI; MELLER, 2007).

Segundo Schueler (1995), o monitoramento dos rios urbanos e os estudos de modelagem tem consistentemente indicado que cargas de poluentes urbanos estão diretamente relacionadas à impermeabilidade das bacias hidrográficas. Níveis mais altos de superfícies impermeáveis resultam em um maior volume de escoamento superficial com maior pico de cheia, menor tempo de viagem e cargas poluentes mais severas. Lee e Heaney (2003) consideram a impermeabilidade urbana um parâmetro muito importante na gestão de bacias hidrográficas urbanas.

A diversidade e o número de fontes existentes e o potencial de contaminação química dos corpos d'água são variadas. Segundo Braga et al. (2002), os principais grupos de compostos causadores da poluição são: poluentes orgânicos biodegradáveis, poluentes orgânicos recalcitrantes, metais pesados, nutrientes, organismos patogênicos, calor e radioatividade.

Os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho que o poluente percorre no meio e do uso que se faz do corpo da água (BRAGA et al., 2002). Os poluentes podem ser introduzidos nos corpos d'água de maneira pontual ou difusa.

Os resíduos domésticos e industriais constituem o grupo das fontes pontuais por se restringirem a um simples ponto de lançamento, o que facilita a coleta através de redes ou canais. Em geral, a fonte de poluição pontual pode ser reduzida ou eliminada através de tratamento apropriado, para posterior lançamento em um corpo receptor. Muitas vezes estes resíduos, sem tratamento, são lançados diretamente nos corpos de água, causando sérios impactos aos recursos hídricos, ao homem e demais componentes do sistema. Estas fontes pontuais de poluição têm limites determinados por leis ambientais e valores limites para descarga de efluentes nos recursos hídricos (BRITO, 2003 apud FARIAS, 2006). No Brasil, a Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes nos corpos d'água.

Os esgotos domésticos se caracterizam por conter elevada quantidade de matéria orgânica, o que causa a redução do Oxigênio Dissolvido (OD) na água que o recebe, como resultado da estabilização da matéria orgânica pelas bactérias. A redução da quantidade de oxigênio na água, por sua vez, pode ocasionar desequilíbrios ecológicos no meio aquático, com prejuízos aos peixes e outros animais aeróbios (MOTA, 2003). Além disso, o lançamento de esgotos domésticos na água pode causar doenças às pessoas que ingerem ou utilizam este líquido, por conterem microrganismos patogênicos provenientes de resíduos dos processos biológicos do homem.

Os esgotos industriais têm composição variada, dependendo do tipo de processamento utilizado. Em geral, apresentam: elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), causando a redução do Oxigênio Dissolvido da água; compostos tóxicos e metais pesados; cor, turbidez e odor indesejáveis; temperatura elevada; excesso de nutrientes levando à eutrofização das águas; sólidos dissolvidos e em suspensão; ácidos e álcalis que alteram o Potencial Hidrogeniônico (pH) da água; além de óleos, graxas e similares. Essas características provocam alterações no meio aquático, prejudicando o seu uso pelo homem e afetando os organismos que vivem na água (MOTA, 2003).

Também são fontes pontuais os lançamentos de águas pluviais através de galerias, pois este líquido pode conter impurezas carregadas pela água do escoamento superficial, como sólidos sedimentáveis, matéria orgânica, nutrientes como o Fósforo e o Nitrogênio, defensivos agrícolas e fertilizantes, bactérias e organismos patogênicos, compostos químicos e metais pesados (MOTA, 2003).

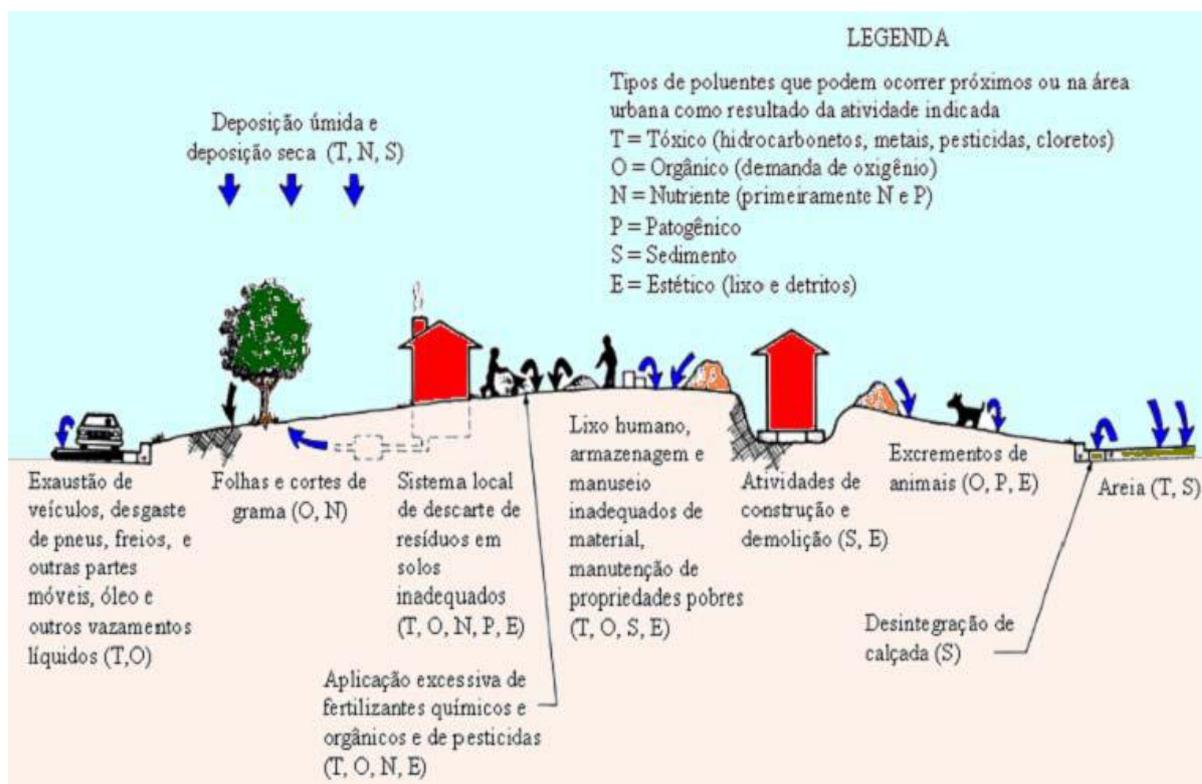
As fontes difusas se caracterizam por despejos oriundos de atividades humanas em que os contaminantes não têm um ponto definido de entrada nos corpos de água receptores, sendo de difícil identificação, medição e controle. Geralmente são gerados em áreas extensas, sendo recebidos de forma intermitente durante os períodos de chuva, refletindo na qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Há uma diversidade de fatores que originam a poluição difusa: a abrasão e o desgaste das ruas pelos veículos, lixo acumulado nas ruas e calçadas, resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, atividades de construção, resíduos de combustível, óleos e graxas deixados por veículos, poluentes do ar, etc. Os principais poluentes que são assim carregados são: sedimentos; matéria orgânica; bactérias; metais como Cobre, Zinco, Manganês, Ferro e Chumbo, hidrocarbonetos provenientes do petróleo; produtos tóxicos, como os pesticidas; e os poluentes do ar que se depositam sobre as superfícies (PRODANOFF, 2006).

De acordo com Prodanoff (2006, p. 6):

O entendimento das fontes potenciais de poluentes é de fundamental importância quando se estuda os impactos do lançamento dos escoamentos. A acumulação de vários poluentes dentro da área da bacia pode ser atribuída a diversas fontes e os efeitos individuais são de difícil separação. Todavia, o conhecimento qualitativo das prováveis fontes possibilita ao investigador a se concentrar nas áreas problemáticas e avaliar dispositivos de controle que podem ser usados para desviar cargas adversas antes que elas atinjam o sistema de drenagem.

O estudo e o controle das fontes não pontuais de poluição exigem um intenso monitoramento ambiental e levantamentos de campo. Porém, são de fundamental importância, pois a caracterização e a quantificação dessas fontes permitiriam a implantação de métodos de controle da poluição, visando a conservação dos recursos naturais, especialmente os recursos hídricos. A figura 1 apresenta as principais fontes de poluição do meio urbano.



.Figura 1 – Representação esquemática das principais fontes de poluição do meio urbano

Fonte: Walesh (1989 *apud* PRODANOFF, 2006)

O Quadro 1 apresenta os principais impactos ambientais resultantes de atividades antrópicas:

ATIVIDADES	IMPACTOS AMBIENTAIS
Desmatamento	Alterações climáticas; Danos à flora e fauna; Erosão e empobrecimento do solo; Assoreamento dos recursos hídricos; Aumento do escoamento de água; Redução da infiltração da água; Inundações;
Movimentos de terra	Alterações na drenagem das águas; Erosão do solo; Assoreamento dos recursos hídricos;
Impermeabilização do solo	Aumento do escoamento das águas; Redução da infiltração da água; Problemas de drenagem; Inundações;
Aterramento de rios, riachos, lagoas, etc.	Problemas de drenagem; Assoreamento; Inundações; Prejuízos econômicos e sociais;
Destruição dos ecossistemas	Danos à fauna e flora; Desconfiguração da paisagem;

Destruição dos ecossistemas	Problemas ecológicos; Prejuízos às atividades do homem; Danos sociais e econômicos;
Emissão de resíduos	Poluição ambiental: Prejuízos à saúde humana; Danos à flora e fauna; Prejuízos às atividades humanas; Danos materiais; Prejuízos econômicos e sociais;
Emissão de gás carbono, clorofluorcarbono, metano, etc.	Alterações de caráter global: Efeito estufa (aumento da temperatura, elevação dos níveis dos oceanos, alterações nas precipitações, desaparecimento de espécies animais e vegetais); Destruição da camada de ozônio (aumento da radiação ultravioleta, riscos à diversidade genética e à saúde humana).

Quadro 1 - Principais impactos ambientais das atividades humanas

Fonte: MOTA, 2003.

2.1.1.2 Gestão do espaço urbano e qualidade das águas

O crescimento acelerado, associado à ocupação desordenada e irregular de diversas áreas dos municípios, originou condições paisagísticas deletérias e problemas ambientais expressivos (PELLIZZARO, 2007). Dentre eles, os referentes à água estão entre os mais críticos, uma vez que é um recurso essencial à vida, com intervenção em grande número de atividades econômicas de produção de bens e serviços, além de ser um fator ecológico primordial (BAU, 1983).

A indisponibilidade quantitativa ou qualitativa da água expõe a sociedade a uma série de riscos e prejuízos. Um exemplo dos impactos destes riscos pode ser verificado na saúde de uma população, que depende de condições ambientais salubres. Isto envolve especialmente a qualidade da água, visto que existe uma variedade de doenças relacionadas às condições da água no ambiente. As atividades econômicas também podem sofrer limitações caso não haja disponibilidade suficiente para os diversos usos que dela dependem. Sem falar nas funções ecossistêmicas da água, responsável pela manutenção dos ciclos naturais e pelas diversas formas de vida que compõem os ecossistemas da Terra.

As limitações relacionadas à qualidade e à disponibilidade da água têm feito com que este recurso seja reconhecido como limitado. A disponibilidade desigual de água potável no mundo, a velocidade e a inadequabilidade com que as sociedades se apropriam dos recursos hídricos fazem com que as atenções se voltem para ação de sua gestão (AMANTE; COSTA; MARQUES, 2006). Considerando que é um recurso que vem se tornando limitado em algumas partes do mundo, a água necessita de instrumentos e técnicas eficientes de gestão, que auxiliem na sua conservação e no seu uso sustentável.

Como é nas cidades que se concentra a grande maioria da população e também a diversidade das atividades de produção e consumo, é nela também que ocorrem as maiores alterações e impactos sobre o ambiente natural. Com isso, os problemas urbano-ambientais tornam-se mais visíveis. A cidade carece de medidas de mitigação dos impactos antrópicos sobre o meio e de planejamento que possa prever e ordenar de forma sustentável o desenvolvimento urbano de forma integrada à manutenção dos recursos naturais, à equidade social e à qualidade de vida.

Segundo Jacobi (1999), a gestão das cidades tem se caracterizado pela dificuldade em enfrentar os agravos ambientais. A dinâmica da urbanização associada à deficiências na gestão pública resulta no surgimento de carências sociais e dos serviços públicos e em dificuldades na gestão administrativa, o que tem provocado um crescente grau de deterioração ambiental, que se manifesta na deterioração dos recursos hídricos e na dificuldade de garantir qualidade nos serviços urbanos básicos associados ao saneamento ambiental.

Como resultado disto, pode-se destacar uma série de problemas de âmbito social, econômico e ambiental relacionados à qualidade e quantidade da água: aumento e exacerbação das fontes de contaminação; alteração das fontes de recursos hídricos (mananciais) com diminuição da disponibilidade hídrica; aumento da vulnerabilidade da população humana em razão de contaminação; e dificuldade de acesso à água de boa qualidade. Isto resulta em interferências na saúde humana e saúde pública, com deterioração da qualidade de vida e do desenvolvimento econômico e social (TUNDISI, 2008).

Outra questão importante a ser considerada no planejamento urbano, a favor da proteção dos recursos hídricos, é a maneira como se dá o planejamento do uso e ocupação do solo urbano. A ocupação humana em áreas impróprias, ambientalmente frágeis, muitas vezes desprovidas de infra-estrutura sanitária, tem

grande contribuição na degradação da qualidade das águas naturais. O controle deste problema é um dos grandes desafios a serem enfrentados na prática da gestão urbana.

A gestão das águas está intimamente relacionada ao processo de ordenamento territorial, pelo planejamento do uso e ocupação do solo, visto que as atividades antrópicas são as grandes responsáveis por alterações na qualidade e disponibilidade das águas. Por isso, os instrumentos de controle do uso e ocupação do solo tornam-se ferramentas fundamentais para o desenvolvimento urbano em bases sustentáveis e é de fundamental importância o conhecimento da relação existente entre esses instrumentos de gestão para que, através da gestão integrada, sejam criadas formas eficientes de preservação dos recursos hídricos.

Segundo Mota (2003), o ser humano deve procurar adequar o processo de urbanização às características do ambiente natural, de modo que os efeitos ambientais negativos da transformação do espaço sejam os mínimos possíveis. Um planejamento urbano que considere os aspectos ambientais pode minorar os impactos. Este planejamento deve visar à ordenação do espaço físico e à provisão dos elementos relativos às necessidades humanas, de modo a garantir um meio ambiente que proporcione qualidade de vida indispensável a seus habitantes, atuais e futuros.

Segundo Marotta, Santos e Enrich-Prast (2008), para a manutenção sustentável dos recursos hídricos é necessário o desenvolvimento de instrumentos gerenciais de proteção, planejamento e utilização, adequando o planejamento urbano de acordo com a capacidade natural do sistema hídrico. A manutenção dos recursos naturais para utilização em longo prazo perpassa por princípios de uso sustentável desses recursos. Torna-se imprescindível e urgente a mitigação da degradação ambiental por meio de instrumentos técnicos disponíveis, tendo em vista uma melhor qualidade de vida aos cidadãos e até mesmo a utilização econômica em longo prazo dos recursos naturais, necessária a qualquer modo produtivo.

Apesar de o contexto urbano possuir uma dinâmica extremamente complexa e singular, merecendo uma esfera própria de planejamento, esta não deve ser independente, mas integrada à dimensão do "planejamento ambiental" (ULTRAMARI, 2001). O planejamento e a gestão urbano-ambientais devem ser analisados sob uma ótica de intersecção entre as necessidades do crescimento urbano e da conservação dos recursos naturais. Deve haver maior integração do

planejamento e da gestão entre as dimensões ecológica, social e econômica, e ainda, a necessidade de uma articulação política comprometida com o bem público. A dimensão política deve ser entendida como um eixo integrador entre o planejamento e a gestão comprometidos com o interesse público.

2.1.2 Aspectos da Ocupação Rural

O território rural é caracterizado pela predominância de elementos naturais, como a presença de atividades agropecuárias em parte do ambiente natural, baixa densidade demográfica, população pequena, base na economia primária, hábitos e tradições típicas do universo rural (CABRERA, 2008).

Para Marques (2002, p.109) “o espaço rural corresponde a um meio específico, de características mais naturais do que o urbano, que é produzido a partir de uma multiplicidade de usos nos quais a terra ou o ‘espaço natural’ aparecem como um fator primordial[...]”.

Marques (2002) cita ainda a definição do espaço rural segundo a opinião de dois outros autores, Lefebvre e Kayser. Para Lefebvre (1986) o campo é onde a natureza prevalece. Apesar de não ser exterior à natureza, o espaço urbano é mais propriamente produzido. Kayser (1990) define o espaço rural como um modo particular de utilização do espaço e de vida social que apresenta como características:

- a) uma densidade relativamente fraca de habitantes e de construções, dando origem a paisagens com preponderância de cobertura vegetal;
- b) um uso econômico predominantemente agro-silvo-pastoril;
- c) um modo de vida dos habitantes caracterizado pelo pertencimento a coletividades de tamanho limitado e por sua relação particular com o espaço;
- d) uma identidade e uma representação específicas, fortemente relacionadas à cultura camponesa.

Segundo Veiga (2002), a densidade demográfica constitui um critério muito importante para permitir a diferenciação entre urbano e rural pois é o indicador que melhor expressa a “pressão antrópica” e reflete as modificações do meio natural ou

o grau de artificialização dos ecossistemas que resultam de atividades humanas, sendo o que de fato indicaria o grau de urbanização dos territórios.

2.1.2.1 Impactos da ocupação rural na qualidade das águas

A agricultura, por ser a atividade que faz o maior uso de água doce em nível mundial, sendo responsável pelo consumo de aproximadamente 70% da água doce para a irrigação (BRAGA et al.; 2002), é em contrapartida, uma das principais fontes não pontuais de contaminação e degradação dos recursos hídricos. De acordo com Tucci, Hespanhol e Cordeiro Netto (2003), uma das maiores preocupações em nível mundial é a deterioração do solo rural devido ao seu uso intensivo bem como às práticas agrícolas que tendem a favorecer a perda da camada fértil do solo, causando o assoreamento dos rios e lagos. Os solos tornam-se pobres em nutrientes e, então, a eles são aplicados componentes químicos para recuperá-los, o que polui os rios.

Na área rural, os problemas ambientais mais comuns são: utilização descontrolada de defensivos agrícolas; lançamento de esgotos domésticos e de criatórios de animais nos cursos dos rios; desmatamento para expansão da fronteira agrícola; tratamento inadequado do lixo e a inexistência de processo de saneamento rural. A prática do desmatamento para aproveitamento de áreas para plantio, que ocorre há décadas, destruiu grande parte da cobertura vegetal, o que provocou redução da fauna, sendo comum o aumento de espécies em extinção ou em adaptação em ambientes muitos diferentes daquele de sua origem e, portanto, pouco adequados. No meio rural é ainda comum observar práticas altamente poluentes de abastecer tanques de pulverização, lavar os equipamentos, jogar embalagens de agrotóxicos e até mesmo lançar suas sobras diretamente nos rios. Alguns agrotóxicos podem ficar concentrados na cadeia alimentar por meio de bioacumulação, podendo causar a morte de organismos que ocupam os pontos mais elevados da cadeia alimentar (GERALDIS; JADOSKI, 2006).

A poluição causada pela agricultura, assim como pelas atividades urbanas, pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde

grandes quantidades de dejetos são produzidos e lançados diretamente no ambiente ou aplicados nas lavouras. Já a poluição difusa é aquela causada principalmente pelo escoamento superficial e a lixiviação, contendo poluentes como sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos de produção animal (MERTEN; MINELLA, 2002).

Em bacias hidrográficas rurais, o cultivo deixa o solo periodicamente exposto aumentando a produção de sedimentos e deixando a camada superficial do solo mais suscetível à erosão (TUCCI; COLLISCHONN, 1998). A erosão consiste no processo de desprendimento e transporte das partículas do solo, constituindo-se na principal causa da degradação dos solos trazendo, como consequência, prejuízos ao setor agrícola e ao meio ambiente.

O valor do solo rural não pode se restringir às questões relacionadas à produção agrícola, sendo de grande importância as suas funções ambientais, como a de assegurar a quantidade e qualidade das águas, de manter a estabilidade das Áreas de Preservação Permanente (APP's), de ajudar na infiltração de águas e nutrientes, além de assegurar a existência de matéria orgânica para as plantas (DANTAS; FERREIRA, 2008).

O escoamento superficial, gerado pelas chuvas precipitadas ou pela irrigação, pode carrear para os corpos de água superficiais ou subterrâneos, além de sedimentos, substâncias como fertilizantes sintéticos e defensivos agrícolas que são empregados para o aumento de produtividade agrícola. Dessa forma, acabam adicionando às águas nutrientes como Fósforo, Nitrogênio e Potássio. A degradação dos mananciais proveniente desse deflúvio ocorre principalmente devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de Nitrogênio e Fósforo proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado. A ocorrência da eutrofização, pelo crescimento excessivo de algas e plantas na decomposição da matéria orgânica, reduz a disponibilidade de Oxigênio Dissolvido nas águas, afetando adversamente o ecossistema aquático, podendo causar a morte de peixes. Além dos impactos causados aos ecossistemas aquáticos, o aumento dos níveis de nutrientes na água pode comprometer sua utilização para abastecimento público devido a alterações no sabor e odor da água ou à presença de toxinas liberadas pela floração de alguns tipos de algas. Além das implicações causadas pelos nutrientes aos recursos hídricos, é necessário considerar também a contribuição dos agroquímicos e dos metais pesados (MERTEN; MINELLA, 2002).

De acordo com os mesmos autores, o problema se agrava quando a agricultura é praticada em áreas ecologicamente frágeis, caracterizadas por acentuada declividade, próximas a nascentes e margens dos rios ou áreas de recarga dos aquíferos, que podem fazer parte de bacias contribuintes ao sistema de drenagem de grandes rios, que fornecerão água para o abastecimento dos centros urbanos. Desta forma, elas deveriam ser preservadas, ou então exploradas por sistemas agroflorestais com baixo impacto ambiental. Entretanto, a exploração intensiva destas áreas torna-as sujeitas ao processo de erosão hídrica severa e à contaminação dos recursos hídricos que se dá pela grande quantidade de sedimentos que chegam até os corpos de água. Com a erosão hídrica, também a qualidade do solo e a sua capacidade produtiva são alteradas através da perda de carbono e nutrientes. Para compensar o desequilíbrio produtivo, os agricultores aumentam o aporte de agroquímicos, aumentando os níveis de degradação do solo e da água. O deflúvio superficial, em bacias hidrográficas com topografia acentuada, exploradas por agricultura intensiva (culturas anuais, por exemplo) apresenta grande energia para desagregar o solo exposto e transportar sedimentos para os corpos de água. Estes sedimentos são capazes de carregar, adsorvidos na sua superfície, nutrientes como o Fósforo, além de compostos tóxicos, como agroquímicos (MERTEN; MINELLA, 2002).

Nos sistemas de agricultura intensiva, caracterizados pelo uso intenso da mecanização e de insumos como fertilizantes, herbicidas e inseticidas, o problema de erosão é reduzido, pois ocorrem geralmente em área de boa aptidão agrícola. No entanto pode ocorrer quando o manejo de solos é inadequado, devido principalmente ao preparo excessivo do solo e à reposição insuficiente de carbono orgânico. Essas duas condições favorecem a degradação física do solo, que tem como consequência o aumento do deflúvio e, com isso, a contaminação das águas superficiais (MERTEN; MINELLA, 2002).

Outra fonte importante de contaminação das águas refere-se à poluição causada pelas atividades de pecuária em sistemas de confinamento, como a suinocultura, a pecuária de leite e a avicultura. Entre as atividades de pecuária, a que representa maior risco à contaminação das águas é a suinocultura, devido à grande produção de efluentes altamente poluentes produzidos e lançados ao solo e nos cursos de água sem tratamento prévio (EMBRAPA, 1998). O material produzido por sistemas de criação de suínos é rico em Nitrogênio, Fósforo e Potássio, e seu

material orgânico apresenta uma alta DBO₅. São o Fósforo e a alta DBO₅ que causam grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície, sendo o Fósforo responsável pelo processo de eutrofização das águas e a DBO₅ pela redução do oxigênio disponível. Já o Nitrogênio oferece mais risco de contaminação da água subterrânea quando lixiviado (MERTEN; MINELLA, 2002).

O poder poluente dos dejetos suínos expresso pela DBO₅ é cerca de 50 vezes maior que a do esgoto humano. Sua capacidade poluidora, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies, pois enquanto a carga orgânica baseada na DBO₅ per capita de um suíno com 85 Kg de peso vivo varia de 189 a 208 g/animal/dia, a doméstica é de apenas 45 a 75 g/habitante/dia (OLIVA et al., 2002).

A criação de bovinos também gera uma série de impactos ao meio natural. De acordo com Zen et al. (2008) as externalidades negativas causadas pela bovinocultura estão correlacionadas com o principal meio de produção adotado no Brasil, o sistema extensivo, caracterizado pelo baixo investimento em formação e manutenção de pastagem. Segundo o autor, este sistema pode gerar:

- a) destruição de ecossistemas ambientais: o esgotamento ou a baixa produtividade de determinadas áreas incentiva a expandir seus domínios sobre biomas naturais, destruindo os habitats naturais de várias espécies.
- b) degradação do solo: resultante do baixo investimento na manutenção de pastagens, podendo inclusive provocar compactação e erosão do solo;
- c) poluição dos recursos hídricos: através da carga de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio do esterco), hormônios, metais pesados e patógenos carregados para o leito dos rios pela lixiviação do solo.

2.1.2.2 Gestão do espaço rural e qualidade das águas

No contexto da influência das atividades antrópicas na qualidade das águas, a agricultura é considerada como a principal consumidora e uma das principais poluidoras dos recursos hídricos. Embora não seja o único agente responsável pela perda da qualidade da água, contribui, direta ou indiretamente, para a degradação dos mananciais. Isso pode dar-se por meio da contaminação dos corpos d'água por

substâncias orgânicas ou inorgânicas, naturais ou sintéticas e agentes biológicos. As aplicações de defensivos, fertilizantes e de resíduos derivados da criação de animais, utilizadas muitas vezes de forma inadequada, são as principais atividades relacionadas à perda de qualidade da água nas áreas rurais (RESENDE, 2002).

De acordo com a OCDE (2008) a agricultura é de longe o setor que mais água utiliza e o maior responsável pela poluição deste recurso. O cenário projetado no relatório Perspectivas Ambientais da OCDE para 2030 prevê um crescimento mundial de 48% na produção alimentar primária e de 46% nos produtos animais. Se não forem introduzidas novas políticas, a conversão de terrenos naturais para o uso agrícola continuará a ser uma das principais causas da perda de biodiversidade. De acordo com esse relatório, uma estratégia mais efetiva consistiria na supressão prévia de quaisquer subsídios com efeitos negativos no ambiente. As taxas sobre os produtos químicos utilizados na agricultura também ajudam a limitar o seu uso, enquanto a aplicação de preços reais à água para rega implica no uso mais racional do recurso e permite um retorno mais rápido dos investimentos feitos nas infraestruturas de irrigação.

Segundo Tucci, Hespanhol e Cordeiro Netto, (2003) “os recursos hídricos são limitados e têm um papel significativo no desenvolvimento econômico e social de uma região.” Por causa do crescimento populacional e econômico no século XX os recursos naturais têm sido explorados de forma predatória, em especial, os recursos hídricos. Por isso a necessidade de gerenciamento dos recursos hídricos, prevendo a diminuição dos desperdícios e da poluição e o uso racional da água, em nível global, tanto na área urbana ou rural, pois toda a sociedade é essencialmente dependente desse recurso.

A redução da poluição dos recursos hídricos pelas atividades agrícolas deve incluir a redução do deflúvio superficial causado pelo uso excessivo de água na irrigação e também pela melhoria da qualidade do solo, de modo que seja poroso para que a água do deflúvio infiltre, diminuindo o volume escoado. Além do controle do deflúvio através de práticas de manejo, é importante ficar atento ao manejo da zona ripária - a faixa de vegetação próxima aos rios - uma vez que o manejo dessa zona é extremamente importante para reduzir a carga poluente que é introduzida para os corpos de água através do deflúvio superficial. Para cumprir essa função é necessária a manutenção ou recomposição da mata ciliar e vegetação densa para servir de filtro dos poluentes transportados pelo deflúvio. A redução do uso de

agroquímicos e o manejo adequado dos efluentes produzidos pelos sistemas de criação de animais constituem também práticas essenciais para reduzir os problemas de poluição da água (MERTEN; MINELLA, 2002).

Araújo et al. (2009) ressalta a importância de se manter ou recuperar a cobertura florestal junto aos corpos d'água, através de técnicas adequadas de reflorestamento, para exercer a função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos. Segundo o autor, o desafio é superar as barreiras culturais e sócioeconômicas que impedem que se promova a recuperação do meio ambiente em grande escala.

Segundo Rebouças (2001) mais de 60% das derivações dos cursos d'água no Brasil são para fins de irrigação. Assim, pelo fato de a irrigação ser a principal concorrente pelo uso da água disponível numa determinada unidade hidrográfica de planejamento, deve-se estimular um manejo racional da irrigação e a otimização dos equipamentos utilizados, com a finalidade de tornar o uso da água e da energia elétrica o mais eficiente possível. Desta forma, devem ser considerados os grandes desperdícios da agricultura irrigada no Brasil, cujos dados disponíveis indicam que prevalece o uso de métodos menos eficientes.

Merten e Minella (2002) sugerem algumas práticas conservacionistas que devem ser realizadas nas micro-bacias hidrográficas como forma de manejo das práticas agrícolas em busca da conservação dos recursos naturais: controle do escoamento superficial da água da chuva nas bacias com medidas de controle da erosão urbana e rural; revitalização das matas ciliares; diminuição da sedimentação e conseqüentemente do assoreamento; diminuição da mineração, das queimadas e da irrigação irregular para evitar o desperdício de água e o escoamento superficial. Quanto às medidas de manejo específicas para o controle da erosão os autores sugerem a rotação de culturas, a implantação de plantio direto e a implementação mais intensa das matas ciliares e de faixas de vegetação nativa no meio do cultivo.

Com medidas de manejo adequadas e ações mitigadoras, a recuperação das áreas impactadas resulta na melhoria da qualidade da água, pelo controle da poluição difusa, da erosão e do assoreamento, com a melhoria da cobertura vegetal e das técnicas de manejo do solo.

Para que medidas de controle de poluição e de impactos sobre o ambiente sejam eficazes, é necessário também associar as questões sócioeconômicas aos aspectos ambientais inerentes. A abordagem de planejamento das atividades

antrópicas e uso dos recursos naturais devem levar em conta a dinâmica ambiental e antrópica e os conflitos que possam existir entre as metas de desenvolvimento socioeconômico e a capacidade de suporte dos ecossistemas. Para reverter essa situação é fundamental o estabelecimento de planos que utilizem uma abordagem sistêmica integrada e participativa envolvendo o estudo das dimensões antrópicas, sociais e econômicas e das formas de desenvolvimento sustentáveis essenciais ao local onde forem aplicados, observando que, cada vez mais será preciso mais água, sendo necessário equilibrar a oferta e a procura (ARAÚJO et al. 2009).

2.1.3 Áreas de Proteção Ambiental

De acordo com a Lei Federal nº. 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000), que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, a Área de Proteção Ambiental (APA) é definida como:

[...] uma área em geral extensa, com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (Artigo 15).

A APA é uma unidade de conservação de uso sustentável, podendo ser criada em nível federal, estadual ou municipal e pode ser constituída de terras públicas ou privadas. Não impede o desenvolvimento econômico da região abrangida, mas disciplina o uso racional dos recursos naturais pela restrição do uso e ocupação do solo.

Segundo Medeiros (2006) sua criação pode ser considerada importante estratégia de controle do território já que estabelece limites e dinâmicas de uso e ocupação específicos. Este controle e os critérios de uso que normalmente a elas se aplicam são frequentemente atribuídos em razão da valorização dos recursos naturais nelas existentes ou, ainda, pela necessidade de resguardar biomas, ecossistemas e espécies raras ou ameaçadas de extinção.

Estabelecendo a necessidade de um zoneamento ecológico econômico para garantir que se cumpram os objetivos da APA, a Resolução Conama nº 10, de 04 de

dezembro de 1988 (BRASIL, 1988a) em seu Artigo 1º, possui uma definição mais antiga e simplificada para as Áreas de Proteção Ambiental:

As Áreas de Proteção Ambiental - APA'S são unidades de conservação, destinadas a proteger e conservar a qualidade ambiental e os sistemas naturais ali existentes, visando a melhoria da qualidade de vida da população local e também objetivando a proteção dos ecossistemas regionais.

2.1.3.1 Gestão das Áreas de Proteção Ambiental

A Política Nacional do Meio Ambiente, estabelecida pela Lei Federal nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981 (BRASIL 1981a), apresenta como um dos seus princípios o “controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras” em busca do objetivo de preservar e melhorar a qualidade do ambiente natural (Artigo 2º). Ainda na mesma Lei, em seu Artigo 9º, o zoneamento ambiental e a criação de espaços territoriais especialmente protegidos, tais como áreas de proteção ambiental, são tidos como instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. O zoneamento ambiental é uma forma de planejar o espaço. Nesse caso o Poder Público é responsável por determinar em que áreas poderão se desenvolver certas atividades e as condições para a realização das mesmas.

A APA é criada pelo poder público, podendo haver a participação da sociedade civil e é manejada pelos proprietários desde que obedeçam a medidas restritivas impostas pelo poder público, visando garantir a conservação dos atributos que motivam sua criação, e ainda gerenciada por meio de um Conselho Gestor que deve ajudar na resolução dos conflitos que possam existir (BATISTELA, 2007).

Segundo Côrte (1996), o fato das terras que pertencem a uma APA permanecerem sob domínio dos proprietários, evitando o problema de desapropriação das terras, é um dos fatores diferenciais das APAs em relação às demais unidades de conservação, mesmo que submetidas a restrições de uso do solo e dos recursos naturais, de acordo com os planos de manejo elaborados para atender os objetivos de proteção. Segundo a autora, esta característica introduz um caráter de complexidade à questão pela necessidade da existência de práticas de sustentabilidade que promova a convivência harmônica do ser humano e seus

sistemas produtivos com o meio em que vive. Disso, podem surgir muitos conflitos, pela falta de harmonia nas relações econômicas, políticas e ambientais. Por isso, na gestão de uma APA, a mediação de conflitos se torna essencial.

De acordo com Andrade (2005 apud BATISTELA, 2007, p. 68):

A gestão das APAs é de certo modo complexa por se constituírem tanto por terras públicas quanto privadas, sendo que as privadas devem se submeter às restrições legais e às do Plano de Manejo¹, ressalvados os limites constitucionais.

O estabelecimento de controles e restrições para as APAs, com os objetivos de conservar os recursos naturais e de disciplinar o uso ocupação do solo e a utilização dos recursos naturais, está fundamentado nos artigos 8º e 9º da Lei Federal nº. 6.902, de 27 de abril de 1981(BRASIL 1981b), que dispõe sobre a criação de Estações Ecológicas e de áreas de Proteção Ambiental e também na Lei da Política Nacional do Meio Ambiente.

O processo de planejamento e gestão de APAs constitui-se numa sequência de ações de planejamento, que exige um conjunto de instrumentos vindo a formar o Plano de Gestão², usualmente constituído de um zoneamento ambiental (ZA), ao qual estabelecerá normas de uso, de acordo com as condições locais bióticas, geológicas, urbanísticas, agro-pastoris, extrativistas, culturais e outras (BATISTELA, 2007).

Por sua vez, o Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) é também mencionado como instrumento obrigatório para as APAs pela Resolução Conama nº 10/88 (BRASIL, 1988a, Artigo 2): “visando atender aos seus objetivos as APAs terão sempre um zoneamento ecológico-econômico”. A Resolução também estabelece alguns critérios para a sua elaboração e para o uso agropecuário e, ainda, declara algumas atividades como sendo passíveis de licença especial emitida pela entidade administradora da APA.

¹Os planos de manejo para Unidades de Conservação (UC) são instrumentos voltados à preservação e à conservação dos recursos naturais bem como ao uso desses recursos para pesquisa científica e para visitação pública na forma de ecoturismo e educação ambiental, dentro dos espaços estabelecidos por um documento legal. É entendido como um documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de cada UC, se estabeleça um zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais (Lei Federal nº. 9985/2000, Artigo 2º - BRASIL, 2000).

² O Plano de Gestão é o instrumento através do qual se apresentam as diretrizes e atividades básicas para a consolidação da APA (BATISTELA, 2007).

De acordo com Batistela (2007, p. 69):

A perspectiva do ZA, enquanto instrumento ligado ao Plano de Gestão de uma APA é a de um instrumento que estabelece a ordenação do território e as normas de ocupação e uso do solo e dos recursos naturais sobre um enfoque muito mais preservacionista do que se aplica a um ZEE- enfoque mais econômico.

2.1.4 Gestão Integrada do Espaço

A degradação ambiental pode afetar a oferta de água e também gerar graves problemas de desequilíbrio ambiental (BRAGA, 2002). A água, como fator essencial à vida, também representa um fator limitante ao desenvolvimento, quando limitada e inadequadamente distribuída no tempo e no espaço. Uma maneira de minimizar estes problemas é racionalizar o uso da água, mantendo seu equilíbrio e atendendo as necessidades das gerações presentes e futuras. Para sua racionalização, é necessária a caracterização sistêmica da área de drenagem de forma integrada, que relaciona a qualidade da água em bacias hidrográficas de forma a direcionar o estudo e desenvolver um instrumento de gestão.

A crise atual da água é relacionada a aspectos de origem social, econômica e ambiental, como uso excessivo, aumento de demanda, gerenciamento setorial, contaminação, eutrofização e alterações no ciclo hidrológico. Segundo Jacobi (1999), a gestão das cidades tem se caracterizado pela dificuldade em enfrentar os agravos ambientais. A dinâmica da urbanização associada a deficiências na gestão pública resulta no surgimento de carências sociais e dos serviços públicos e em dificuldades na gestão administrativa, o que tem provocado um crescente grau de deterioração ambiental, que se manifesta na deterioração dos recursos hídricos e na dificuldade de garantir qualidade nos serviços urbanos básicos associados ao saneamento ambiental.

De acordo com Vieira (2003, p.148):

A viabilização de uma gestão integrada, racional, consistente, minimizadora de conflitos e maximizadora do bem-estar social, passa pela identificação e implementação de instrumentos de gestão compatíveis com a realidade física e cultural do país, harmônicos entre si e, sobretudo, capazes de propiciar o exercício eficiente e eficaz das funções e atividades administrativas.

O gerenciamento das águas representa um conjunto de ações para regular e controlar seu uso e proteger sua qualidade. Segundo Campos (2003) o objetivo da gestão é atender à demanda de água pela sociedade, com uma disponibilidade limitada, dentro das limitações econômicas e ambientais e respeitando os princípios da justiça social.

O marco legal fundamental em relação à gestão dos recursos hídricos no Brasil é o Código das Águas, estabelecido pelo Decreto Federal nº. 24.643, de 10 de julho de 1934 (BRASIL, 1934), ainda em vigor, embora com alguns dos seus artigos revogados pelo texto da Constituição Federal de 05 de outubro de 1988 (BRASIL, 1988b). O Código das Águas definia os seguintes tipos de propriedade da água: públicas, comuns e particulares. Previa também águas de domínio municipal, o que foi extinto pela Constituição.

Apesar de antigo, o Código das Águas apresenta aspectos importantes e alguns conceitos atuais, como o uso prioritário para o abastecimento público, o aproveitamento da água para fins múltiplos e a aplicação do princípio do usuário-pagador (LEAL, 1998).

A Constituição Federal (BRASIL, 1988b), em seu artigo 225, consagra a água como patrimônio ambiental, bem de uso comum de todos. Caracteriza-a como um bem econômico e prevê o fim do domínio privado, passando à União e aos Estados o domínio sobre elas, os quais assumem a função de gestores do recurso em benefício da coletividade (SÁ; CAMPOS, 2003).

Surge então a Lei das Águas - Lei Federal nº. 9.433/1997 (BRASIL, 1997) para disciplinar o regime jurídico instituído pela Constituição, instituindo a Política Nacional de Recursos Hídricos e criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos para organizar o uso, preservar, cobrar pelo uso, administrar os conflitos e servir de subsídio para a implementação da Política.

A Lei das Águas reafirmou, em seus princípios, que as águas são públicas, ao mesmo tempo reconheceu que é um recurso limitado, dotado de valor econômico. Estabelece que o seu uso, em situações de escassez, deve ser priorizado para o consumo humano e a dessedentação de animais. A lei aborda ainda que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar os usos múltiplos das águas. Como instrumentos básicos de gestão, destacam-se a cobrança pelo uso com os objetivos de racionar e obter recursos financeiros para programas e intervenções previstos nos Planos de Recursos Hídricos, além do enquadramento em classes, segundo

seus usos preponderantes e a outorga dos direitos de uso. Instituiu ainda a bacia hidrográfica como unidade territorial para a Política Nacional de Recursos Hídricos e a descentralização da gestão das águas, que deve contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Para Mota e Aquino (2003) a melhor forma de realizar o uso e ocupação de uma área, garantindo-se a conservação dos recursos naturais, é através do planejamento territorial que considera a bacia hidrográfica como unidade de gestão, incluindo todos os componentes dos meios físico, biótico e antrópico dessa área. Para os autores, a bacia hidrográfica pode ser adotada como unidade de gerenciamento dos recursos hídricos de maneira integrada, independente das fronteiras político-administrativas, na qual todos os recursos naturais e atividades econômicas devem ser considerados como um sistema que interage em conjunto.

O disciplinamento do uso e ocupação do solo é uma importante medida para o controle das atividades a serem desenvolvidas numa bacia, devendo ser feito considerando os condicionantes naturais do meio físico e as áreas frágeis e críticas que merecem proteção e recuperação (MOTA; AQUINO, 2003).

De acordo com a Constituição Federal (BRASIL, 1988b), é responsabilidade do Poder Público Municipal executar a política de desenvolvimento urbano. Sendo assim, os municípios devem elaborar seus Planos Diretores, adequando as diretrizes de uso e ocupação do solo propostas para a bacia hidrográfica. Segundo Braga (2001, p. 97):

Como instrumento de gestão territorial urbana, o Plano Diretor é também um instrumento de gestão ambiental urbana, talvez o principal deles, sobretudo pelo fato de não haver uma tradição de política ambiental em nível municipal no Brasil.

O zoneamento de uso e ocupação do solo prevê uma segregação de usos – industrial, comercial, residencial e outros – com maior ou menor grau de flexibilidade. Usualmente é definido em duas escalas de implementação: a primeira, denominada de macrozoneamento, que consiste na delimitação das zonas urbana, de expansão urbana, rural e macrozonas especiais do município (geralmente de proteção ambiental). A segunda, o zoneamento propriamente dito, estabelece as normas de uso e ocupação para cada macrozona, em especial da zona urbana, já que sobre a zona rural o poder local possui pouca competência regulatória (BRAGA, 2001).

Muitas vezes uma bacia hidrográfica abrange áreas de vários estados e municípios. Sendo assim, o macrozoneamento deve fornecer diretrizes que servirão

de base para os programas de planejamento territorial, em níveis estaduais e municipais, ficando cada estado ou município responsável por aprofundar os estudos ambientais em nível de sub-bacias e aperfeiçoar o zoneamento para garantir o mínimo impacto ambiental possível pelo uso e ocupação do solo (MOTA; AQUINO, 2003).

Segundo Braga (2001), o que caracteriza o zoneamento como instrumento de gestão ambiental é a definição dos usos em relação aos aspectos ambientais: critérios de suporte do meio para a localização de cada tipo de uso do solo no tecido urbano, a segregação dos usos ambientalmente incompatíveis e a definição de zonas especiais de proteção ambiental.

A definição do grau de adensamento das zonas urbanas, pelo zoneamento de ocupação, também é uma questão importante, pois, de acordo com Acioly e Davidson (1998, p. 10): “Decisões tomadas nessa área podem ter um impacto significativo na saúde, no meio ambiente, na produtividade das cidades e no processo de desenvolvimento humano como um todo [...]”.

Para Braga (2003) a integração entre as políticas de gestão de recursos hídricos e de gestão do uso e ocupação do solo urbano é fundamental, tanto para conter os processos de degradação dos mananciais como para se evitar, ou atenuar, os problemas urbanos decorrentes do desequilíbrio do regime hidrológico urbano.

3 METODOLOGIA DA PESQUISA

3.1 MÉTODO DA PESQUISA

De acordo com a sua natureza, este trabalho caracteriza-se como uma pesquisa aplicada que, segundo Silva; Menezes (2001) é a que “objetiva gerar conhecimentos para aplicação prática e dirigidos à solução de problemas específicos. Envolve verdades e interesses.”

Três etapas foram contempladas dentro dessa pesquisa:

- a) exploratória, que contemplou a busca de informações sobre as influências dos padrões de uso e ocupação do solo na qualidade das águas para a construção da fundamentação teórica;
- b) descritiva, na qual descreveu-se a situação atual de uso e ocupação do solo e da qualidade das águas na Bacia Hidrográfica do Rio Verde;
- c) analítica, na qual foi realizada uma análise qualitativa das relações entre os padrões de uso e ocupação do solo e a qualidade das águas.

Observa-se ainda que, do ponto de vista dos procedimentos técnicos, o método utilizado nessa pesquisa pode ser caracterizado como quase-experimental, que, apesar de algumas insuficiências, se apresenta adequado para a situação. Delineamentos quase-experimentais são assim caracterizados por serem semelhantes a delineamentos experimentais na programação de procedimentos de coleta de dados, porém são utilizados quando não há o pleno controle da aplicação dos estímulos experimentais que torna possível um autêntico experimento (CAMPBELL ; STANLEY, 1979).

3.2 TÉCNICAS DA PESQUISA

A seleção da Bacia Hidrográfica do Rio Verde como objeto de estudo deve-se ao fato dessa área estar sendo alvo de um programa de investigações financiado pela Petrobrás, intitulado de: “Projeto Interdisciplinar de Pesquisa sobre Eutrofização

de Águas na Bacia do Rio Verde.” Desta forma o tema dessa pesquisa está relacionado ao desenvolvimento de um dos projetos previstos neste programa, de responsabilidade de uma equipe técnica da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), sob coordenação do professor Harry Alberto Bollmann.

A fim de conhecer a qualidade das águas na bacia do Rio Verde, dentro do escopo do projeto, foi executado o monitoramento de 20 pontos amostrais nos tributários ao reservatório da Petrobrás, com esforços de coleta mensais por um período de oito meses, iniciando-se no mês de julho e terminando em fevereiro do ano seguinte. As coletas foram realizadas pela equipe técnica do Laboratório de Análises Ambientais da PUCPR e os roteiros de determinação laboratorial seguiram os pressupostos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA; APHA; WPCF, 1995). A seleção das variáveis foi consensual entre as equipes de trabalho do Projeto Rio Verde e tem a ver com as suas necessidades de informação sobre a qualidade das águas. Como o objetivo principal do Projeto Rio Verde é o estudo potencial da eutrofização do reservatório, percebe-se que a grande maioria das variáveis selecionadas refere-se à presença dos macronutrientes orgânicos nas águas afluentes deste corpo hídrico. As variáveis analisadas são apresentadas no Quadro 2.

O período de monitoramento de oito meses é relativamente curto, considerando-se que normalmente procura-se monitorar a qualidade das águas por um período mínimo de 12 meses para que seja possível avaliar as variações ocorridas dentro de um ciclo hidrológico completo. Porém, passados alguns meses de coleta, houve um consenso entre as equipes que executaram o projeto que, devido ao alto custo financeiro das análises e ao esforço amostral e laboratorial demandados pelo grande número de pontos monitorados, as amostras seriam reduzidas a um período menor. Isso porque se observou que os resultados demonstravam uma invariabilidade de mediana e do desvio interquartil dos dados, que retrata a variabilidade dos dados ao redor da tendência central, o que permitiu concluir que a tendência dos resultados não mudaria significativamente. Além disso, no período de oito meses foram feitos esforços de campo em épocas de chuva e seca, que são consideradas as situações limites para o monitoramento.

VARIÁVEIS	UNIDADE DE MEDIDA
<u>Físico-Químicas</u>	
Condutividade Elétrica	(μ S/cm)
DBO	(mg/L)
DQO	(mg/L)
Fósforo Total	(mg/L)
Fósforo Reativo	(mg/L)
Nitrogênio Amoniacal	(mg/L)
Nitrogênio Orgânico	(mg/L)
Nitrogênio Total Kjeldahl	(mg/L)
Nitrito	(mg/L)
Nitrato	(mg/L)
Oxigênio Dissolvido	(mg/L)
Oxigênio de Saturação	(%)
Potencial Hidrogeniônico	-
Sólidos Totais	(mg/L)
Sólidos Fixos	(mg/L)
Sólidos Voláteis	(mg/L)
Temperatura da Amostra	($^{\circ}$ C)
<u>Microbiológicas</u>	
Coliformes Totais	(NMP/100 mL)
<i>Escherichia coli</i>	(NMP/100 mL)

Quadro 2: Variáveis físico-químicas e bacteriológicas monitoradas

Os pontos de coleta foram selecionados de forma que, para cada afluente principal do Rio Verde, houvesse uma amostra no ponto próximo à junção do tributário com o canal principal que representasse a qualidade da água das áreas de drenagem contribuintes ao Rio Verde. Dessa forma, foram distribuídos seis pontos de coleta ao longo da margem direita do Rio Verde, nomeados como TD1, TD3, TD4, TD5, TD6 e TDN; nove pontos de coleta na margem esquerda, nomeados como TE7, TE8, TE9, TE10, TE11, TE12, TE13, TE14 e TE15; e ainda cinco pontos de coleta ao longo do curso principal do Rio Verde e do reservatório nomeados por F1, F2, F3, F4 e F5 contribuintes ao reservatório do Rio Verde (Figura 2).

A análise dos dados para verificar a homogeneidade do conjunto de variáveis naturais de qualidade das águas nas sub-bacias monitoradas e a homogeneidade da qualidade das águas foi efetuada com a aplicação de técnicas e ferramentas da estatística multivariada, utilizando-se Dendogramas de Similaridade para representar graficamente a Análise de Agrupamento. Os Dendogramas de Similaridade foram gerados com o auxílio do pacote estatístico Minitab. As tabelas de valores das variáveis físico-químicas e bacteriológicas monitoradas foram elaboradas em planilha eletrônica MICROSOFT Excel 2003.

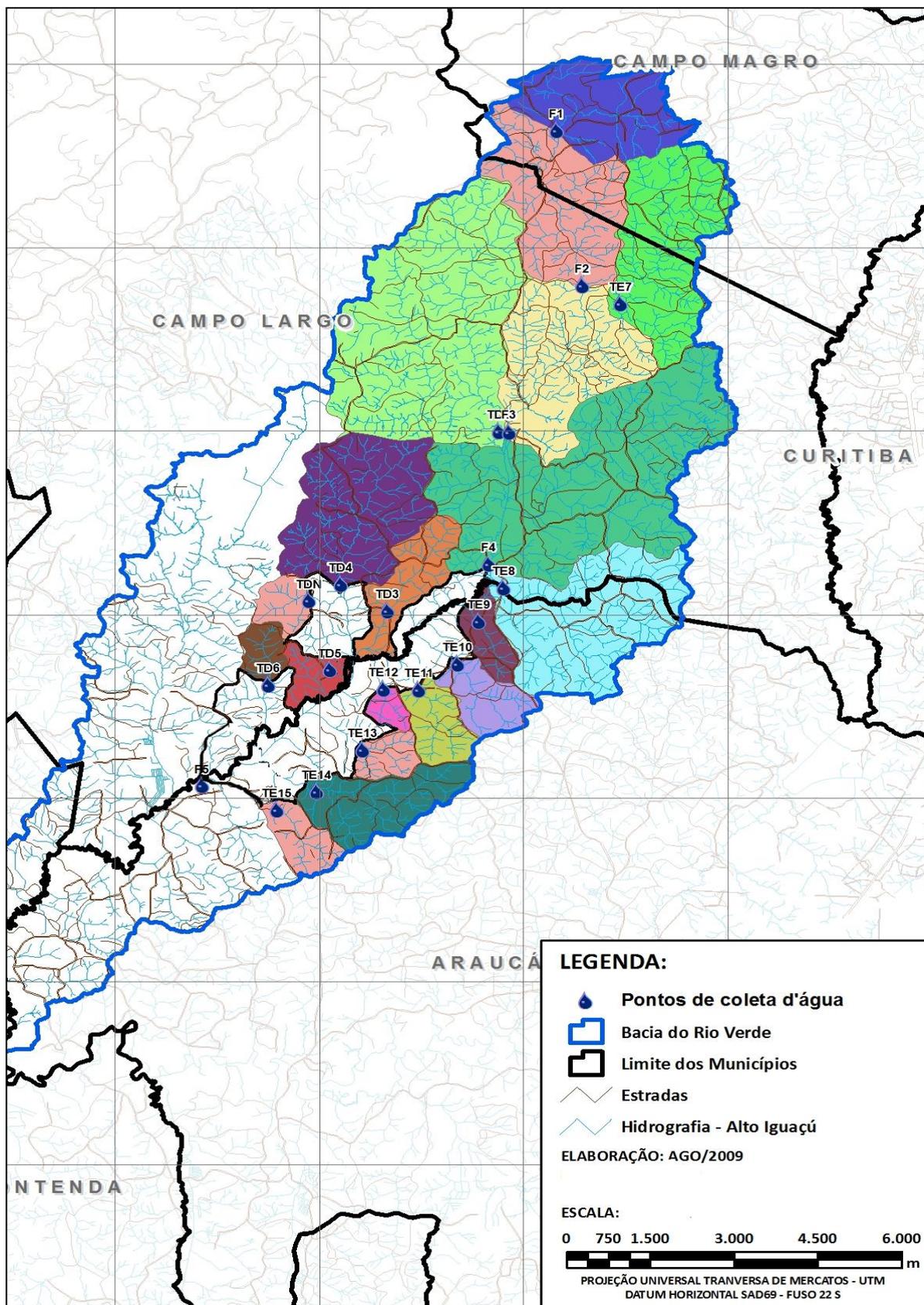


Figura 2: Mapa de localização dos pontos amostrais monitorados nas sub-bacias
Fonte: Max Gaia, 2010

As características morfométricas das áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais foram obtidas com base em Villela e Mattos (1978). Segundo os autores, as características físicas de uma bacia constituem elementos de grande importância para avaliação de seu comportamento hidrológico.

As grandezas morfométricas foram quantificadas para cada uma das sub-bacias, dentro da bacia hidrográfica do Rio Verde, que são as áreas de drenagem contribuintes aos pontos de monitoramento. São elas:

- a) Área de Drenagem Total (km²):** considerada a área de projeção plana da porção do terreno delimitado pelo seu divisor topográfico. É o elemento básico para o cálculo de diversos índices morfométricos;
- b) Perímetro (km):** determinado a partir da consideração da delimitação topográfica da área de drenagem;
- c) 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);
- d) Coeficiente de Compacidade (adimensional):** 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 (Equação 1):

$$K_c = 0,282 (P / \sqrt{A}) \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

K_c - coeficiente de compacidade (adimensional);

P - perímetro da bacia hidrográfica (km);

A - área da bacia hidrográfica (km²).

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 e para uma bacia alongada, seu valor é significativamente superior a 1. Se os outros fatores intervenientes forem iguais, a tendência para enchentes mais

acentuadas é maior quando o valor do coeficiente for mais próximo à unidade;

e) Fator de Forma (adimensional): o Fator de Forma é a relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. Este fator constitui outro indicador da maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia, pois está relacionado ao tempo de concentração, que é o tempo necessário para a saída da água de uma bacia após uma precipitação. É calculado por (Equação 2):

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

Onde:

K_f - coeficiente de forma (adimensional);

A - área da bacia hidrográfica (km²);

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

Quando o Fator de Forma é baixo, a tendência de enchentes será menor. 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;

f) 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; MATTOS,

1978). 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;

- g) 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 3).

$$S1 = (An - Af) / Lp \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

S1 - declividade de álveo (m/m);

Na - altitude na nascente do curso d'água principal (manmm);

Af - altitude na foz do curso d'água principal (manmm);

Lp - comprimento do curso d'água principal (km²).

Obtém-se um valor mais racional e representativo da declividade de álveo traçando-se no gráfico do perfil longitudinal uma linha **S2** 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 **S3**). Esse índice vem dar uma idéia sobre o tempo de percurso da água ao longo da extensão do perfil longitudinal;

- h) Altitude (m):** definida como a elevação de um ponto geográfico em relação ao nível médio dos mares. A altitude na nascente e na foz do rio principal é uma informação necessária para ser utilizada nos cálculos da declividade de álveo.

- i) Comprimento Total dos Cursos d'Água (km):** é a soma do comprimento de todos os trechos de rios existentes na bacia de contribuição, não importando sua ordem;

- j) 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 (1957) e se baseia na determinação da ordem dos segmentos dos rios, quer sejam intermitentes, perenes ou efêmeros (VILLELLA; MATTOS 1978). Os canais que não possuem 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;
- k) Densidade de Drenagem (km/km²):** este indicador expressa a relação entre o comprimento total dos cursos d'água de uma bacia e sua área total, conforme a equação 4, e dá uma indicação do grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem.

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

Onde :

Dd – densidade de drenagem (km/km²);

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

A - é a área da bacia hidrográfica (km²).

A Densidade de Drenagem varia inversamente com a extensão do escoamento superficial, e portanto, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia. Quanto maior a densidade de drenagem, mais eficiente é o seu sistema de drenagem, portanto, mais rapidamente a água do escoamento superficial originado da chuva chegará à saída da bacia, gerando hidrogramas com picos mais cheios em menos instantes;

- l) Extensão Média do Escoamento Superficial (km):** definida 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 (Equação 5):

$$\mathbf{Es = A / 4(Lt)} \quad \mathbf{(Eq. 5)}$$

Onde :

Es – extensão média do escoamento superficial (km);

A - área da bacia hidrográfica (km²);

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;

m) Sinuosidade (adimensional): é definida como a relação entre o comprimento do curso d'água principal e o comprimento do talvegue, que é medido em linha reta desde a cabeceira do curso d'água até sua desembocadura (Equação 6). Este é um dos fatores que controla a velocidade do escoamento.

$$\mathbf{S = Lp / Lv} \quad \mathbf{(Eq. 6)}$$

Onde:

S - sinuosidade (adimensional);

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

Lv - comprimento do talvegue do rio principal (km).

Na determinação da área de drenagem, do perímetro, do grau de ramificação e do comprimento total dos cursos d'água e do comprimento do curso d'água principal de cada sub-bacia, foram utilizadas ferramentas dos Sistemas de Informações Geográficas, através dos softwares ArcView 3.2 e CartaLinx 1.2, no qual foi utilizada imagem da Bacia de estudo com a delimitação topográfica da área de drenagem das 20 sub-bacias, previamente georreferenciada, obtendo-se, assim, essas informações.

Para a determinação do comprimento axial, utilizou-se um método expedito, com base no mapa da bacia hidrográfica do Rio Verde elaborado com a delimitação das sub-bacias e a drenagem fluvial em escala 1.100.000.

Na determinação da declividade média, utilizou-se o método expedito das quadrículas associadas a um vetor, que, segundo Villela e Matos (1978) é o método

mais completo na obtenção de valores representativos da declividade dos terrenos de uma bacia. Esse método consiste em determinar a distribuição percentual das declividades dos terrenos por meio de uma amostragem estatística de declividades normais às curvas de nível em um grande número de pontos na bacia, os quais são sobrepostos num mapa topográfico da bacia por meio de um quadriculado que se traça sobre o mesmo (VILLELA; MATOS, 1978). Esse método foi aplicado para determinar a declividade das sub-bacias, utilizando-se um mapa topográfico em escala gráfica 1:20.000 no qual foi sobreposto papel transparente com desenho de quadrículas medindo 1cm x 1cm, para garantir que houvesse homogeneidade no método de representação dos pontos e um número significativo deles em cada sub-bacia. Cada ponto de intersecção das quadrículas representava um ponto que colocava-se no mapa e em cada um deles traçou-se uma reta perpendicular às curvas de nível que se encontravam imediatamente superior e inferior e realizou-se a medição da extensão dessa reta, que foi transformada de acordo com a escala gráfica. O valor encontrado representava a distância existente entre as curvas de nível e com o valor da variação de altitude entre elas foi possível determinar a declividade para cada ponto. Por se tratar de vários pontos amostrais em cada sub-bacia obteve-se uma série de valores por e por fim, calculou-se a média aritmética desses valores para obter a declividade média em cada sub-bacia.

A figura 3 apresenta o mapa topográfico que foi utilizado como base de cálculos do método expedito para determinação da declividade média das sub-bacias.

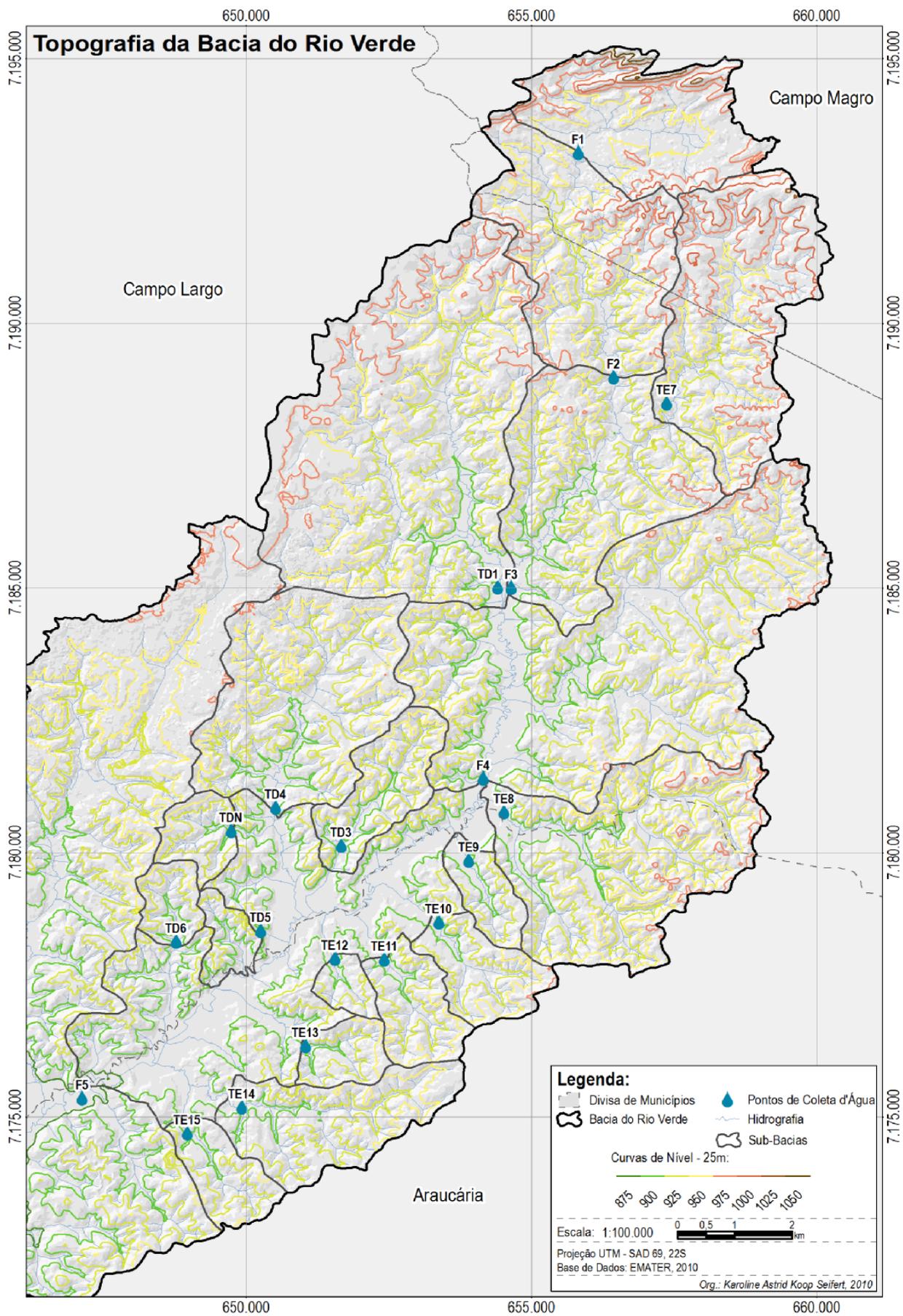


Figura 3: Mapa topográfico das sub-bacias.

Fonte: Max Gaia, 2010.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Verde situa-se na porção oeste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), abrangendo parte dos municípios de Araucária, Campo Largo, Campo Magro e Balsa Nova (Figuras 4 e 5). A área selecionada para este trabalho compreende a área de contribuição hídrica da represa do Rio Verde, a montante da respectiva barragem, dessa forma o município de Balsa Nova não está compreendido na área de estudo.

A bacia do Rio Verde integra a bacia do Alto Iguaçu e limita-se, a leste, com a bacia do Rio Passaúna, onde está localizada a Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual homônima. Ao norte, o divisor de águas corresponde ao das macrobacias do Ribeira e Iguaçu. A oeste faz divisa com a sede urbana do município de Campo Largo.

A área de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Verde é de 242 km² e representa 8,85% da área de drenagem total da Bacia do Alto Iguaçu. A parte a montante da represa abrange cerca de 170 km², com a maior parte dessa área nos municípios de Campo Largo e Araucária, constituindo a APA do Rio Verde e uma área menor localizada no Município de Campo Magro, constituindo a Unidade Territorial de Planejamento (UTP) de Campo Magro, criada com o intuito de disciplinar o uso e ocupação do solo do município, pois além de estar totalmente inserido na Bacia do Rio Verde, também está localizado sobre áreas de abrangência do aquífero cárstico.

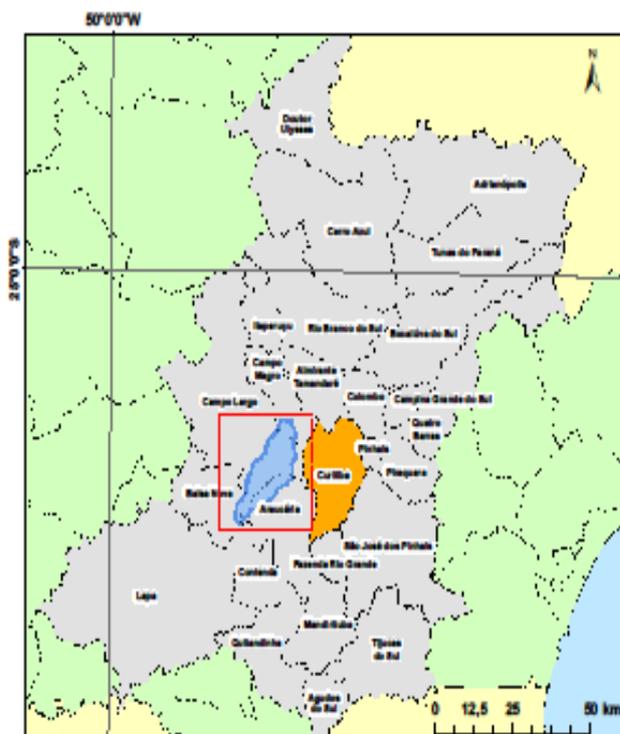
BRASIL - UNIDADES FEDERATIVAS



ESTADO DO PARANÁ



REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA



BACIA DO RIO VERDE

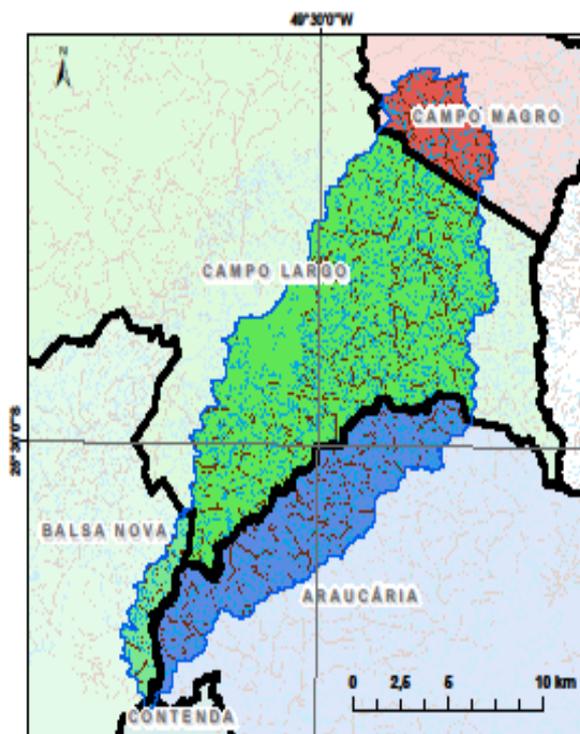


Figura 4: Macrolocalização da Bacia Hidrográfica do Rio Verde.
Fonte: modificado de COMEC, 2009

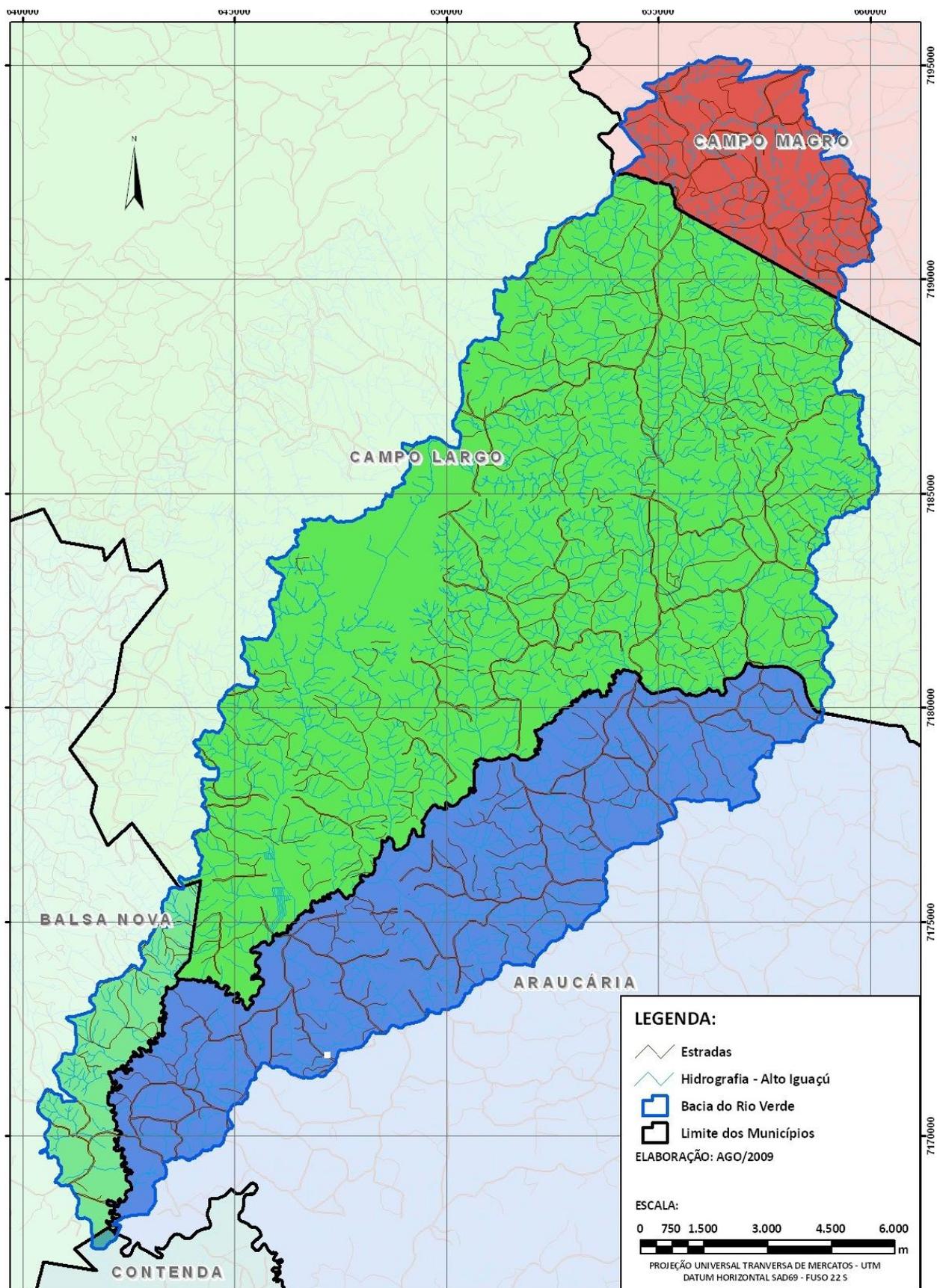


Figura 5: Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Verde nos municípios da Região Metropolitana de Curitiba
 Fonte: Modificado de SUDERHSA, 2009.

4.1.1 Clima

Segundo o sistema da classificação de Köppen, o clima regional é do tipo Cfb, que corresponde ao clima subtropical, mesotérmico úmido sem estação seca definida, com verões quentes e chuvosos e invernos frios com períodos secos eventuais, com médias anuais de temperatura do mês mais quente inferior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C (CONSILIU, 2002).

Com base nos registros dos últimos 30 anos, obtidos da estação meteorológica de Piraquara, cuja localização retrata a região estudada, a temperatura média anual é de 16,5°C, a temperatura média do mês mais frio é de 12,7°C (julho) e a do mês mais quente 20,3°C (fevereiro), com temperaturas mínimas podendo atingir valores inferiores a -5°C e com máximas superiores a 33° (RODERJAN; ACCIOLY, 2008).

A precipitação média anual é de 1.400 mm, ocorrendo, no entanto, variações importantes, com valores anuais tão baixos quanto 936 mm ocorridos no ano de 1995 e tão altos quanto 2009 mm registrados em 1983. Historicamente, os meses de maior precipitação são os de verão e os mais secos os de inverno, sendo julho e agosto os de menor precipitação. No entanto, como a precipitação desse período é, em média, superior a 70 mm, considera-se que as chuvas na região são bem distribuídas durante o ano, o que contribui para a umidade relativa do ar média seja em torno de 85%. A direção predominante dos ventos é nordeste/sudeste (RODERJAN; ACCIOLY, 2008)

4.1.2 Geologia

As unidades geológicas, juntamente com as influências do ciclo hidrológico, definem a formação do relevo de uma região. Na área de estudo, o embasamento geológico é constituído por migmatitos pertencentes ao complexo cristalino da idade Pré-cambriana, onde estão entalhadas as áreas de encostas da região sobre os quais assentaram-se os sedimentos da formação Guabirota, do Pleistoceno, constituídos principalmente por argilitos e arcósios. As planícies aluvionares são mais recentes, comandadas por influência do Rio Iguaçu, apresentando, de um

modo geral, sedimentos argilo-sílico-arenosos (SALAMUNI, 1998 apud RODERJAN; ACCIOLY, 2008).

A Formação Guabirota, presente na região oeste da área (englobando a porção urbana de Campo Largo), é caracterizada morfologicamente por colinas suaves em topos aplainados e vertentes íngremes de alta inclinação. Pelas suas características pedológicas, a susceptibilidade à erosão é alta quando há exposição do solo. Esta susceptibilidade é crescente com o aumento da declividade, tornando-se crítica em terrenos com inclinação acima de 20% (CONSILIU, 2002).

As áreas de sedimentos aluvionares mais representativas estão presentes ao longo dos fundos de vale do Rio Verde e seus principais afluentes. Na sua morfologia, apresenta relevo plano com declividades muito baixas. Possui uma camada superficial orgânica, hidromórfica, plástica, mole e de baixa densidade. Por suas características, apresenta alta restrição à ocupação urbana pela baixa capacidade de suporte de carga e à instalação de fontes potencialmente poluidoras de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, inclusive por ser área sujeita à inundação (CONSILIU, 2002).

A maior parte da área de estudo é formada pelo Complexo Gnáissico-Migmatítico que compreende aproximadamente 65% da área de drenagem do reservatório do rio Verde. Essa formação apresenta paisagem bem modelada, ora com colinas de topos arredondados, vertentes convexas e dissecação generalizada, ora com relevo ondulado, vertentes retilíneas e inclinadas. Os solos dessas regiões possuem alta susceptibilidade à erosão com possibilidade de escorregamentos e rastejos dos solos em declividades superiores a 20% (CONSILIU, 2002).

Ao norte, na área que abrange o município de Campo Magro, apresenta-se a formação Capiru - Grupo Açungui que, dependendo das características de sua composição pode apresentar alta fragilidade com restrições, como é o caso das áreas de unidade dos Metacalcários dolomíticos. São áreas com alto potencial hidrogeológico e sujeitas a afundamentos cársticos naturais ou induzidos (CONSILIU, 2002).

A figura 6 demonstra as formações geológicas ocorrentes na área de estudo.

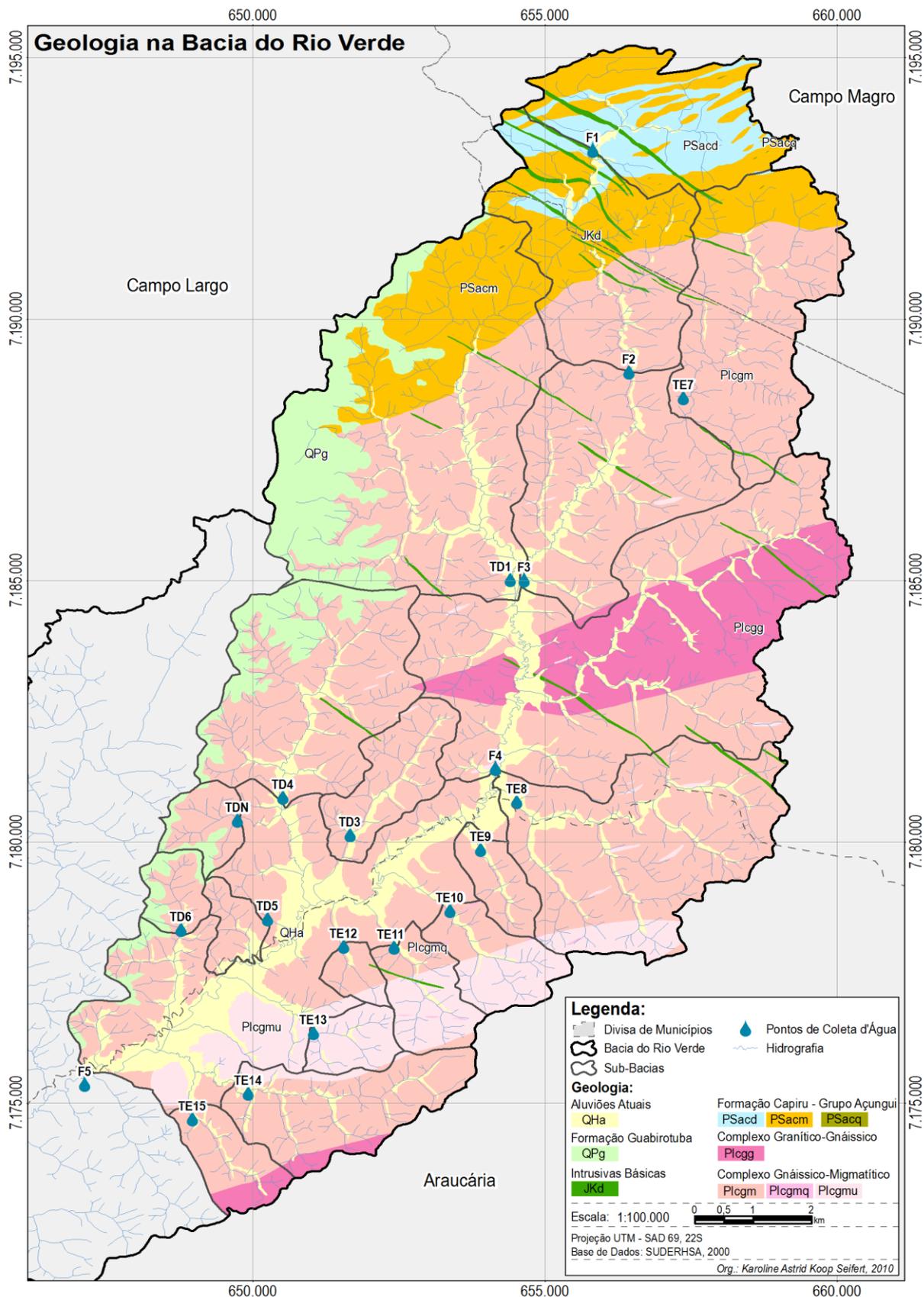


Figura 6: Mapa da formação Geológica na área de estudo

Fonte: Max Gaia, 2010.

4.1.3 Solos

A figura 7 apresenta os tipos de solo encontrados nas sub-bacias estudadas. Na porção norte da bacia, sobre a formação Capiru, encontram-se Cambissolos Háplicos Eutrófico e Distrófico e Latossolo Bruno Distrófico. Sobre a formação Guabirota, à margem direita do Rio verde, encontra-se o Latossolo Vermelho Distrófico, com características não hidromórficas. Nas planícies encontra-se o Gleissolo Háplico Distrófico com elevado grau de hidromorfia (RODERJAN; ACCIOLY, 2008). Solos hidromórficos, como os Gleissolos, são mal drenados regidos pela influência da água em função do relevo e do material de origem. Ocorrem nas áreas planas que compõem os fundos de vales, também sendo encontrados em terraços aluvionares. De modo geral, são solos essencialmente orgânicos, pouco evoluídos, provenientes de depósitos de restos vegetais em grau variável de decomposição, constituídos de horizonte superficial de coloração preta devido aos elevados teores de carbonos orgânicos. De acordo com as características físico-químicas pode apresentar diferentes concentrações minerais e orgânicas (CONSILIU, 2002). A condição de drenagem interna má a muito má é geral para todos os solos dessa classe. A grande maioria dos Gleissolos apresenta lençol freático elevado, ou seja, próximo à superfície, durante grande parte do ano, produzindo forte limitação de uso. Por isso e pela localização em planícies sujeitas à inundações, não são adequados para uso como cemitérios, aterros sanitários, lagoas de decantação e áreas para recreação (OLIVEIRA, 2008).

Em grandes porções estão presentes Latossolo Bruno Distrófico e Associação de Nitossolo Bruno Distrófico e Cambissolo Háplico Distrófico e em apenas uma porção ao leste encontra-se Nitossolo vermelho Distrófico.

Os Latossolos são solos constituídos por material mineral e apresentam avançado estágio de intemperismo. Sua reserva de nutrientes é muito reduzida, mas não impede que sejam solos bastante produtivos quando bem manejados. A maioria dos Latossolos situa-se em relevo aplainado a suave ondulado. As condições de relevo e a baixa erodibilidade dificultam os processos erosivos. A permeabilidade dos Latossolos, em geral, é muito boa e a capacidade de retenção de água varia bastante em função da textura, que pode ser franco-arenosa até muito argilosa (OLIVEIRA, 2008).

Os Cambissolos compreendem solos constituídos por material mineral, em estágio intermediário de intemperismo, ou seja, que não sofreram alterações físicas e químicas muito avançadas. Em geral não são muito profundos, apresentando teores relativamente elevados de minerais primários facilmente intemperizáveis. Os Cambissolos ocorrem em todas as classes de relevo, desde os planos até os montanhosos e são menos susceptíveis à erosão. Cambissolos Háplicos podem apresentar limitações devido à sua profundidade limitada, especialmente para culturas de sistema radicular pivotante e profundo e para o uso como aterro sanitário, lagoa de decantação e cemitério (OLIVEIRA, 2008).

Os Nitossolos possuem textura argilosa ou muito argilosa, estrutura em blocos muito bem desenvolvida. São solos com pequena diferença textural, o que lhes confere, em iguais condições de relevo e uso, menor erodibilidade que outros solos que apresentam diferenças mais acentuadas de textura. Em geral, são solos profundos e apesar de argilosos, possuem boa permeabilidade interna.

4.1.4 Cobertura Vegetal

A região de Curitiba e seu entorno era recoberta, originalmente, por uma vegetação de constituição fisionômica herbáceo-graminóide, denominada de Estepe Gramíneo-Lenhosa, os conhecidos campos limpos com capões e com florestas ripárias (vegetação arbórea ao redor das nascentes e ao longo dos rios e córregos) constituídas de espécies típicas da Floresta Ombrófila Mista (floresta com araucária), formação características dos planaltos sul-brasileiros (RODERJAN; ACCIOLY, 2008).

Segundo os mesmos autores, na área de estudo, nos locais de encostas, destacam-se dois tipos principais de vegetação natural remanescente: as formações secundárias da Floresta Ombrófila Mista, em vários estágios sucessionais e os núcleos de campos limpos naturais, em diferentes graus de transformação, estando, em alguns setores, muito descaracterizados. Complementando este quadro, nas planícies junto aos rios da bacia, observa-se um complexo vegetacional diferenciado

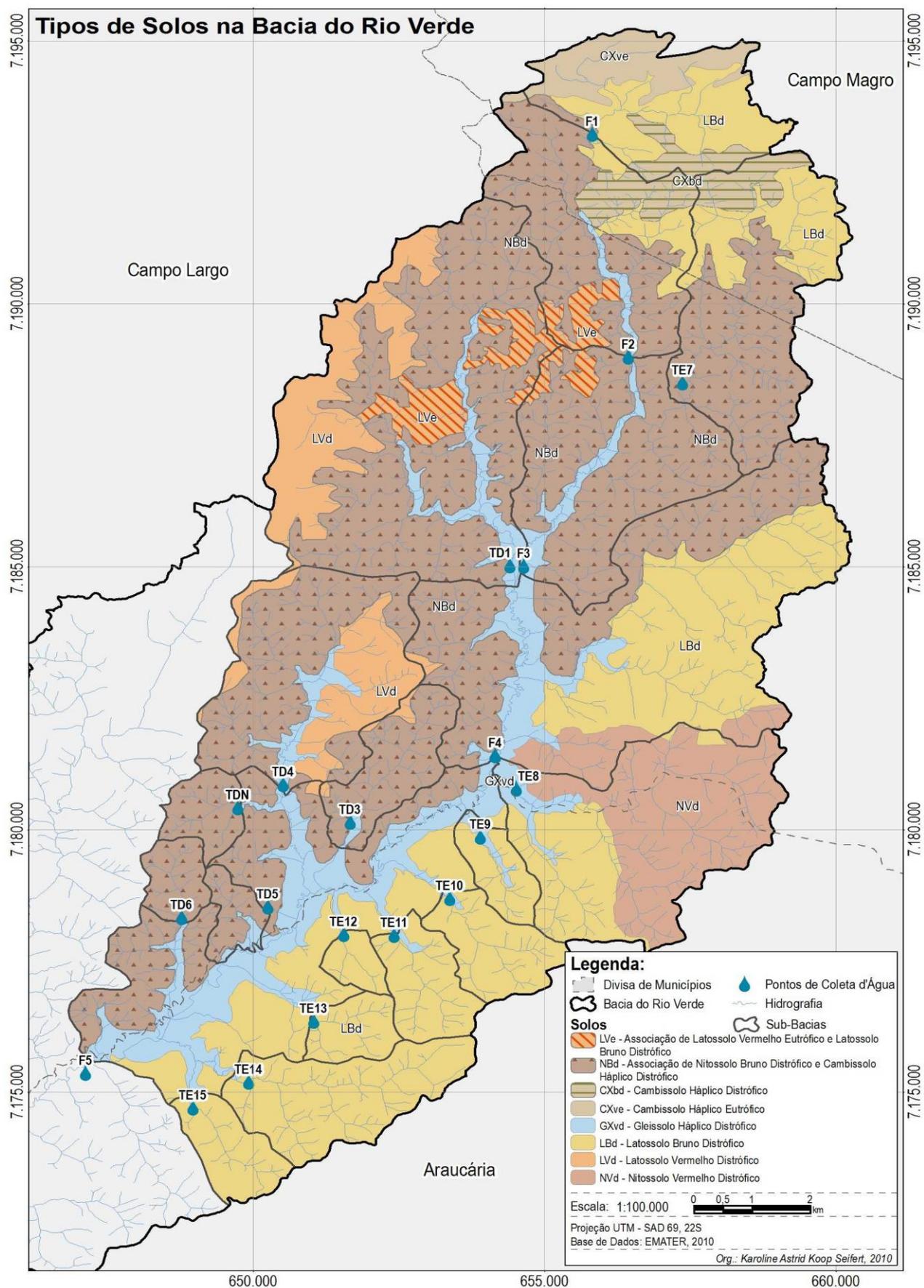


Figura 7: Mapa de tipologias de solos na área de estudo

Fonte: Max Gaia, 2010.

adaptado às condições de saturação hídrica (várzeas hidromórficas), denominado de Formações Pioneiras com Influência Flúvio-lacustre que, conforme seu desenvolvimento, pode ter fisionomia exclusivamente herbácea (campos higrófilos) ou com elementos arbóreos. Em condições pedológicas específicas, ocorre a Floresta Ombrófila Mista Aluvial (florestas ripárias), onde o substrato é melhor drenado, quando comparado ao das várzeas. A figura 8 mostra os tipos de vegetação presentes na área de estudo

4.1.5 Uso e Ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Verde

Dentro do limites da Bacia do Rio Verde está definida a APA do Rio Verde, localizada nos municípios de Araucária e Campo Largo. A APA foi instituída pelo Decreto Estadual nº 2.375 de 28/07/2000 (PARANÁ, 2000), com o objetivo de regulamentar o uso e a ocupação das diversas atividades humanas para proteger e conservar a qualidade ambiental e dos sistemas naturais, especialmente a disponibilidade de água para consumo da população da Região Metropolitana de Curitiba.

Campo Magro abriga as nascentes do rio, mas não foi contemplado pelo macrozoneamento da APA, pois seu território já conta com o zoneamento anterior, da Unidade Territorial de Planejamento (UTP), que não é uma unidade de conservação, mas impõe também restrições ao uso do solo.

O uso do solo na bacia hidrográfica é caracterizado pela expansão das atividades urbanas e industriais ocorrentes principalmente no município de Campo Largo, com concentração de indústrias em torno da Rodovia BR 277; mas também há expressiva presença de atividades agropecuárias, caracterizando o uso rural do solo. Segundo dados da Consiliu (2002) mais da metade da APA possui atividades agropecuárias e muitas delas estão situadas à beira de rios e lagos contribuintes do Rio Verde.

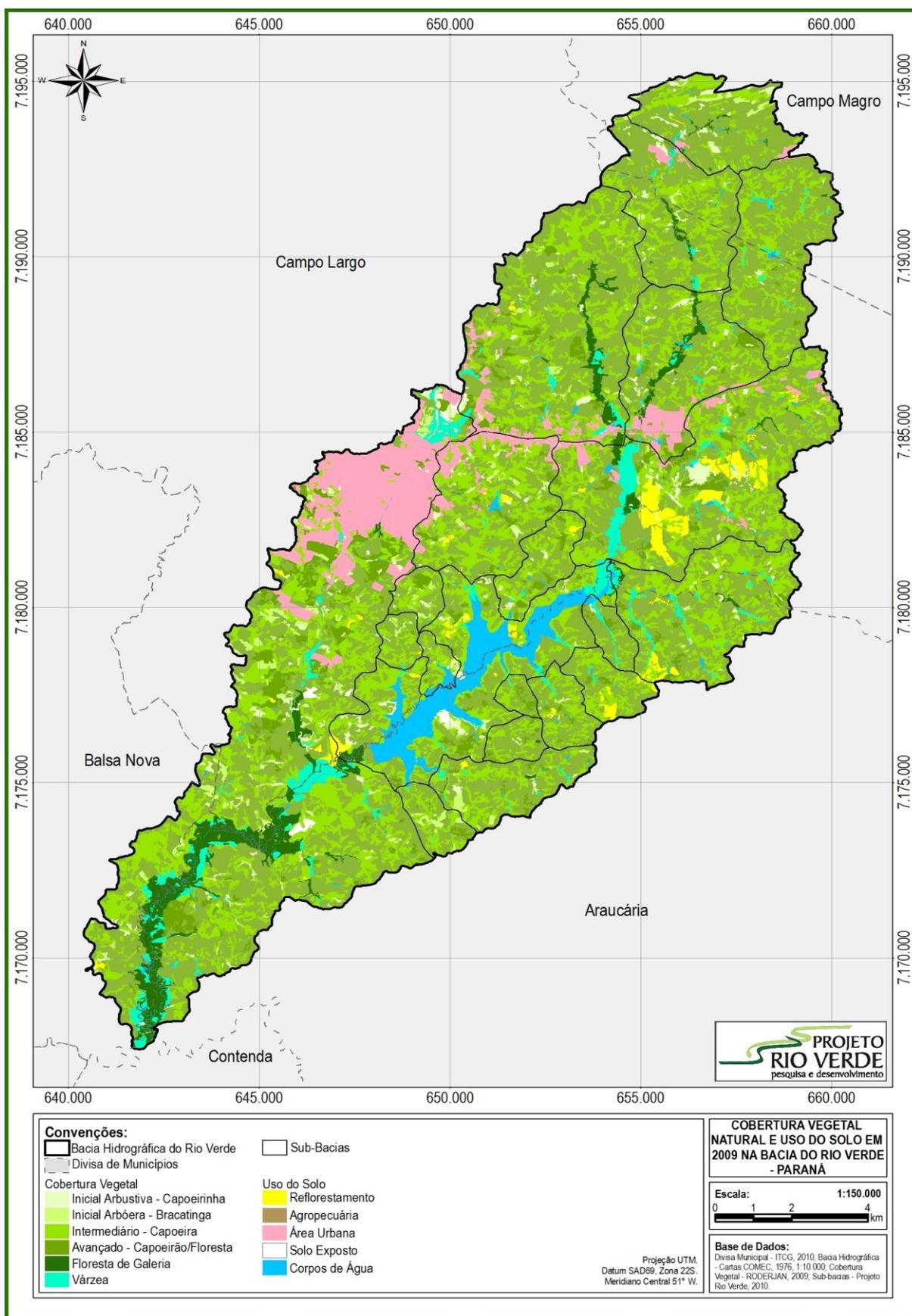


Figura 8: Mapa da cobertura vegetal e uso do solo na área de estudo

Fonte: Max Gaia, 2010.

Na área de estudo, o perfil do uso do solo é composto por características de ocupação dos três municípios: Campo Magro, Campo Largo e Araucária. A área do município de Campo Magro na Bacia do Rio Verde integra o perímetro urbano, porém sua ocupação atual é predominantemente rural. Já ao longo da Estrada do Cerne e suas imediações nota-se um perfil mais urbano. Existem ali cinco loteamentos e algumas beneficiadoras de batatas, além de estabelecimentos de serviços (Figura 9). O processo de ocupação do solo municipal teve início na década de 70, mas somente na década de 80 surgiram as primeiras ocupações na bacia do Rio Verde, ao longo da PR-090 e das estradas rurais. Edifícios tradicionais como a Prefeitura, Igreja Matriz e a Câmara Municipal também se localizam ao longo da Estrada do Cerne. Essas ocupações estão sobre solo cárstico que, devido à fragilidade do substrato pode causar problemas naturais e induzidos, como subsidência do terreno. Assim, existe uma série de restrições com relação ao uso do solo que devem ser avaliadas no processo de ocupação.

A área do município de Campo Largo inserida na bacia também possui ainda características rurais. Notam-se também muitas propriedades de lazer na porção leste, externa ao perímetro urbano. A porção oeste da APA não apresenta alta densidade populacional e caracteriza-se por ocupação diversificada, com residências unifamiliares, edificações de uso público e diferentes atividades econômicas, notadamente industriais e de serviços.

O município de Araucária contribui para a bacia do Rio Verde apenas com área rural. A porção inserida na bacia contribuinte do Reservatório do Rio Verde não possui nenhuma característica urbana, sendo, portanto, considerada área rural, onde é comum a prática da olericultura.

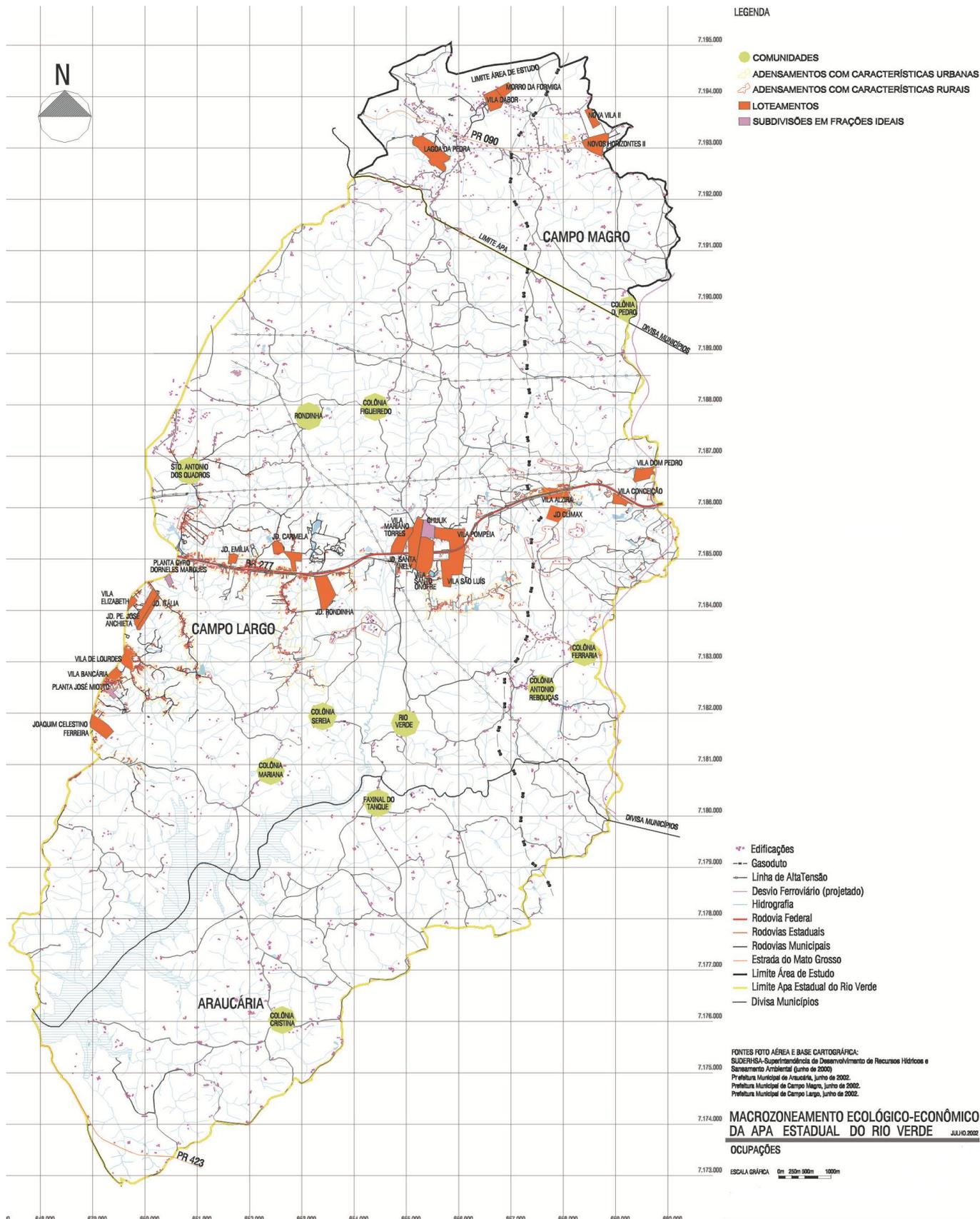


Figura 9: Mapa da ocupação do solo na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde

Fonte: Consilium, 2002.

4.1.6 Descrição das fontes de poluição na área de estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Verde

Em seu percurso, as águas do Rio Verde sofrem pressões ambientais e antrópicas tanto por atividades rurais como urbanas. A presença de adensamentos populacionais e atividades antrópicas na área de influência desencadeia uma série de impactos à qualidade das águas, especialmente pelo uso indiscriminado de insumos agrícolas, desmatamento da mata ciliar, presença de cemitérios e postos de gasolina, despejo de resíduos, lançamento irregular de efluentes domésticos e industriais que contribuem com a inserção de poluentes e aumentam a concentração de nutrientes nos corpos d'água.

De acordo com informações da Comec (2002), na área de estudo foram identificados oito cemitérios, seis estabelecimentos de produção animal, vinte e nove indústrias com potencial poluente de recursos hídricos, três postos de combustível, quatro estabelecimentos de beneficiamento de batatas, um abatedouro e aproximadamente vinte aglomerações urbanas, conforme demonstrado na figura 10. No entanto, Mattos (2009) em pesquisa de campo identificou vinte e cinco indústrias em funcionamento e sete cemitérios nessa área.

Em geral, os principais poluentes identificados são provenientes das seguintes fontes:

- a) esgoto doméstico: não há rede de esgoto implantada na área de estudo. A maior parte das residências possui fossas sépticas. No entanto, algumas lançam o efluente *in natura* diretamente nos rios, afetando na qualidade da água na bacia;
- b) escoamento superficial: como há predominância de atividades rurais na bacia do Rio Verde, a maior parte dessas áreas desenvolve a agricultura com o uso de fertilizantes e agrotóxicos, que podem ser carregados por meio do escoamento superficial, ou atingir o lençol subterrâneo pela infiltração no solo;
- c) rodovias: várias estradas margeiam a bacia de contribuição, podendo haver o carregamento de resíduos de automóveis, caminhões e ônibus para os cursos d'água;

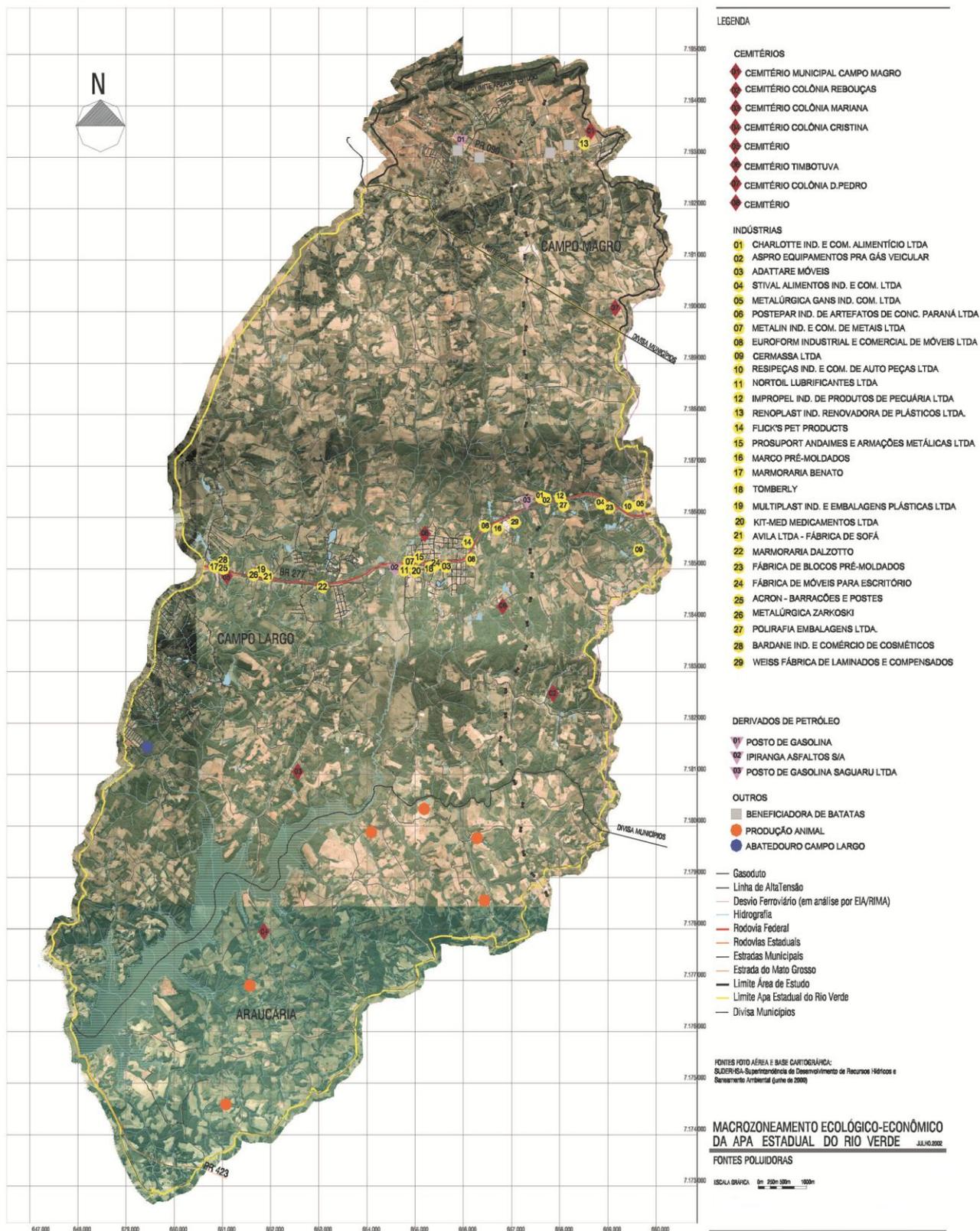


Figura 10: Mapa de localização das fontes poluidoras na área de estudo.

Fonte: Consilium, 2002.

d) cemitérios: a presença de cemitérios na área de estudo pode comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas pelos efluentes da decomposição de corpos enterrados no subsolo, inclusive com organismos patogênicos;

e) indústrias: várias indústrias de diferentes ramos de atividades se encontram instaladas na área de estudo, especialmente às margens da Rodovia BR 277, podendo contribuir com a degradação da qualidade da água na bacia por meio do despejo de efluentes industriais e sanitários, além da poluição por resíduos sólidos resultantes de suas atividades.

Mattos (2009) fez um levantamento do potencial poluente hídrico das indústrias situadas na área de drenagem contribuinte ao Reservatório do Rio Verde baseado em pesquisa exploratória de campo e na Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE) e concluiu que existiam vinte e cinco indústrias em funcionamento na bacia, sendo que 52% delas apresentavam alto potencial poluidor, 20% médio e apenas 28% baixo.

Silva (2009) estudou o potencial poluidor dos cemitérios existentes na bacia hidrográfica do Rio Verde com o uso de uma matriz de avaliação de impactos, através da qual classificou-se a condição do cemitério como ruim, mediana ou boa. Foram identificados sete cemitérios existentes, dos quais seis apresentaram condição mediana. Em visita de campo, os principais problemas observados se referem à deficiência ou ausência do sistema de drenagem, extravazamento de necrochorume, danos estruturais possibilitando infiltrações, ausência de local apropriado para disposição de resíduos sólidos e restos de inumações, indicando o potencial poluente dos cemitérios.

4.1.7 População

Segundo informações da Consiliu (2002) a população assentada na área de estudo era de 18.789 habitantes, distribuídos conforme apresentado na tabela 1:

Tabela 1: Distribuição da população na Bacia do Rio Verde por município

Município	População da bacia (habitantes)	Representatividade da População na bacia (%)
Araucária	764	4,07
Campo Largo	14.966	79,65
Campo Magro	3.059	16,68
Total	18.789	100,00

Fonte: Consiliu (2002) com base em IBGE (2000).

O maior contingente de pessoas encontrava-se no município de Campo Largo, que representa 79,65% da população total da bacia. Já nos municípios de Araucária e Campo Magro os percentuais da população eram menores, assim como a área desses municípios inserida na bacia, conforme apresentado na tabela 2.

Com base nos números elaborados a partir dos setores censitários, com base em informações do IBGE (2000), foram calculadas as densidades demográficas da área de estudo. No município de Araucária a porção da bacia Hidrográfica do Rio Verde possuía uma densidade de 20 hab.Km², bem abaixo da densidade municipal (200,54 hab.km²), o que é justificado por ser área rural. O mesmo não ocorre nos outros dois municípios, pois Campo Largo possuía densidade demográfica municipal de 74,10 hab.km², sendo que na área de estudo possuía densidade mais elevada (138,60 hab.km²), devido ao fato de 18 loteamentos e parte da sede urbana estarem inseridos na Unidade de Conservação. Em Campo Magro, tinha-se a densidade demográfica municipal de 76,15 hab/km² e dentro da área de estudo a densidade era de 165,35 hab/km², que também se deve à condição de 5 loteamentos e parte da sede municipal estarem inseridos nesta área (Consiliu, 2002).

Tabela 2: Área dos municípios inseridos na Bacia do Rio Verde.

Município	Área total do município (km ²)	Área inserida na bacia (km ²)	Porcentagem da área do município inserida na bacia (%)
Araucária	473,85	38,95	23,54
Campo Largo	1326,38	107,98	65,28
Campo Magro	262,49	18,5	11,18
Total	2062,72	165,43	100

Fonte: CONSILIU (2002) com base em IBGE (2000).

Com base em dados do IBGE (2000), a partir da taxa anual de crescimento e da população residente da área de estudo da bacia, foi feita uma projeção da população de cada município para o ano de 2010, sem considerar que a área de estudo é uma unidade de conservação, tendo o seguinte resultado (Tabela 3):

Tabela 3: População estimada para 2010 na Bacia Hidrográfica do Rio Verde

Município	População 2000 (habitantes)	População 2010 (habitantes)	Taxa anual de crescimento (%)
Araucária	764	782	0,26
Campo Largo	14.966	17.466	2,36
Campo Magro	3.059	10.000	15,98
Total	18.789	25.801	-

Fonte: CONSILIU (2002) com base em IBGE (2000).

As propriedades da bacia são na sua maioria exploradas com mão-de-obra familiar em áreas inferiores a 20 hectares. São agricultores tradicionais que estão nessas colônias há, pelo menos, três gerações. A área onde se desenvolve agricultura e pecuária ocupa mais da metade de toda a bacia, dividida em aproximadamente 600 propriedades.

4.1.8 Qualidade da água

Abaixo seguem os gráficos que representam os resultados obtidos para as variáveis físico-químicas analisadas nos 20 pontos amostrais. Os dados estão representados pela mediana dos resultados obtidos para as variáveis medidas nos pontos amostrais, representando a tendência central dos dados, bem como pelo seu desvio interquartílico, representando a variabilidade dos dados ao redor da mediana.

No eixo horizontal dos gráficos, os pontos de coleta se apresentam seguindo uma ordem que representa o trecho no sentido da montante à jusante do reservatório e indicam a sequência em que os tributários se unem ao canal principal do Rio Verde, sendo possível visualizar o comportamento da qualidade da água nos diversos trechos ao longo do curso do rio principal.

A Condutividade Elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir corrente elétrica e é originada pela presença de sais dissolvidos na forma de íons dissociados eletroliticamente, representando uma medida indireta da concentração de poluentes na água (CETESB, 2008). Segundo Bollmann (2003) é uma variável tem sido regularmente usada como um indicador de contaminação de rios urbanos por esgotos domésticos em razão do seu conteúdo de sais minerais.

O parâmetro Condutividade elétrica não possui limite legal estabelecido pela Resolução Conama 357/05, no entanto, segundo Cetesb (2008), níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. Observa-se pela figura 11 que os pontos F1 e F2 apresentaram elevada Condutividade, diferente dos demais pontos, podendo indicar contribuição de poluentes oriundos de aglomerados urbanos existentes na região de Campo Magro, pois o ponto de coleta F1 representa a qualidade das águas da área de drenagem dessa região. Em seguida, à jusante, está o ponto F2, que recebe contribuição das águas do ponto F1 em sua área de drenagem, por isso continua apresentando elevado valor de Condutividade. Os demais pontos localizados abaixo apresentaram valores menores, por isso não houve grandes alterações à medida que segue-se para a foz, representada pelo ponto F5.

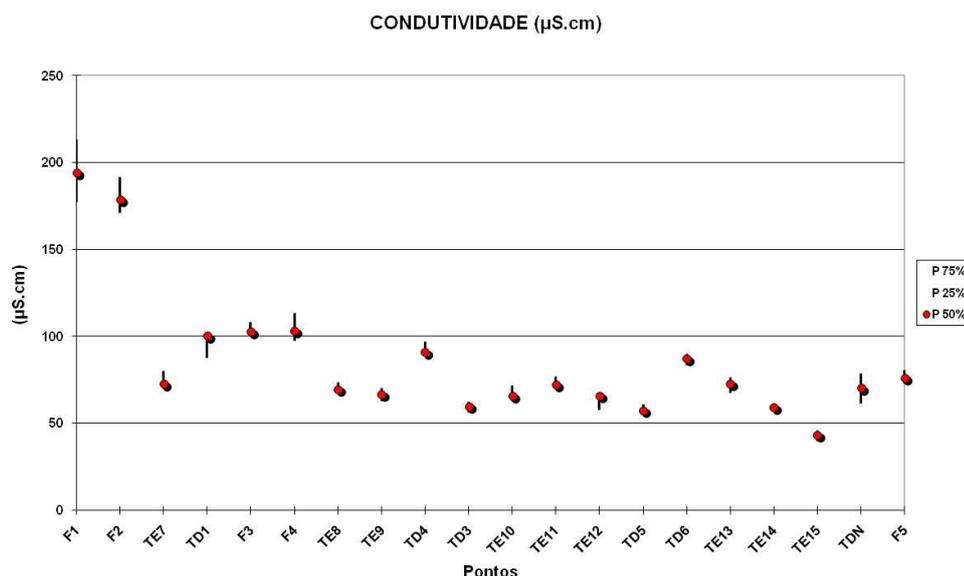


Figura 11: Gráfico da mediana e desvio interquartil da Condutividade Elétrica da água nos pontos amostrais

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. É considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de grande quantidade de matéria orgânica pode provocar o esgotamento do oxigênio na água, causando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia nas estações de tratamento de água (CETESB, 2008).

Em todos os pontos monitorados (Figura 12), os resultados de DBO mostraram valores dentro do limite aceitável estabelecido pela resolução Conama 357/05, que não deve ultrapassar 5 mg.L^{-1} .

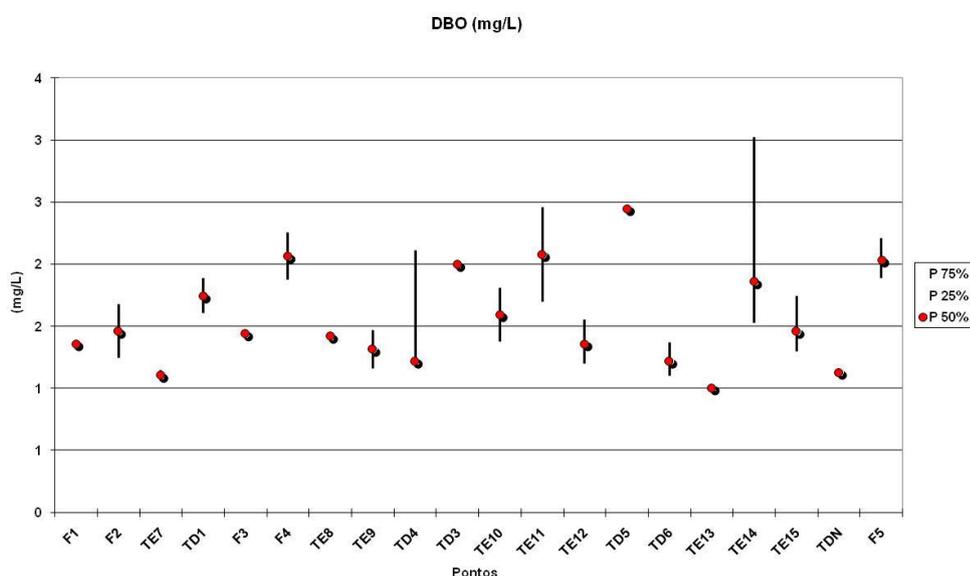


Figura 12: Mediana e desvio interquartil da Demanda Bioquímica de Oxigênio da água nos pontos amostrais

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, como o dicromato de potássio. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial. A

DQO é um parâmetro muito útil quando utilizado conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos. O poder de oxidação do dicromato de potássio é, em geral, maior do que o resultado da ação de microrganismos. Desta forma, os resultados da DQO são superiores aos de DBO. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será o efluente (CETESB, 2008).

O parâmetro DQO não possui limite estabelecido pela Resolução Conama 357/05. Os pontos monitorados (Figura 13) não apresentaram grande variação da mediana dos valores de DQO, no entanto, observando-se o desvio interquartílico, os pontos TD1 e F4 apresentaram as maiores variações e os maiores valores para esse parâmetro. Esses dois pontos estão localizados próximos e logo abaixo da Rodovia BR 277 ao redor da qual há a presença de várias indústrias, o que pode indicar que existe contribuição de efluentes industriais nas águas que provocou um acréscimo nos valores encontrados de DQO nessa região.

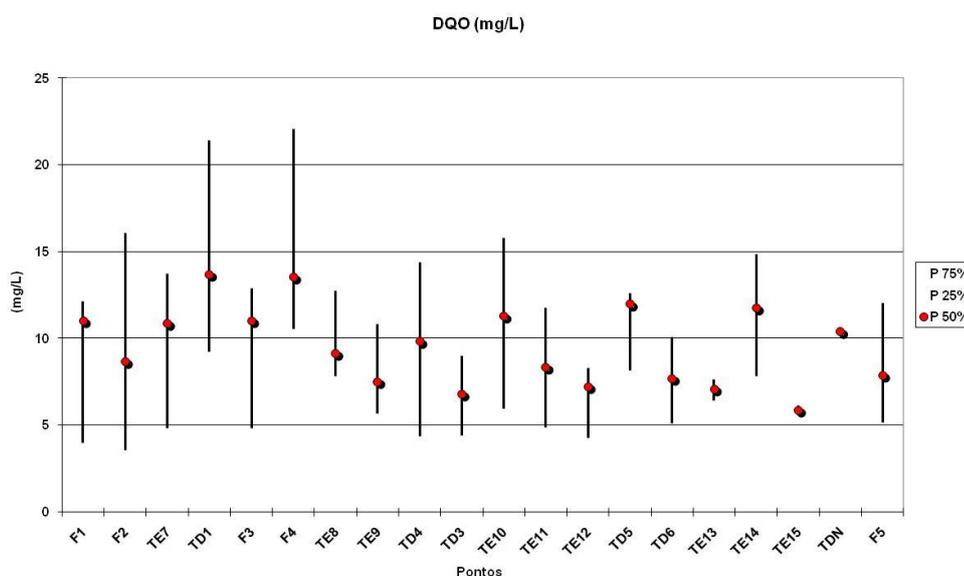


Figura 13: Gráfico de mediana e desvio interquartílico da Demanda Química de Oxigênio da água nos pontos amostrais

A origem do fósforo em águas naturais se deve, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas

drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo nas águas (CETESB, 2008).

O limite estabelecido pela Resolução Conama 357/05 para o parâmetro Fósforo Total é de 0,030 mg/L P. Sendo assim, todos os pontos amostrais extrapolaram o valor máximo permitido para rios Classe II (Figura 14), sendo TDN o ponto que apresentou a maior concentração mediana de Fósforo, além de altas concentrações também nos pontos TE14, TE13, TD5, TD1 e das grandes variações de desvio interquartílico nos pontos TE7, TD1 e TE14 que demonstram que os maiores valores de concentração de Fósforo Total foram encontrados nesses pontos durante o período de amostragem. O ponto TDN está localizado à margem direita do reservatório e sua área de drenagem encontra-se próxima de loteamentos existentes na área urbana do município de Campo Largo, sendo que o excesso de Fósforo pode ser proveniente de esgotos domésticos que chegam às águas, com origem nesses loteamentos. Os outros pontos monitorados também apresentaram excesso de Fósforo em suas águas, sendo assim, a causa pode ser assimilada ao fato de haver predominância de atividades rurais na área monitorada, sendo comum a criação de animais e o uso de pesticidas e fertilizantes químicos na agricultura que são produtos ricos em nutrientes como o Fósforo em sua composição e estando presentes no solo e nas plantas podem ser carregados pelas águas da chuva até os cursos d'água.

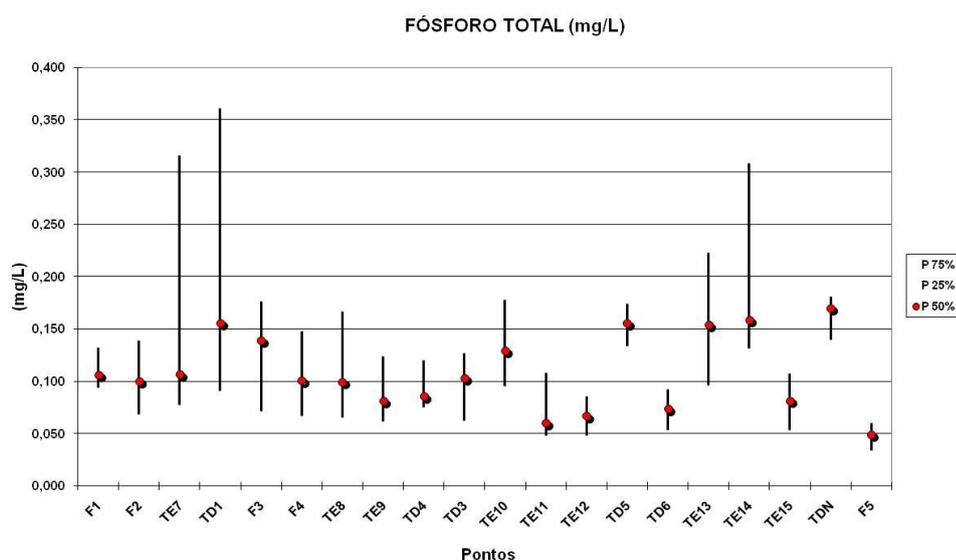


Figura 14: Gráfico de mediana e desvio interquartílico do Fósforo Total da água nos pontos amostrais

Não há valor limite legal para Fósforo Reativo. Conforme figura 15, o ponto que apresentou maior valor mediano e maior variação de Fósforo Reativo foi TD1, seguido do TE14. Na saída do reservatório (ponto F5), a presença de Fósforo Reativo diminuiu significativamente, apresentando o menor valor.

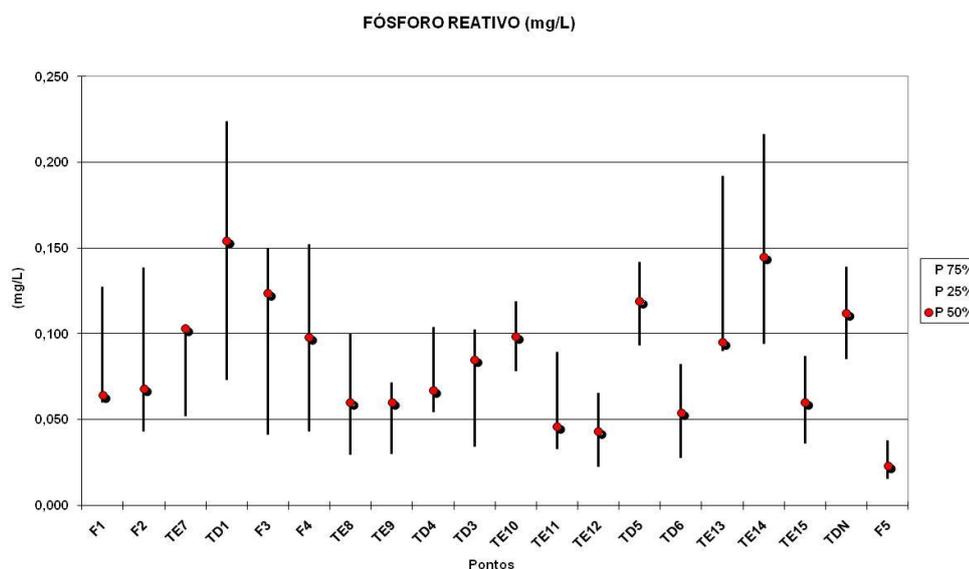


Figura 15: Mediana e desvio interquartil do Fósforo Reativo da água nos pontos amostrais

O Nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de Nitrogênio Orgânico, Amoniacal, Nitrito e Nitrato. As duas primeiras são formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem, em geral, a principal fonte. A determinação da forma predominante de Nitrogênio em curso d'água pode indicar o estágio da poluição eventualmente ocasionado por algum lançamento de esgoto a montante. Se a poluição é recente haverá predominância de formas reduzidas de Nitrogênio (Orgânico ou Amoniacal) e se prevalecer Nitrito e Nitrato denota que as descargas de esgoto se encontram distantes. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de Nitrogênio e nas áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de poluição (CETESB, 2008).

Os valores de Nitrogênio Amoniacal encontrados nos pontos monitorados (Figura 16) estão abaixo do limite preconizado pela Resolução Conama 357/05, cujo valor é 3,7 mg/L N em águas com pH menor ou igual a 7,5. O maior valor mediano

se apresentou no ponto TDN que, conforme citado anteriormente, é o ponto situado próximo à área urbanizada de Campo Largo e observa-se que os valores encontrados em todos os pontos durante o período do monitoramento se mantiveram próximos do valor central, representado pela mediana.

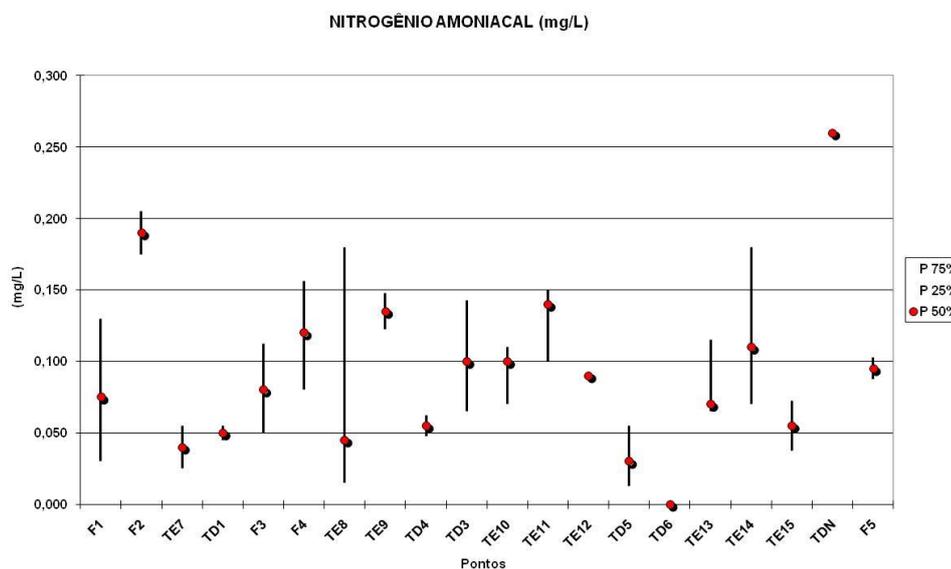


Figura 16: Gráfico de mediana e desvio interquartil do Nitrogênio Amoniacal da água nos pontos amostrais

Não existe limite estabelecido pela Resolução Conama 357/05 para Nitrogênio Orgânico. O que se observa é que houve grande variação da concentração em diversos pontos no período avaliado e que em todos os pontos monitorados os valores de Nitrogênio Orgânico são superiores aos de Nitrogênio Amoniacal, apresentados na figura 17. O ponto TE14 foi o que apresentou o maior valor mediano para esse parâmetro.

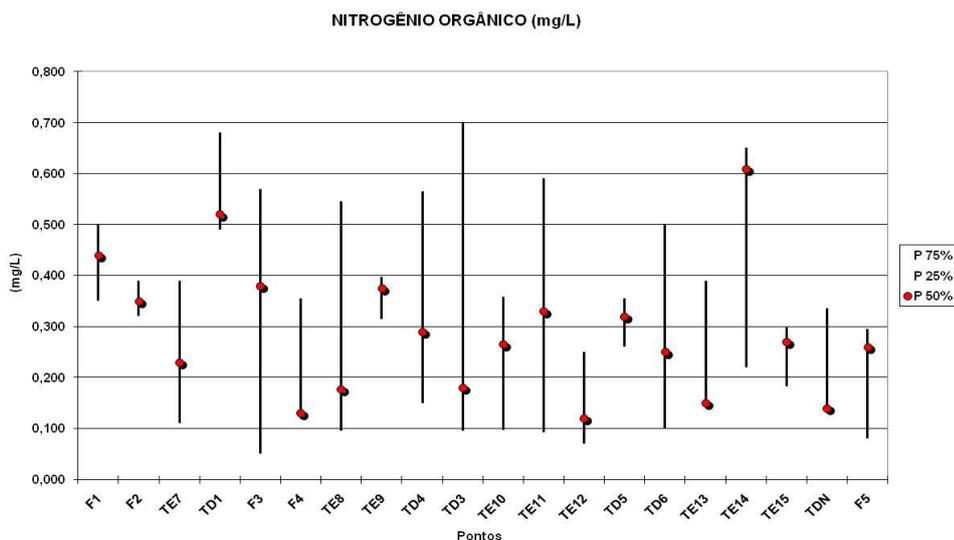


Figura 17: Gráfico de mediana e desvio interquartil do Nitrogênio Orgânico da água nos pontos amostrais

O Nitrogênio Total Kjeldhal representa a soma das formas de Nitrogênio Orgânico e Amoniacal. Nos esgotos domésticos brutos, são as formas predominantes (VON SPERLING, 2005). Não há limite legal estabelecido para esse parâmetro. Os valores de Nitrogênio Total Kjeldhal obtidos nos pontos de monitoramento começaram a se apresentar maiores nas sub-bacias situadas mais à montante (F1, F2 e TD1), alternando para menores valores medianos nos demais pontos que estão em seguida e teve seu valor máximo no ponto TE14 (Figura 18).

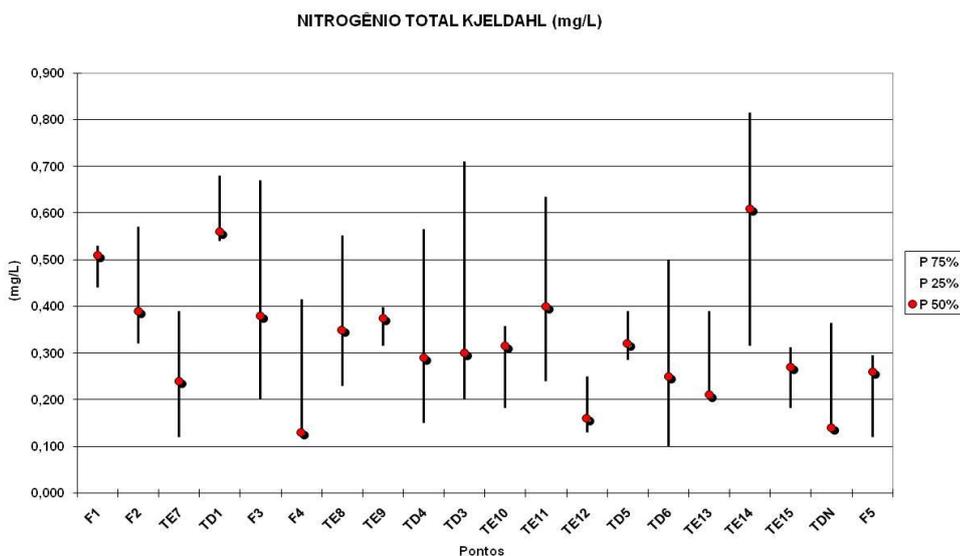


Figura 18: Mediana e desvio interquartil do Nitrogênio Total Kjeldahl da água nos pontos amostrais

O ponto monitorado que apresentou maior concentração mediana de Nitrito foi o F1. No entanto, mesmo com as variações que podem ser observadas pelo desvio interquartilico, todos os pontos monitorados apresentaram valores inferiores ao limite de 1,0 mg/L N, estabelecido pela Resolução Conama 357/05.

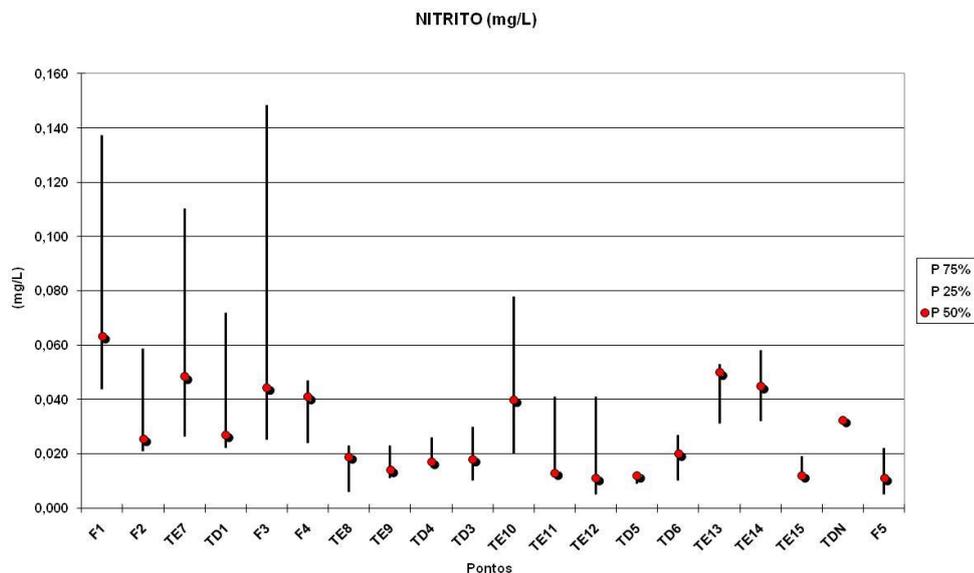


Figura 19: Gráfico de mediana e desvio interquartilico do Nitrito da água nos pontos amostrais

Em todos os pontos monitorados (Figura 20), a concentração de Nitrato se apresentou abaixo dos valores limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05, que permite o valor máximo de 10mg/L N para rios enquadrados como Classe II. A concentração de nitrato se apresentou maior nos pontos situados mais à montante do reservatório, começando por F1, em seguida o valor diminuiu em F2 e voltou a receber contribuição maior de Nitrato nos pontos TE7 e TD1, o que faz com que os valores ainda sejam próximos em F3, a partir do qual os valores diminuem. No ponto TE14 a concentração aumenta e esse ponto apresenta o maior valor mediano de Nitrato. No entanto, no ponto F5, situado na foz, a concentração de Nitrato diminui significativamente, apresentando valores muito baixos, que se mantiveram sem variações durante o período em que o ponto foi monitorado.

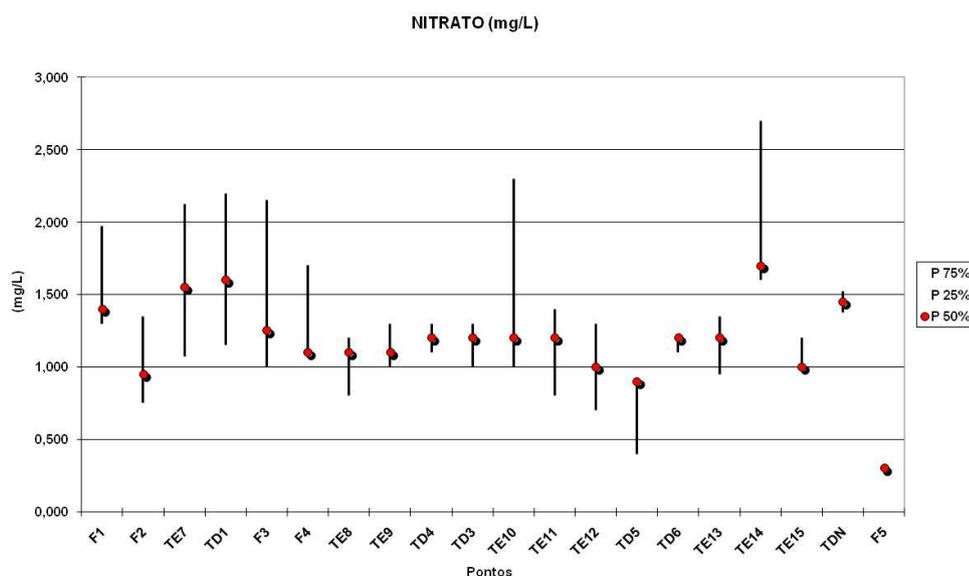


Figura 20: Gráfico de mediana e desvio interquartil do Nitrato da água nos pontos amostrais

O Oxigênio Dissolvido (OD) é de essencial importância aos organismos aeróbios (que vivem na presença de oxigênio). Durante a estabilização da matéria orgânica as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução da sua concentração no meio, o que pode causar prejuízos aos seres aquáticos (VON SPERLING, 2005). De acordo com Bollmann (2003), 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 que esse valor venha a diminuir. Resultados maiores que a saturação são causados por influência dos fatores incorporadores de oxigênio, como as algas fotossintetizantes ou fatores geradores de turbulência na água.

De acordo com a Resolução Conama 357/05, a quantidade de Oxigênio Dissolvido na água não deve ser inferior a 5mg/L O₂ em rios enquadrados na Classe II. Dessa forma, a maioria dos pontos monitorados apresentou valores dentro dos limites estabelecidos (Figura 21), porém os pontos de monitoramento TE13 e TDN apresentaram níveis de Oxigênio Dissolvido na água próximos a zero, o que pode ser atribuído ao excesso de nutrientes como Fósforo e Nitrogênio que se apresentaram em maiores quantidades nesses pontos, que podem ser oriundos de esgotos domésticos, efluentes industriais ou de fertilizantes agrícolas. A presença de

de nutrientes em excesso acarreta maior consumo de oxigênio por organismos decompositores, levando à diminuição dos níveis de Oxigênio Dissolvido na água.

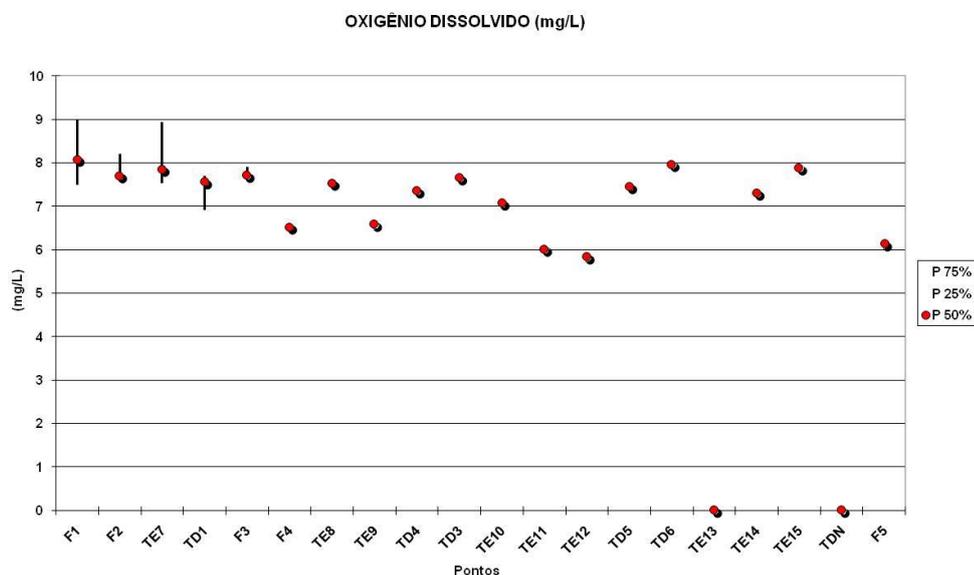


Figura 21: Gráfico de mediana e desvio interquartílico do Oxigênio Dissolvido da água nos pontos amostrais

Os resultados de Oxigênio de Saturação (Figura 22) seguiram a mesma tendência do Oxigênio Dissolvido, apresentando maiores valores nos pontos que representam as sub-bacias à montante, diminuindo significativamente nos pontos TE10 e TE11 e apresentou valor igual a zero nos pontos TE13 e TDN.

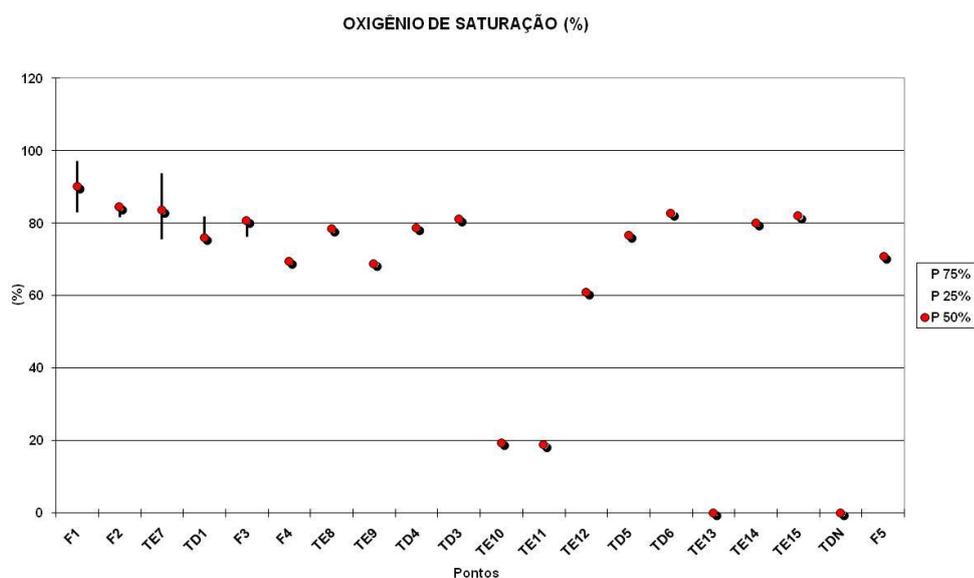


Figura 22: Gráfico de mediana e desvio interquartílico do Oxigênio de Saturação da água nos pontos amostrais

O Potencial Hidrogeniônico indica o balanço entre os ácidos e bases na água e é a medida da concentração de íons de Hidrogênio na solução. Quanto maior o pH, mais alcalina tornam-se as águas (VON SPERLING, 2005). Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante a ser medido. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre de forma direta devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, e de forma indireta pode, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2008). Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais. Os critérios estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 estabelecem que o pH da água deve ser entre 6 e 9.

Em todos os pontos monitorados (Figura 23) os valores do pH se apresentaram dentro dos limites legais estabelecidos, estando entre 6 e 8, o que significa águas alcalinas.

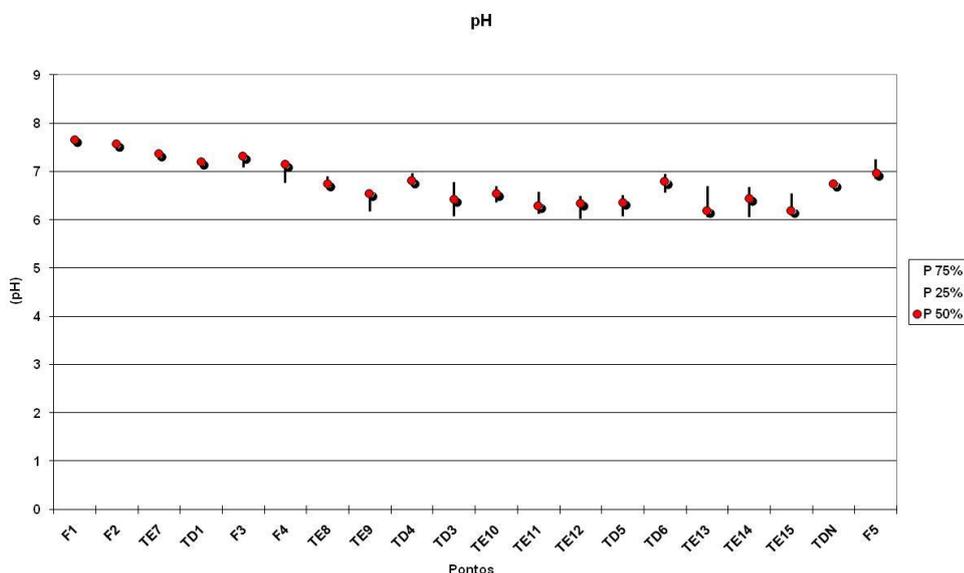


Figura 23: Gráfico de mediana e desvio interquartil do pH da água nos pontos amostrais

A análise de Sólidos Totais avalia a quantidade de material dissolvido que se encontra na coluna d'água. Todos os contaminantes na água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Por isso, são analisados separadamente, podendo ser classificados de acordo com suas características

físicas (sólidos em suspensão ou dissolvidos) ou químicas (voláteis ou fixos). Os Sólidos Voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica enquanto que os Sólidos Fixos representam a matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005).

Presentes na água, os Sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os Sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de atribuir sabor às águas (CETESB, 2008).

A Resolução Conama estabelece o valor limite de 500 mg/L de Sólidos Dissolvidos Totais na água. Sendo assim, os pontos monitorados (Figura 24) não extrapolaram o valor máximo estabelecido e apresentaram valores parecidos, com exceção do ponto F1, que apresentou um valor maior diferenciado. Ao observar-se os pontos F1, F2, F3, F4 e F5, que representam a qualidade da água no curso do rio principal até a saída do reservatório, nota-se que os níveis de Sólidos na água foram diminuindo da montante para jusante.

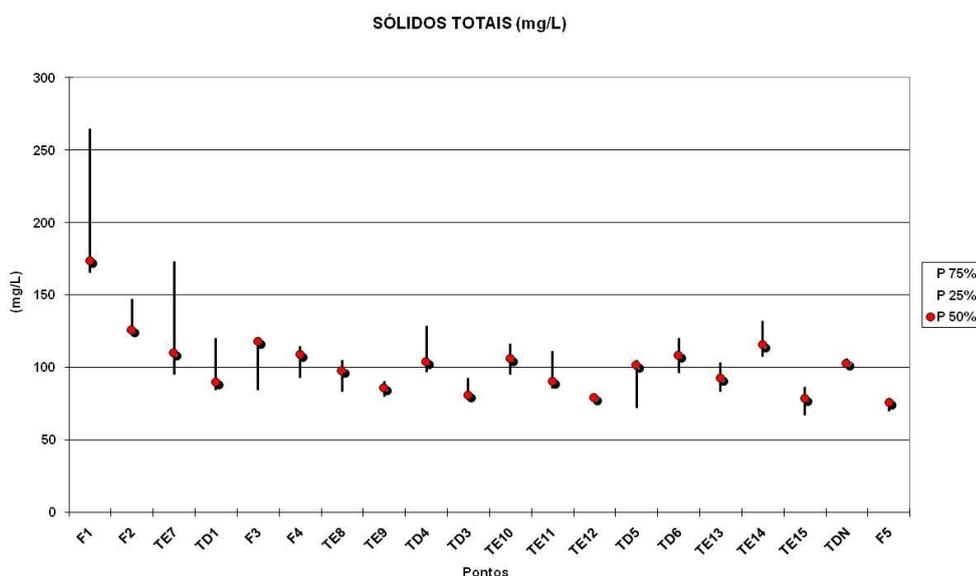


Figura 24: Gráfico de mediana e desvio interquartílico dos Sólidos Totais da água nos pontos amostrais

Em relação à quantidade de Sólidos Fixos (Figura 25), que representam a parcela inorgânica de sólidos presentes na água, o ponto que apresentou maior

valor mediano foi F2, além de F1, TE7 e TE14 que apresentaram valores próximos a F2. Considerando a variação de valor representada pelo desvio interquartil, F1 foi o ponto que apresentou, em algum momento, o maior valor para esse parâmetro.

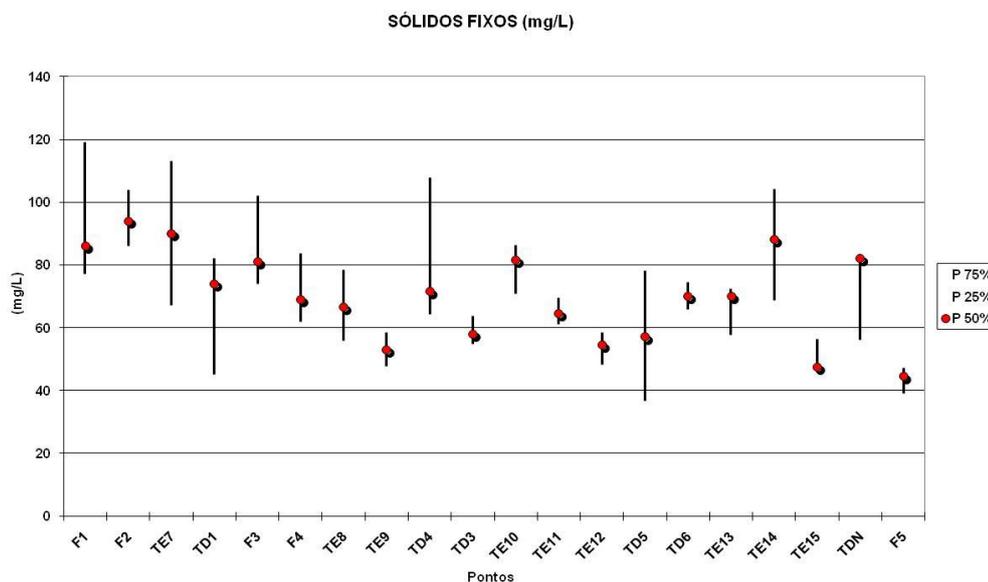


Figura 25: Gráfico de mediana e desvio interquartil dos Sólidos Fixos da água nos pontos amostrais

Observando as figuras 25 e 26, é possível notar que na maioria dos pontos monitorados os Sólidos Voláteis estavam presentes na água em menor proporção que os Sólidos Fixos, o que representa que houve predominância de material sólido mineral. A exceção é o ponto F1 (Figura 26) que apresentou o maior nível de concentração de Sólidos Voláteis, numa proporção um pouco maior que Sólidos Fixos, apesar de próxima.

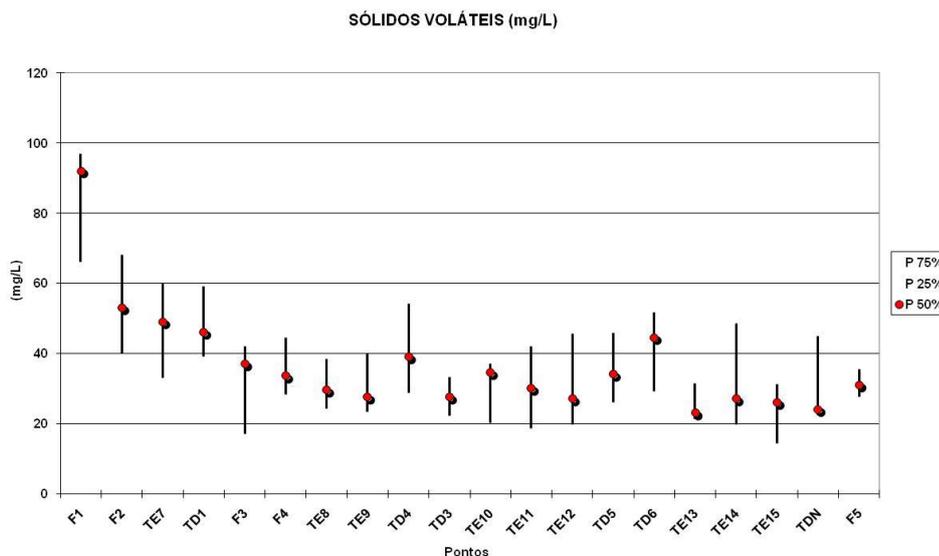


Figura 26: Gráfico de mediana e desvio interquartil dos Sólidos Voláteis da água nos pontos amostrais

Segundo Cetesb (2008), variações de temperatura são parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoeletricas.

A temperatura desempenha um papel importante de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, preferências de gradientes térmicos e limites de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2008).

A Resolução Conama 357/05 não estabelece limite de temperatura de um corpo d'água. Observa-se que os pontos que apresentaram maior temperatura foram os dois primeiros pontos situados à montante e os dois últimos pontos situados à jusante: F1 e F2, TDN e F5, respectivamente (Figura 27). Observando os pontos localizados no curso do rio principal (F1, F2, F3, F4 e F5) nota-se que a temperatura diminui à medida que vai da montante para jusante, mas na saída do reservatório os valores foram mais elevados.

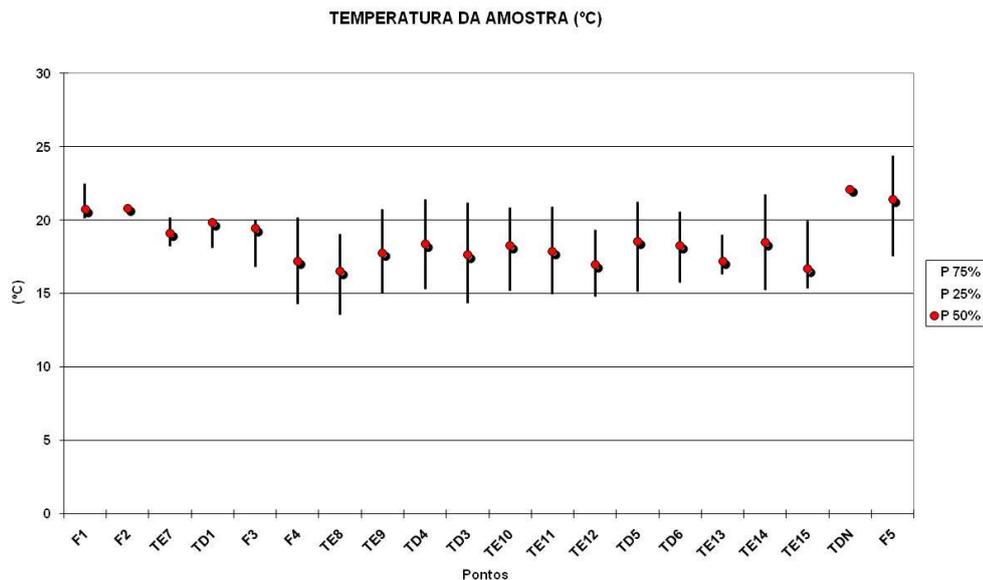


Figura 27: Gráfico de mediana e desvio interquartil da Temperatura da água nos pontos amostrais

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gran-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. A presença de coliformes na água indica poluição, com o risco potencial da presença de organismos patogênicos (CETESB, 2008).

De acordo com a Resolução Conama 357/05, os valores de Coliformes Termotolerantes não devem exceder um limite de 2.500 por 100 mililitros em 80% ou mais das amostras. Nesse caso, todos os pontos monitorados apresentaram valores que extrapolaram os valores máximos permitidos para rios Classe II (Figura 28). O ponto F1 foi o que apresentou o maior valor de Coliformes Totais e o ponto F4 apresentou o menor valor mediano, um pouco abaixo do valor limite estabelecido, mas não atende aos padrões estabelecidos por apresentar valores superiores em 50% das amostras.

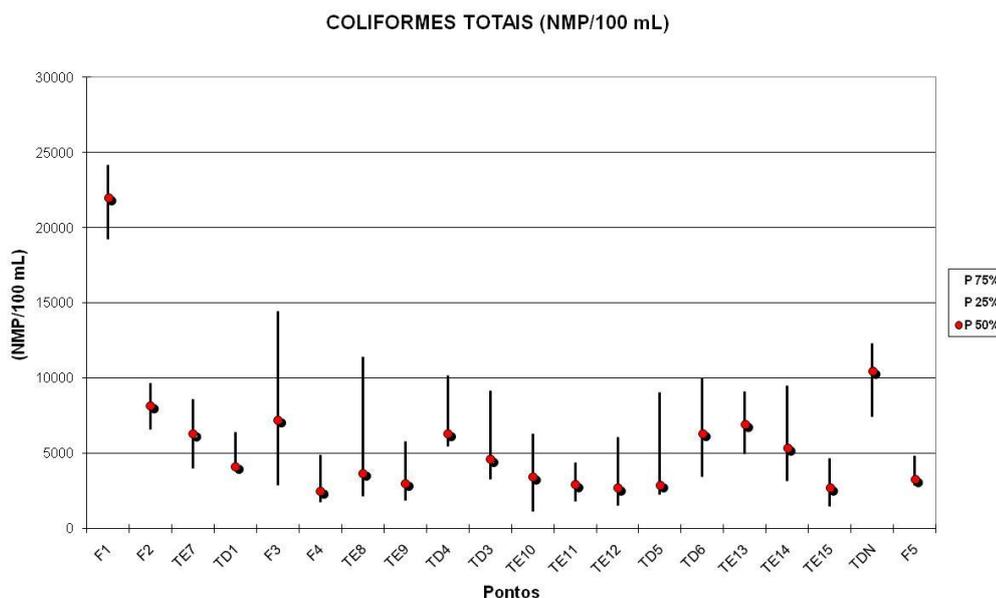


Figura 28: Gráfico de mediana e desvio interquartilico de Coliformes Totais na água nos pontos amostrais

A determinação da presença de Coliformes Fecais na água, representada por *Escherichia coli*, serve para indicar contaminação por esgotos sanitários (CETESB, 2008), pois são microorganismos típicos da flora intestinal de animais de sangue quente. Não há limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 para Coliformes Fecais. No entanto, pela figura 29, percebe-se que há presença desses microorganismos em todos os pontos, alguns em pequena quantidade e outros como F1, F2, TE7, F3, TD1 e TDN em maior quantidade, indicando a presença de esgoto sanitário nas águas. Nota-se que os maiores valores se mostraram nos pontos situados em áreas com maior influência de ocupação urbana. A área de drenagem do ponto F1, que situa-se no município de Campo Magro, possui alguns aglomerados urbanos que podem estar contribuindo com a grande concentração de coliformes fecais presentes nas águas originados de esgotos domésticos sem tratamento adequado. Dessa forma, as águas desse ponto interferem na qualidade das águas dos pontos situados à jusante quando se misturam a elas. Em F3, localizado próximo à Rodovia BR 277, há a presença de aglomerados urbanos e industriais que possivelmente contribuem com a poluição das águas com esgoto doméstico e industrial. Os pontos TD1 e TDN, que estão à margem direita do reservatório, se situam próximos à área urbana do município de Campo Largo e podem estar apresentando níveis altos de coliformes por receberem influência das águas que recebem contribuição de esgotos domésticos nessas áreas.

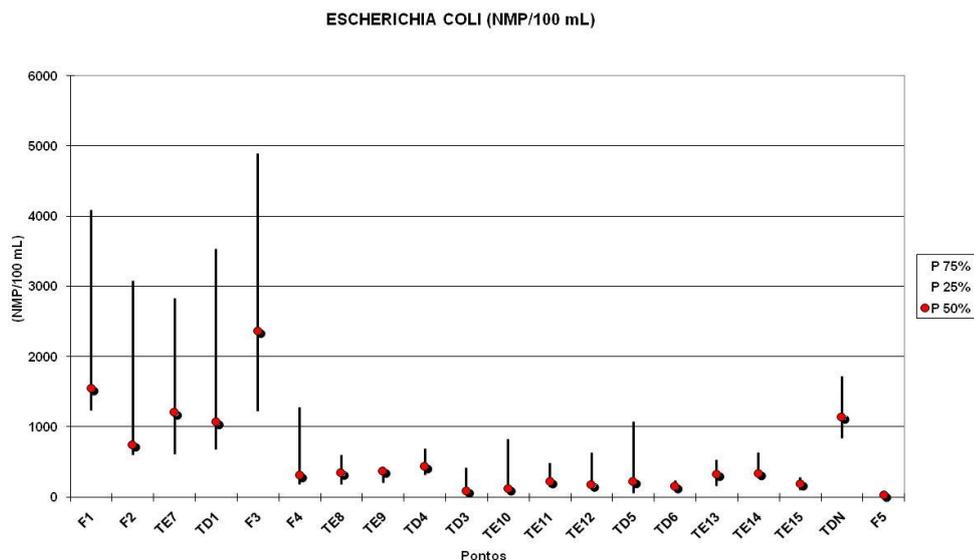


Figura 29: Mediana e desvio interquartil de *Escherichia coli* na água nos pontos amostrais

4.2 Similaridade dos Fatores Naturais de Variabilidade da Qualidade das águas nas áreas monitoradas da Bacia Hidrográfica do Rio Verde

Segundo Christofolletti (1980) os principais fatores naturais que podem causar degradação física em bacias hidrográficas e, conseqüentemente, alterações na qualidade das suas águas são o clima, solo, relevo e vegetação. Pereira (1997) cita também a geologia e as atividades antropogênicas como fatores que influenciam na qualidade dos recursos hídricos superficiais.

O clima descreve a sucessão dos estados de tempos meteorológicos de uma determinada região, durante um longo período de tempo. É caracterizado por elementos como a temperatura, a precipitação, a pressão atmosférica, o vento e a umidade.

Na região de estudo, o clima regional é do tipo Cfb, segundo o sistema da classificação de Köppen, que corresponde ao clima temperado, com verões quentes e chuvosos e invernos frios, com médias anuais de temperatura do mês mais quente inferior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C.

Tricart e Cailleux *apud* Christofolletti (1980) apresentaram uma classificação dos fenômenos ambientais em oito grandezas, como uma função da escala temporal e espacial a ser considerada (Quadro 3). Nesta categorização, as variáveis climáticas definidoras do clima regional da área de estudo enquadram-se na Quarta

Grandeza, cuja escala analítica espacial está na ordem de dezenas de quilômetros. A proximidade entre as sub-bacias escolhidas para este estudo, que apresentam um afastamento máximo de 20 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.

GRANDEZAS	DESCRIÇÃO
Primeira	Categoria das grandes zonas climáticas unidades da grandeza espacial de 10^7 km ²
Segunda	Categoria representada pelos grandes tipos de clima unidades da grandeza espacial do milhão de km ² , 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 ² 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 ² 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 ² 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 ²
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

Quadro 3: Grandezas espaciais de variações climáticas
 Fonte: modificado de Tricart e Cailleux apud CHRISTOFOLETTI (1980)

As variações climáticas influenciadas pela disposição do relevo e pelas características ambientais locais na bacia estudada não foram levantadas, impossibilitando a confirmação da hipótese da variabilidade do clima local nas sub-bacias consideradas. O seu reduzido tamanho, entretanto, permite supor sua homogeneidade.

A Tabela 4 apresenta as características morfométricas das sub-bacias em estudo, relacionadas à área de drenagem, ao relevo e ao sistema de drenagem.

Tabela 4: Características morfométricas das sub-bacias em estudo

Variável	Unidade	Sub-bacias																			
		F1	F2	F3	F4	F5	TD1	TDN	TD3	TD4	TD5	TD6	TE7	TE8	TE9	TE10	TE11	TE12	TE13	TE14	TE15
ÁREA DE DRENAGEM																					
Área Total	(km ²)	8,27	11,15	12,00	26,27	174,91	25,60	1,74	3,63	11,85	1,25	1,52	11,88	13,69	1,75	3,04	2,84	0,94	1,71	6,02	2,37
Perímetro	(Km)	15,26	16,81	16,39	29,90	71,40	24,52	5,97	9,65	15,69	6,07	5,09	17,87	19,05	5,99	8,06	7,67	4,12	5,34	12,29	6,93
Comprimento Axial	(Km)	3,21	5,33	4,16	7,70	20,95	5,84	1,50	3,47	4,27	1,60	1,17	4,60	4,75	1,86	2,45	2,37	1,30	1,50	3,50	2,37
Coef. de Compacidade	(-)	1,50	1,42	1,33	1,65	1,52	1,37	1,28	1,43	1,29	1,53	1,16	1,46	1,45	1,28	1,30	1,28	1,20	1,15	1,41	1,27
Fator de Forma	(-)	0,80	0,39	0,69	0,44	0,40	0,75	0,77	0,30	0,65	0,49	1,11	0,56	0,61	0,51	0,51	0,51	0,56	0,76	0,49	0,42
RELEVO																					
Declividade Média	(m/m)	0,25	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,21	0,20	0,25	0,20	0,20	0,25	0,18	0,19	0,18	0,15	0,20	0,21	0,16
Declividade de Alveo	(m/m)	20,56	17,46	14,03	9,82	4,80	15,53	18,29	16,90	11,09	39,43	38,41	18,44	14,59	23,01	24,82	28,26	37,23	35,67	16,63	25,00
SISTEMA DE DRENAGEM																					
Comp. Total Curso d'Água	(Km)	33,00	84,50	77,70	167,90	929,00	171,55	12,17	15,85	90,87	4,51	6,35	91,97	97,99	10,60	10,66	10,35	2,56	7,01	17,60	6,82
Comp. Talvegue Principal	(Km)	2,00	5,18	4,30	7,81	21,39	6,61	4,10	3,43	3,89	1,64	1,53	4,23	4,73	1,97	2,37	1,93	1,20	1,35	3,98	2,23
Ordem Cursos d'Água	(-)	3,00	4,00	5,00	6,00	6,00	5,00	3,00	4,00	5,00	3,00	3,00	4,00	5,00	3,00	4,00	4,00	3,00	4,00	4,00	3,00
Densidade de Drenagem	(Km/Km ²)	3,99	7,58	6,48	6,39	5,31	6,70	6,99	4,37	7,67	3,61	4,18	7,74	7,16	6,06	3,51	3,64	2,72	4,10	2,92	2,88
Ext. Média Escoam. Superf.	(m)	62,65	32,99	38,61	39,12	47,07	37,31	35,74	57,26	32,60	69,29	59,84	32,29	34,93	41,27	71,29	68,60	91,80	60,98	85,51	86,88
Sinuosidade	(-)	1,78	1,18	1,43	1,30	1,31	1,11	1,00	1,05	1,28	1,07	1,07	1,42	1,30	1,21	1,16	1,19	1,14	1,16	1,12	1,11

A figura 30 ilustra as declividades na área de estudo, por meio da qual é possível observar que as declividades que mais ocorrem na área de estudo são de 12 a 30%, representada pela cor amarela, o que está de acordo com os valores encontrados através do método expedito.

As sub-bacias estudadas apresentaram áreas de drenagem entre 0,94 km² a 26,27 km², considerando como área de contribuição aquela à montante do ponto amostral; a exceção é a bacia F5 que possui um valor distinto, com uma área de drenagem de aproximadamente 175 km², porque é o ponto amostral mais próximo ao reservatório, sendo sua área de drenagem representada pela soma das áreas de contribuição de todas as outras sub-bacias situadas à montante.

As áreas de drenagem apresentam Coeficientes de Compacidade que variam de 1,15 a 1,65. Esse coeficiente está relacionado com a forma da bacia, independentemente do seu tamanho, sendo maior quanto mais irregular for a bacia. Quando o valor do coeficiente é mínimo, igual à unidade, significa que a bacia tem formato circular, o que representa tendências a maiores enchentes. A maioria das sub-bacias não apresenta um coeficiente muito baixo, o que significa que não há grandes tendências a enchentes. Observa-se que a sub-bacia F5 tem coeficiente igual a 1.52 pode-se dizer, de maneira geral, que a área de estudo não apresenta grande propensão a enchentes, visto que nela estão contidas as áreas das sub-bacias à jusante. Da mesma forma, os Fatores de Forma calculados indicam baixa propensão a enchentes nas sub-bacias pois se apresentam baixos e nesse caso, quanto mais baixo é o Fator de Forma, significa que a forma da bacia é mais afastada da condição de bacia circular, o que significa menor possibilidade de ocorrências de chuvas intensas cobrindo toda sua extensão simultaneamente.

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 das sub-bacias é “Ondulado” na maioria das sub-bacias e apresenta “Forte Ondulação” em algumas delas (F1, TD3, TD5, TE8 e TE14).

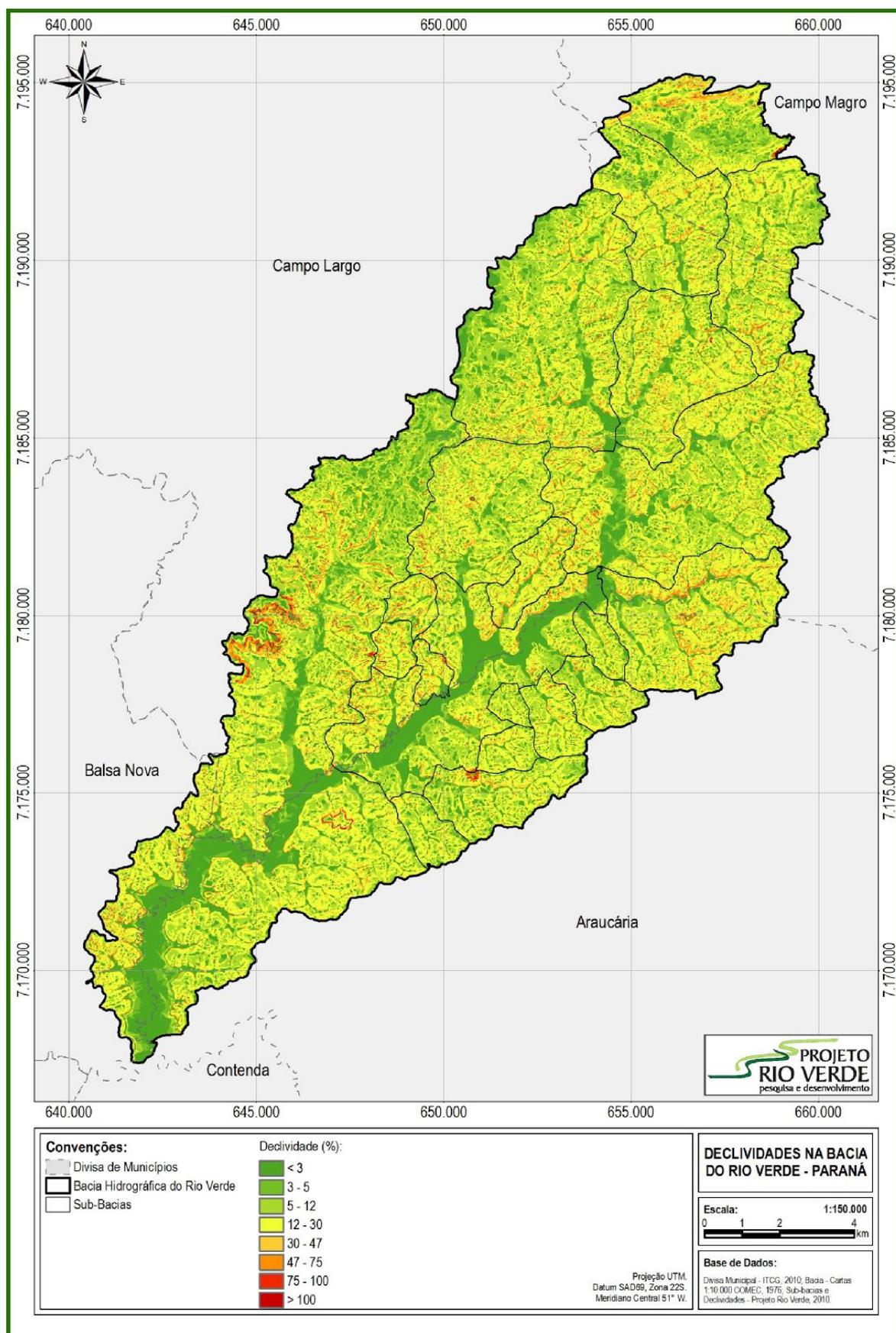


Figura 30: Mapa das declividades na área de estudo.

Fonte: Max Gaia, 2010.

Os valores de Sinuosidade se apresentaram, na maioria das sub-bacias, próximos à unidade, indicando córregos pouco ou nada sinuosos. Como é um fator relacionado à velocidade do escoamento superficial, a tendência é que haja um rápido escoamento das águas dos rios para fora da bacia.

Quanto à Densidade de Drenagem, as sub-bacias apresentam-se bem drenadas. Os menores valores se apresentam nas sub-bacias TE12 (2,72 km/km²), TE14 (2,92 km/km²) e TE15 (2,98km/km²). Quanto melhor a drenagem de uma bacia, menor é o trajeto das águas sobre o solo antes de atingir um curso d'água, ou seja, menor o valor da Extensão Média do Escoamento Superficial.

A Ordem do rio mostra a extensão da ramificação do corpo d'água na bacia. Os sistemas de drenagem das sub-bacias avaliadas apresentam valores iguais e superiores à Terceira Ordem, chegando até a Sexta Ordem, podendo ser consideradas bem ramificadas, com médio e alto grau de ramificação. Segundo Villela e Mattos (1978), rios pouco ramificados são de Primeira ou Segunda Ordem enquanto que os bem ramificados apresentam Ordem superior a 4.

De maneira geral, observando os valores da Tabela 4 obtidos para as características morfométricas das sub-bacias, e ainda, os valores da sub-bacia F5, considerando sua representatividade em relação ao conjunto das várias sub-bacias, pode-se dizer que as sub-bacias avaliadas possuem relevo ondulado, são dotadas de sistemas de drenagem bem ramificados, mas pouco sinuosos. No entanto, as formas irregulares das sub-bacias associadas a uma alta Densidade de Drenagem não caracterizam tendência a cheias significativas.

Outro fator que pode contribuir com a variabilidade nos resultados de qualidade das águas refere-se à vegetação. A cobertura vegetal exerce importante influência sobre os processos do ciclo hidrológico, podendo influenciar os processos erosivos através dos efeitos espaciais da vegetação, dos efeitos da energia cinética da chuva e do papel da vegetação na formação de húmus que afeta a estabilidade e teor do solo. O tipo e a porcentagem de cobertura vegetal pode reduzir os efeitos dos fatores erosivos naturais. A densidade da cobertura vegetal é fator importante na remoção de sedimentos, no escoamento superficial e na perda de solo (CUNHA; GUERRA, 1998).

A Tabela 5 apresenta as tipologias de cobertura vegetal e uso do solo existentes nas sub-bacias avaliadas, bem como a porcentagem de cada tipologia em cada uma delas. Percebe-se que na maioria das sub-bacias, predomina a cobertura

florestal composta de Floresta Ombrófila Mista em estágio intermediário de regeneração (Intermediário) e o uso do solo agropecuário que atinge, na maioria, valores superiores a 50% da área das sub-bacias. Apenas a sub-bacia TD4 apresenta níveis mais altos de ocupação urbana (12,77%), que é a área no município de Campo Largo onde há uma concentração de assentamentos e indústrias próximas à Rodovia BR 277.

O solo também é considerado um fator que contribui com alterações na qualidade das águas, o que varia de acordo com a sua composição. O solo tem sua formação resultante da ação integrada do clima e dos organismos sobre o material de origem, condicionado pelo relevo em diferentes períodos do tempo, o qual apresenta características que constituem a expressão dos processos e dos mecanismos dominantes de sua formação (CUNHA; GUERRA, 1998).

Na sub-bacia F1 ocorre o tipo de solo Cambissolo Háplico Eutrófico que não ocorre nas outras áreas, além do Cambissolo Háplico Distrófico e Latossolo Bruno Distrófico, que é encontrado em várias sub-bacias, especialmente nas áreas de drenagem que contém os afluentes à margem esquerda do Rio Verde. Também está presente em grande parte das sub-bacias a tipologia Associação de Nitossolo Bruno Distrófico e Cambissolo Háplico Distrófico encontrada nas áreas dos afluentes localizados mais à jusante do reservatório e à margem direita do Rio Verde. Em menores porções encontra-se o Latossolo Vermelho Distrófico, o Nitossolo Vermelho Distrófico e a Associação de Latossolo Vermelho Eutrófico e Latossolo Bruno Distrófico.

A Tabela 6 demonstra os valores encontrados da porcentagem de cada tipologia de solo nas áreas de drenagem contribuintes aos pontos amostrais.

Tabela 5: Percentagem das tipologias de cobertura vegetal e uso do solo nas sub-bacias avaliadas

Sub Bacia	GALERIA	INICIAL ARBÓREO	BRACATINGA	INICIAL ARBUSTIVO	INTERMEDIÁRIO	AVANÇADO	REFLORESTAMENTO	VARZEA	ÁGUA	SOLO EXPOSTO	AGROPECUÁRIA	URBANO
F1	1,160	3,750		4,410	19,250	0,000	0,190	0,150	0,950	0,000	67,360	1,640
F2	1,730	1,290		2,200	25,500	0,450	0,000	1,240	0,550	0,000	65,010	1,920
F3	5,010	0,000		2,200	23,660	3,700	0,000	1,230	0,820	0,060	53,240	9,800
F4	1,330	0,480		2,800	26,530	4,150	8,130	5,070	0,850	0,010	46,750	3,450
F5	1,373	0,950		1,689	23,260	2,709	1,670	1,778	0,685	0,025	46,710	3,210
TE7	3,880	0,990		1,610	26,050	3,900	0,150	1,670	0,350	0,030	55,900	4,960
TE8	0,000	5,660		2,570	27,680	9,930	0,000	0,000	0,130	0,000	52,010	1,830
TE9	0,000	0,200		2,420	32,000	7,940	1,530	0,710	0,900	0,000	54,410	0,000
TE10	0,000	1,570		2,760	37,300	3,400	0,920	0,230	0,860	0,020	40,150	12,770
TE11	0,000	0,580		5,870	39,500	1,570	0,880	0,000	16,790	0,000	35,110	0,000
TE12	0,000	3,030		1,780	29,300	0,700	0,340	0,630	0,000	0,000	63,890	0,000
TE13	0,070	0,100		0,340	25,030	1,060	0,050	1,490	0,680	0,000	68,700	0,150
TE14	0,850	0,140		1,200	34,280	2,530	2,010	3,840	0,670	0,000	58,100	0,000
TE15	0,000	0,000		1,060	12,590	6,340	0,150	6,610	2,810	0,000	70,160	0,000
TD1	0,000	0,000		0,080	35,820	2,330	7,010	0,660	0,540	0,000	53,110	0,000
TDN	0,000	0,140		1,150	30,310	3,550	1,010	1,510	0,490	0,000	61,970	0,000
TD3	0,000	0,000		0,000	26,530	12,070	0,000	1,430	0,000	0,000	60,060	0,000
TD4	0,570	0,440		0,760	24,350	5,440	0,000	0,000	0,070	0,000	68,430	0,000
TD5	0,600	3,310		1,560	26,500	3,240	0,500	1,430	0,640	0,000	61,730	0,000
TD6	0,000	8,420		0,380	29,720	4,570	0,000	0,540	0,430	0,000	55,620	0,000

LEGENDA

GALERIA	Floresta Ombrófila Mista Aluvial
INICIAL ARBÓREO - BRACATINGA	Floresta Ombrófila Mista em estágio inicial de regeneração
INICIAL ARBUSTIVO	Floresta Ombrófila Mista em estágio inicial de regeneração
INTERMEDIÁRIO	Floresta Ombrófila Mista em estágio intermediário de regeneração
AVANÇADO	Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de regeneração
VARZEA	Formação Pioneira de Influência Flúvio-lacustre

Fonte: Max Gaia, 2010

Tabela 6: Porcentagem das tipologias de solos nas sub-bacias avaliadas

Sub Bacia	SOLOS							
	ALVELBD	ANBDCHD	CHD	CHE	GHD	LBD	LVD	NVD
F1	0,000	2,769	13,271	36,355	0,000	47,605	0,000	0,000
F2	8,121	61,885	13,469	0,658	3,564	12,302	0,000	0,000
F3	4,876	86,474	0,000	0,000	8,651	0,000	0,000	0,000
F4	0,000	37,444	0,000	0,000	9,880	44,128	0,449	8,099
F5	2,303	42,482	2,314	1,833	9,372	29,053	12,641	0,000
TE7	0,000	59,035	10,845	0,000	0,000	30,119	0,000	0,000
TE8	0,000	0,000	0,000	0,000	5,604	28,737	0,000	65,659
TE9	0,000	0,000	0,000	0,000	14,448	85,552	0,000	0,000
TE10	0,000	0,000	0,000	0,000	1,762	98,238	0,000	0,000
TE11	0,000	0,000	0,000	0,000	2,591	97,409	0,000	0,000
TE12	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	100,000	0,000	0,000
TE13	0,000	0,000	0,000	0,000	0,181	99,819	0,000	0,000
TE14	0,000	0,000	0,000	0,000	0,512	99,488	0,000	0,000
TE15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,245	99,755	0,000	0,000
TD1	9,290	60,573	0,000	0,000	6,662	0,000	23,474	0,000
TDN	0,000	60,594	0,000	0,000	7,954	0,000	31,452	0,000
TD3	0,000	90,827	0,000	0,000	3,378	0,000	5,796	0,000
TD4	0,000	100,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TD5	0,000	99,841	0,000	0,000	0,159	0,000	0,000	0,000
TD6	0,000	84,418	0,000	0,000	15,582	0,000	0,000	0,000

LEGENDA:

ALVELBD	Associação de Latossolo Vermelho Eutrófico e Latossolo Bruno Distrófico
ANBDCHD	Associação de Nitossolo Bruno Distrófico e Cambissolo Háplico e Distrófico
CHD	Cambissolo Háplico e Distrófico
CHE	Cambissolo Háplico e Eutrófico
GHD	Gleissolo Háplico e Distrófico
LBD	Latossolo Bruno Distrófico
LVD	Latossolo Vermelho Distrófico
NVD	Nitossolo Vermelho Distrófico

Fonte: Max Gaia, 2010.

Outro fator natural que pode contribuir com alterações na qualidade das águas é a formação geológica da área de drenagem de uma bacia hidrográfica. A sub-bacia F1 apresenta em toda sua extensão a Formação Capiru – Grupo açungui, diferentemente da maioria das sub-bacias que são formadas, pelo menos em parte, pelo Complexo Gnáissico-Migmático, juntamente com o Complexo Granítico-Gnáissico que está presente em algumas sub-bacias à margem esquerda do Rio Verde e Formação Guabirota, que aparece em pequenas porções, distribuída em faixas laterais nas sub-bacias à margem direita do Rio Verde. Nas áreas mais baixas, no curso fluvial, há formação de Aluviões Atuais. Também há a presença de Intrusivas Básicas presentes em várias sub-bacias, distribuídas em pequenas faixas.

A Tabela 7 apresenta a porcentagem de contribuição de cada tipologia de formação geológica nas áreas das sub-bacias.

Tabela 7: Porcentagem das tipologias geológicas nas sub-bacias avaliadas.

Sub Bacia	JKd	Plcgg	Plcgm	Plcgmq	Plcgmμ	Psacd	Psacm	Psacq	QHa	QPg
F1	3,343	0,000	0,000	0,000	0,000	46,237	48,134	0,193	2,093	0,000
F2	5,855	0,000	38,979	0,000	0,000	9,189	41,844	0,083	3,875	0,175
F3	1,089	0,798	87,389	0,000	0,616	0,000	0,000	0,000	10,108	0,000
F4	0,953	37,579	50,186	0,000	0,401	0,000	0,000	0,000	10,881	0,000
F5	1,045	6,596	54,948	0,040	5,982	2,895	10,601	0,018	10,553	6,784
TE7	0,908	0,000	78,325	0,000	0,000	0,126	19,042	0,016	1,583	0,000
TE8	0,871	0,000	79,076	0,098	10,269	0,000	0,000	0,000	9,685	0,000
TE9	0,000	0,000	86,171	0,085	0,003	0,000	0,000	0,000	13,742	0,000
TE10	0,000	0,000	34,153	0,652	60,541	0,000	0,000	0,000	4,653	0,000
TE11	1,490	0,000	31,184	1,161	62,887	0,000	0,000	0,000	3,278	0,000
TE12	0,547	0,000	78,418	0,000	17,304	0,000	0,000	0,000	3,731	0,000
TE13	0,000	0,000	1,422	0,000	95,990	0,000	0,000	0,000	2,589	0,000
TE14	0,000	7,709	77,555	0,000	7,519	0,000	0,000	0,000	7,217	0,000
TE15	0,000	26,279	67,241	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	6,480	0,000
TD1	0,462	0,000	38,006	0,000	0,000	0,000	26,955	0,012	6,801	27,763
TDN	0,403	0,210	0,210	0,000	0,205	0,000	0,000	0,000	7,202	23,136
TD3	0,134	0,000	88,991	0,000	0,474	0,000	0,000	0,000	10,401	0,000
TD4	0,000	0,000	75,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	24,999
TD5	0,000	0,000	60,244	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,728	37,028
TD6	0,000	0,000	82,200	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	17,110	0,690

LEGENDA

JKD	Intrusivas Básicas
Plcgg	Complexo Granítico-Gnáissico
Plcgm	Complexo Gnáissico-Migmatítico
Plcgmq	Complexo Gnáissico-Migmatítico
Plcgmμ	Complexo Gnáissico-Migmatítico
Psacd	Formação Capiru - Grupo Açungui
Psacm	Formação Capiru - Grupo Açungui
Psacq	Formação Capiru - Grupo Açungui
QHa	Aluviões Atuais
QPg	Formação Guabirotuba

Fonte: Max Gaia, 2010

Para verificar as condições de semelhança do conjunto de variáveis naturais condicionantes de alterações na qualidade das águas utilizou-se um método de agrupamentos hierárquicos por meio de Dendogramas de Similaridade.

Os métodos estatísticos delineados para obter informações a partir de conjuntos de informações, no qual fenômenos são estudados a partir de dados coletados ou mensurados em muitas variáveis, são denominados de métodos de análises multivariados. A análise de agrupamento é uma das técnicas de análise multivariada e é realizada com base na similaridade ou dissimilaridade, representada pela distância euclidiana entre pontos num espaço dimensional. O objetivo dessa

análise é agrupar objetos semelhantes segundo suas características (variáveis) (FERREIRA, 2006).

Segundo Bollmann (2003), a visualização gráfica da similaridade por meio de Dendrogramas de Similaridade é uma das formas mais usadas para representar o resultado do agrupamento hierárquico, representando 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.

O Dendrograma de Similaridade (Figura 31) obtido quando se consideram os fatores do relevo, solos, geologia e cobertura vegetal, mostra uma grande similaridade entre as áreas de drenagem (90%), com exceção da sub-bacia F5 que apresenta um grau de similaridade muito baixo (12,26%). Como era de se esperar, o ponto F5 demonstrou grande discrepância em relação aos demais pelo fato de ser composto pela soma de todas as áreas de drenagem à montante dele, já que está localizado na saída do reservatório do Rio Verde. Sendo assim, a área, perímetro, comprimento axial e o comprimento dos cursos d'água foram os fatores que mais afetaram as condições de homogeneidade, por estarem relacionadas à dimensão da área de drenagem.

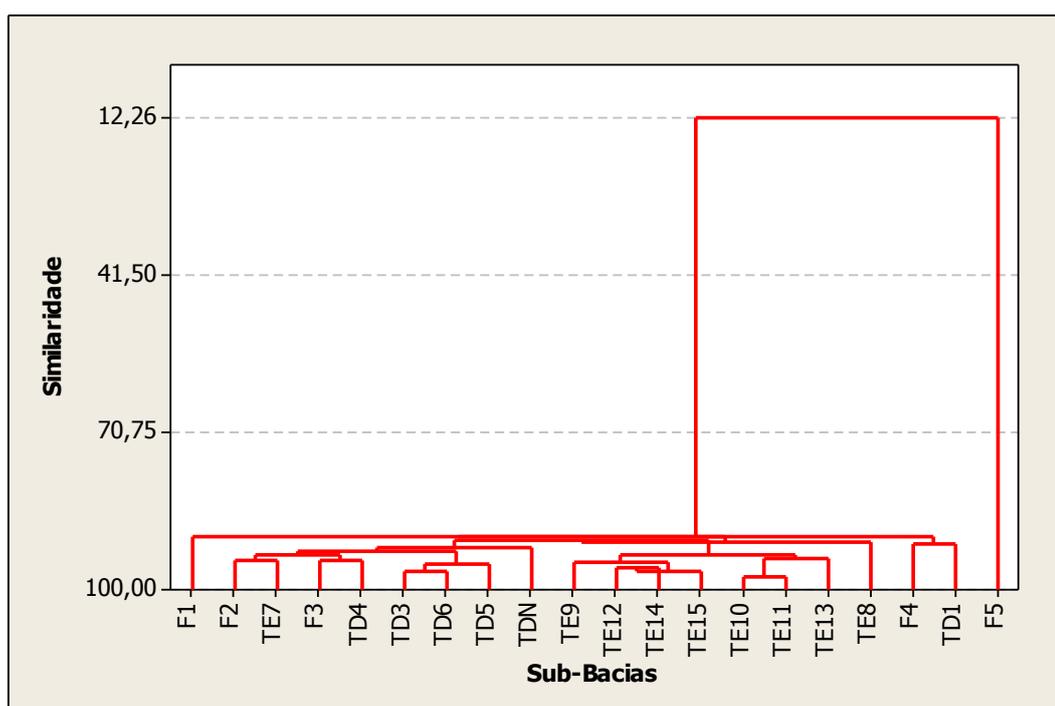


Figura 31: Dendrograma de Similaridade do conjunto dos fatores naturais nas sub-bacias.

Após obtido o resultado apresentado na figura 31, testou-se novamente a similaridade entre as sub-bacias excluindo-se as informações da sub-bacia F5 já que previa-se que suas características relacionadas ao tamanho fossem a diferenciar das demais sub-bacias. Fez-se isso para evitar que a análise seja apoiada num resultado que aponta diferenças apenas por causa do tamanho e que possa haver dúvidas em relação à similaridade das outras características naturais envolvidas no teste. A Figura 32 mostra o Dendograma de Similaridade dos fatores naturais de variabilidade da qualidade das águas gerado sem as informações da sub-bacia F5. Apesar do nível de similaridade entre as sub-bacias sofrer alterações e se apresentar um pouco menor continuam apresentando um grau de similaridade (60,87%), sendo as sub-bacias F4, TD1 e F1 as que apresentaram menor semelhança com as outras.

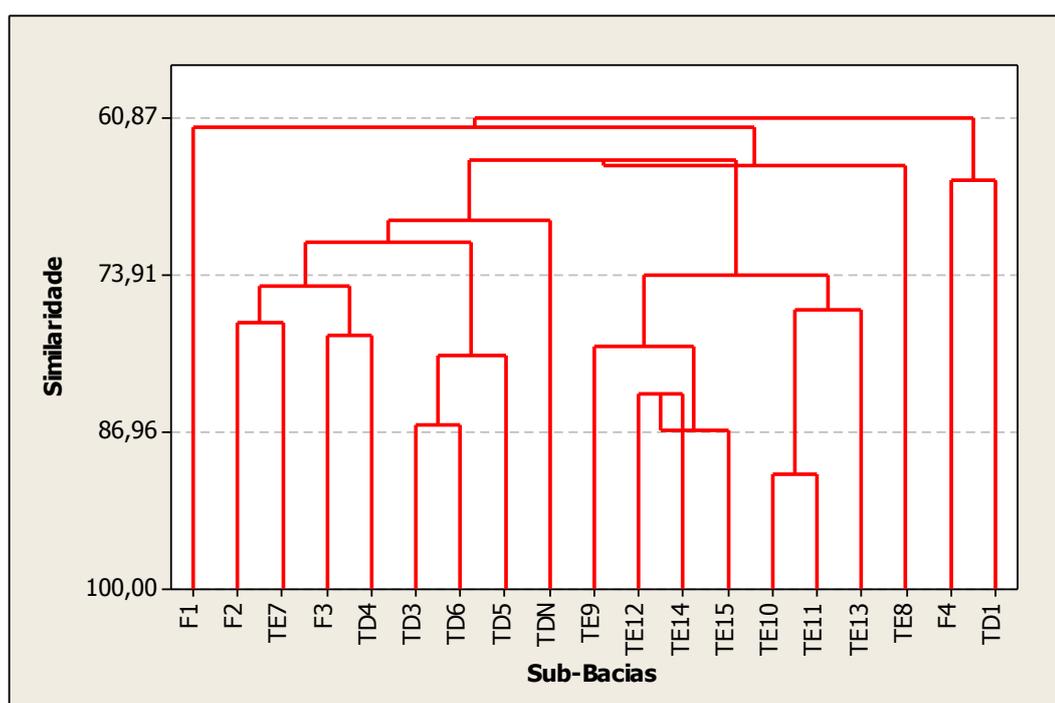


Figura 32: Dendograma de similaridade do conjunto de fatores naturais sem as variáveis de F5

Ramirez (1988 apud BOLLMANN, 2003) estabelece uma escala normalizada de semelhança entre fatores ambientais baseada em cinco classes (Tabela 8), adotada por Beltrame (1994) para diagnósticos do meio físico de bacias hidrográficas.

Tabela 8 – Níveis de semelhança de condições ambientais

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

Fonte: RAMIREZ (1988, apud BOLLMANN, 2003)

Pelos critérios da Tabela 8, observando os resultados encontrados na figura 32, as áreas de drenagem contribuinte aos pontos amostrais F1, F2, F3, F4, TD1, TDN, TD3, TD4, TD5, TD6, TE7, TE8, TE9, TE10, TE11, TE12, TE13, TE14 e TE15 são altamente semelhantes para as variáveis de relevo, solo, geologia e vegetação (semelhança de 90%). A área de drenagem contribuinte ao ponto F5 é a única que não apresenta semelhança com as demais (12%), porque a área de drenagem contribuinte para este ponto amostral representa a soma de todas as sub-bacias monitoradas. Portanto, apresenta valores para as variáveis muito maiores dos que os observados nas suas sub-bacias componentes. Os resultados mostram que existem diferenças morfométricas, pedológicas, geológicas e de vegetação entre as áreas selecionadas, porém essas diferenças somente se mostraram significativas a ponto de apresentar um baixo índice de similaridade no ponto F5. Para os outros pontos, os índices mostraram que há semelhança. Com isso espera-se que haja semelhança também na qualidade das águas monitoradas nesses pontos. Se houver diferenças ao ponto de apresentarem índices de dissimilaridade, essas diferenças serão creditadas como influências do uso e ocupação do solo nas áreas monitoradas.

4.3 Similaridade da qualidade das águas nas áreas monitoradas da Bacia Hidrográfica do Rio Verde

O dendograma de similaridade (Figura 33) obtido com as variáveis físico-químicas de qualidade das águas avaliadas mostra que as sub-bacias, com exceção da F1, apresentam um nível de similaridade de 71,7%. A sub-bacia representada pelo ponto F1 apresentou um baixo índice de similaridade com as demais (26,9%). Portanto, com base nos critérios da tabela 8, as áreas de drenagem contribuintes

aos pontos amostrais F2, F3, F4, F5, TD1, TDN, TD3, TD4, TD5, TD6, TE7, TE8, TE9, TE10, TE11, TE12, TE13, TE14 e TE15 são semelhantes em relação à qualidade das águas. F1 foi o único ponto monitorado que não apresentou semelhança na qualidade das águas em relação aos demais.

Se a área de drenagem do ponto F1 é semelhante com as demais áreas em relação às características naturais de variabilidade da qualidade das águas, significa que essas características não são responsáveis por diferenças significativas na qualidade das águas. Portanto, essas variações são resultantes das influências do uso e ocupação do solo.

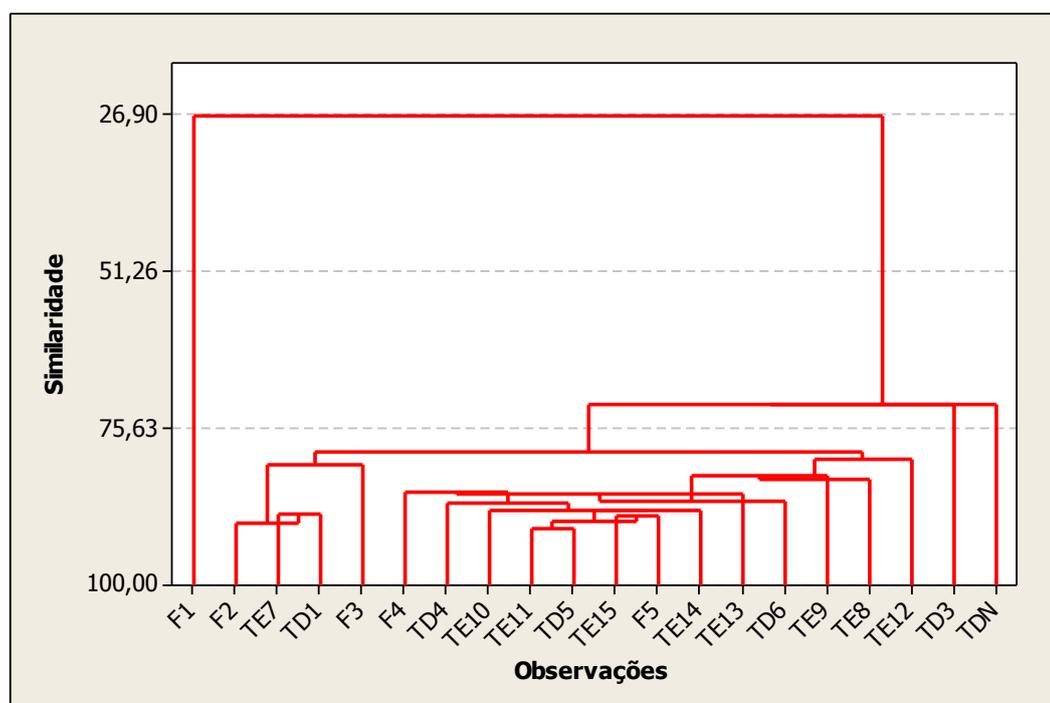


Figura 33: Dendrograma de similaridade da qualidade da água nos pontos amostrais.

Nas Figuras 11 a 29, nas quais é mostrado o comportamento mediano e o desvio interquartil das variáveis físico-químicas da qualidade das águas dos pontos amostrais monitorados, é possível observar as variáveis que apresentaram maiores valores no ponto F1 em relação aos outros pontos, algumas com grande variação e outras com valores próximos a dos outros pontos, sendo elas: Condutividade, Nitrito, Sólidos Totais, Sólidos Voláteis, Coliformes Totais, pH, Oxigênio Dissolvido e Oxigênio de Saturação.

O ponto F1 apresentou o maior nível de Condutividade, seguido de valores altos também em F2 que situa-se logo a jusante e recebe a contribuição das águas da área de F1. O ponto F1 representa a qualidade das águas da região de Campo Magro e o alto nível de Condutividade pode estar relacionado à presença diferenciada de aglomerados urbanos nessa região.

O resultado das análises apresentaram maior teor de nitrito no ponto F1 em relação aos demais pontos monitorados, visto que também foi um dos pontos com maior concentração de Nitrogênio Total Kjeldhal, que representa a presença das formas orgânica e amoniacal do Nitrogênio. O valor mediano da concentração de nitrito é maior no ponto F1 em relação aos demais pontos, no entanto, se apresenta abaixo do valor estabelecido pela Resolução Conama 357/05 para rios Classe 2 (1,0 mg/l). Observar-se ainda pelas figuras 16 a figura 18 que, em relação ao Nitrogênio, prevalecem as formas reduzidas nesse ponto, sendo em média, 85% dos compostos de Nitrogênio na forma Orgânica e 15% na forma Amoniacal, estando essa última dentro dos limites da Resolução Conama 357/05. É possível atribuir aos esgotos domésticos ou efluentes industriais a presença dessas formas de Nitrogênio nas águas da área de drenagem contribuinte ao ponto amostral F1.

Dentre os pontos monitorados, F1 apresentou o maior valor de Sólidos Dissolvidos Totais (201,8 mg/l) e Sólidos Totais Voláteis, porém não ultrapassou o valor tolerado pela resolução Conama (500 mg/l). Em relação à concentração dos Sólidos no ponto F1, se observa um equilíbrio entre as frações fixas e voláteis medianas (47,6% de Sólidos Voláteis e 52,4% de Sólidos Fixos). Segundo Bollmann (2003) a ocupação antrópica, com a conseqüente remoção da cobertura vegetal que protege o solo da erosão pode ser um dos fatores que contribui com um maior aporte de Sólidos Fixos. Em contrapartida, os esgotos lançados ao rio tendem a aumentar a fração orgânica.

O ponto F1 apresentou um valor mediano muito superior de Coliformes Totais em relação aos outros pontos (22.026 NMP/100ml), sendo no mínimo duas vezes maior que no ponto F3, que teve a segunda maior mediana. Com relação aos valores de Coliformes Fecais, o ponto F1 também apresentou um dos maiores valores (1.549,5 NMP/100ml). O valor obtido para Coliformes Totais extrapola o limite permitido pela Resolução Conama 357/05 (máximo 2500 NMP/100ml), e a presença de *Escherichia coli* indica que há poluição com contaminantes de origem

fecal, que estão associados especialmente à presença de esgoto doméstico na água.

No ponto amostral F1 o valor do pH se mostrou, em média, muito próximo aos valores obtidos nos outros pontos amostrais, apesar de ser o maior valor médio. O valor médio de pH 7,57 representa águas levemente alcalinas. Também foi um dos pontos que apresentou melhores níveis de Oxigênio Dissolvido, com um valor mediano de 8.08 mg/l, sendo um valor adequado de acordo a Resolução Conama 357/05 que estabelece o valor mínimo de 5 mg/l. Da mesma forma, o Oxigênio de Saturação também se apresenta com maior valor neste ponto, indicando equilíbrio entre a produção e consumo de oxigênio.

Dentre as variáveis que diferenciaram o ponto F1 com valores maiores que em outros pontos, a maioria delas encontra-se em concentrações que não ultrapassam os limites toleráveis estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 para a Classe 2, na qual está enquadrada o Rio Verde. No entanto, essas diferenças nos resultados das análises de água foram suficientes para tornar o ponto de coleta F1 diferente em relação à qualidade das águas dos outros pontos monitorados.

Sendo assim, confirma-se a hipótese inicial do trabalho de que as áreas das sub-bacias monitoradas na bacia hidrográfica do Rio Verde apresentam similaridade em relação aos fatores naturais de variabilidade da qualidade das águas e que as diferenças existentes na qualidade da água entre os pontos monitorados, como é o caso do ponto F1, são resultantes do uso e ocupação do solo na região.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Essa pesquisa buscou trazer maiores conhecimentos sobre o tema a que está relacionada não tendo a pretensão de esgotar o assunto, mas sim de despertar interesses de pesquisa em relação a ele, que virão agregar novos e diferentes conhecimentos. É importante que novos estudos sejam desenvolvidos, trazendo novas abordagens e conclusões em relação ao tema.

Estando inserida num dos projetos do programa de pesquisas sobre eutrofização das águas do reservatório do Rio Verde, contribuiu com a pesquisa relacionado ao monitoramento das influências do uso e ocupação do solo na qualidade da águas dos tributários da represa da Petrobrás, através dos resultados das análises obtidos que demonstraram haver diferença na qualidade das águas dos tributários, apesar de suas características naturais serem semelhantes, demonstrando que as atividades antrópicas são as responsáveis pelas alterações na qualidade das águas dos pontos monitorados. Através da ilustração gráfica da mediana da qualidade das águas puderam-se observar as variações dos critérios físico-químicos e bacteriológicos nos diversos pontos, o que permitiria uma análise mais aprofundada para verificar a contribuição de fontes pontuais de poluição existentes. A descrição da situação atual de uso e ocupação do solo, que auxiliou no diagnóstico situacional da bacia hidrográfica do Rio Verde, contribui com o objetivo maior do projeto que é delinear medidas sustentáveis para a ocupação humana na região que garantam que a qualidade das águas continuem adequadas aos vários usos que se destinam.

Em relação à Gestão Urbana, a pesquisa faz um estudo de uma área de grande importância ambiental, social e econômica, por se tratar de manancial de abastecimento público, por conter o reservatório para as atividades da refinaria e por ser Área de Preservação Ambiental. Por isso é importante que sejam desenvolvidos estudos para acompanhar a situação atual de uso e ocupação do solo na região e evitar que esses usos avancem sem planejamento adequado, minimizando os efeitos da expansão urbana e das atividades rurais sobre o ambiente natural, especialmente sobre a qualidade das águas. Medidas essas que devem estar integradas ao planejamento urbano dos municípios que estão inseridos na bacia

hidrográfica do Rio Verde visando integrar os aspectos sociais, econômicos e ambientais em busca de alternativas sustentáveis de desenvolvimento.

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que:

- a) a área de estudo na bacia hidrográfica do Rio Verde possui uma ocupação antrópica predominantemente rural em toda a sua extensão;
- b) as características naturais de variabilidade da qualidade das águas que são semelhantes em 19 sub-bacias monitoradas podem influenciar na qualidade das águas, porém não justificam a diferença de qualidade encontrada na área de drenagem do ponto F1, sendo a ela atribuída as influências de caráter antrópico. Apesar da sub-bacia F1 possuir características naturais diferenciadas em relação às tipologias de solos (Figura 7) que é um dos fatores naturais que condiciona variações na qualidade das águas, essa diferença não é suficiente para caracterizar a diferença de qualidade da água resultante nesse ponto porque é um fator que assumiu apenas uma parcela de representatividade em meio a uma série de variáveis naturais que foram utilizadas estatisticamente para verificar o grau de semelhança entre os pontos;
- c) os resultados obtidos nas análises de qualidade da água mostraram que a maioria das variáveis monitoradas apresentou valores compatíveis com os limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 para rios classificados como Classe II, mantendo a classificação atual do Rio Verde;
- d) o ponto de monitoramento F1 que apresentou dissimilaridade na qualidade das águas em relação aos outros pontos trata-se de um ponto localizado no município de Campo Magro que apresenta aglomerações urbanas em sua área de drenagem, podendo-se relacionar às influências da ocupação urbana as maiores diferenças encontradas na qualidade das águas monitoradas. Apesar de não ser a sub-bacia que apresenta a maior porcentagem de área urbana é importante considerar os aspectos qualitativos de saneamento, especialmente relacionados ao tratamento de esgoto, pois uma área pode ter maior ocupação urbana com maior cobertura de sistemas de tratamento de esgoto e ocasionar menos impactos sobre a qualidade das águas do que uma área com menor índice de ocupação que apresenta deficiências na cobertura de sistemas de tratamento de esgoto;

- e) o monitoramento da qualidade das águas mostrou que a área prioritária para ser estudada e propor medidas de contenção e prevenção de impactos aos recursos hídricos é a área de drenagem do ponto F1, onde os parâmetros avaliados se mostraram mais comprometidos em relação às demais áreas e a partir de onde as outras áreas de drenagem situadas à jusante podem receber cargas de poluentes e contaminantes que afetem a qualidade de suas águas e as do reservatório;
- f) bacias hidrográficas de uso predominantemente rural não apresentam alterações tão significativas na qualidade das águas frente às influências do uso e ocupação do solo como bacias urbanas.

Recomenda-se para trabalhos futuros relacionadas ao tema da pesquisa:

- a) realizar um número maior de coletas de água para tornar mais significativa a amostragem e para que seja possível observar maiores variações que possam ocorrer na qualidade das águas por influências sazonais;
- b) utilizar variáveis sócio-econômicas da população residente nas áreas de drenagem contribuinte aos pontos amostrais da Bacia para verificar se o perfil da população é homogêneo em toda a bacia e se fatores sócio-econômicos têm relação com a variabilidade da qualidade das águas;
- c) caberia uma descrição qualitativa das características do sistema de saneamento, especialmente em relação à cobertura e eficiência dos sistemas de tratamento de esgotos existentes na área de estudo com o intuito de comparar a variação da qualidade das águas em pontos diferentes que apresentam maior ou menor presença de aglomerações urbanas para identificar mais precisamente se os esgotos domésticos são a principal causa da degradação da qualidade das águas;
- d) selecionar o ponto monitorado que apresenta as maiores alterações na qualidade das águas em relação aos outros pontos para investigar a relação da variabilidade dos parâmetros avaliados com o uso e ocupação da região, identificando as principais causas e efeitos na qualidade das águas.

REFERÊNCIAS

ACIOLY, C.; DAVIDSON, F. **Densidade urbana**: um instrumento de planejamento e gestão urbana. Rio de Janeiro: Mauad, 1998.

AMANTE, F.O.; COSTA, A.J.S.T.; MARQUES, J.S. Água, Sociedade e Meio Ambiente Urbano. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 3., 2006. **Anais...** Brasília: Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, 2006. Disponível em: <http://anppas.org.br/encontro_anual/encontro3/arquivos/TA33210032006071719.DOC>. Acesso em: 08 nov. 2008.

ANDRADE, L.M.S.; ROMERO, M.A.B. A importância das áreas ambientalmente protegidas nas cidades. In: Encontro Nacional da ANPUR, 11, 2005. **Anais...** Salvador: Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional. Disponível em: <<http://vsites.unb.br/fau/pesquisa/sustentabilidade/pesquisadores/Alberto/curr%EDcu%20liza/1.pdf>> Acesso em: 10 fev. 2010.

ANDREOLI, C.V. et al. Os Mananciais de Abastecimento do Sistema Integrado da Região Metropolitana de Curitiba – RMC. **SANARE**, Curitiba, 1999, v.12, n.12, p.44-56. Disponível em: <http://www.sanepar.com.br/publicacoes>>. Acesso 10 out. 2008.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the investigation of water and wastewater**. Washington, DC, 1995.

ARAUJO, L.E. et al. Bacias Hidrográficas e Impactos Ambientais. **Qualitas Revista Eletrônica**. vol.8. n.1. 2009. Disponível em: <<http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/view/399>>. Acesso em: 20 jul. 2009.

BATISTELA, T.S. **O Zoneamento Ambiental e o desafio da construção da Gestão Ambiental Urbana**. 2007. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em: <http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=2197>. Acesso em: 21 jul. 2009.

BAU, J. **Recursos hídricos e gestão urbana**. Lisboa: Ministério da Habitação, Obras Públicas e Transportes, 1983.

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

BOLLMANN, H.A. **Relação da Densidade Populacional sobre Variáveis de Qualidade Físico-Química das Águas Superficiais em Microbacias Hidrográficas Urbanas sem Cobertura Sanitária em Porto Alegre - RS**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003, 159p.

BORTOLUZZI, S.D. O Geoprocessamento para a Caracterização dos Padrões de Densidade Populacional do Centro de Florianópolis (SC). **Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário e Gestão Territorial**, Florianópolis, Out. 2004. Disponível em < <http://geodesia.ufsc.br/Geodesia-online/arquivo/cobrac2004/119.pdf> >. Acesso em: 02 out. 2008.

BRAGA, R. Política Urbana e Gestão Ambiental: considerações sobre o Plano Diretor e o Zoneamento Urbano. In: CARVALHO, P.F.; BRAGA, R. (orgs.) **Perspectivas de Gestão Ambiental em Cidades Médias**. Rio Claro: LPM-UNESP, 2001. p. 95 a 109.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRAGA, R. Planejamento Urbano e Recursos Hídricos. In: BRAGA, R.; CARVALHO, P.F.C. **Recursos hídricos e planejamento urbano e regional**. Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal-IGCE-UNESP. 2003. p. 113-127 –

BRASIL. Planalto. **Decreto Federal nº 24.643 de 10 de julho de 1934**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.embasa.ba.gov.br/novo/Legislacao/Legislacoes/pdf/Decreto24643_34.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2010.

BRASIL. Planalto. **Lei Federal nº 6902, de 27 de abril de 1981**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6902.htm>. Acesso em: 11 jan. 2010.

BRASIL. Planalto. **Lei Federal nº 6938, de 31 de agosto de 1981**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6902.htm>. Acesso em: 20 jan. 2010

BRASIL. Planalto. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm>. Acesso em: 10 fev. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 10, de 4 de dezembro de 1988**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res88/res1088.html>>. Acesso em: 2 fev. 2010.

BRASIL. Planalto. **Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6985.htm>>. Acesso em: 08 mar. 2010.

BRASIL. Planalto. **Lei Federal nº 6985, de 18 de julho de 2000**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6985.htm>>. Acesso em: 20 jan. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2010.

CABRERA, J.I.R.; **Dinâmicas das ocupações não agrícolas em territórios de baixa densidade populacional no Uruguai e no sul da Espanha**. Tese (doutorado em Sociologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

CAMARGO, C.E.S. Qualidade ambiental e adensamento urbano na cidade de Presidente Prudente/SP. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**. Universidade de Barcelona: 2005. Vol. 9, n. 194. Disponível em: <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-194-46.htm>>. Acesso em: 11 out. 2008.

CAMPBELL, D.T.; STANLEY, J.C. **Delineamentos experimentais e quase-experimentais de pesquisa**. São Paulo: EPU, 1979. xv, 138 p.

CAMPOS, N. O Modelo Institucional. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.

CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E.S.; ANDREOLI, C.V. Introdução. In: **Gestão Integrada Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Capital: Curitiba, 2005, 500p.

CHEROBIM, P. **Uso e ocupação do solo como instrumento de gestão: estudo de caso na bacia hidrográfica do Palmital**. 2004. Monografia (MBA em Sistemas de Gestão Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2004.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2ª ed. Edgard Blucher: São paulo, 1980.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Série Relatórios. Apêndice A. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, 2008. Disponível em:

<<http://interativa.adag.com.br/CETESB/agua/%C3%81guas%20Superficiais/49-publica-%C3%A7%C3%B5es%20e%20relat%C3%B3rios>>. Acesso em: 20 nov. 2010.

COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA (COMEC). **Região Metropolitana de Curitiba**. [mapa]. Curitiba, 2009.

CONSILIU Projetos e Consultoria Ltda. **Macrozoneamento Ecológico-Econômico da APA do Rio Verde**. Curitiba: 2002.

CÔRTE, D.A.A.; **Planejamento e Gestão de APAs: Enfoque Institucional**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1997.

CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. **Avaliação e perícia ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002. 294p.

CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. **Geomorfologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand, 1998. 388 p.

DANTAS, C.S.; FERREIRA, O.M.; **Erosões rurais origem e processos de evolução: estudo do caso da fazenda São Sebastião no município de São Luis de Montes Belos – GO**. Universidade Católica de Goiás, dez. 2008. Disponível em: <<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/EROS%C3%95ES%20RURAI%20ORIGEM%20E%20PROCESSOS%20DE%20EVOLU%C3%87%C3%83O%20%20ESTUDO%20DE%20CASO%20DA%20FAZENDA%20S%C3%83O%20SEBASTI%C3%83O%20DE%20SAO%20LUIS.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa em Aves e Suínos. **Manejo de dejetos de suínos**. Concórdia, 1998. 31p.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Campina Grande. UFCG, 2006. 151p.

FERREIRA, D.F. **Análise Multivariada**. Universidade Federal de Lavras. Minas Gerais, 2006.

FONSECA, G. P.S.; **Análise da poluição difusa na Bacia do Rio Teles Pires com técnicas de geoprocessamento**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Mato Grosso, 2006. 171p. Disponível em: http://www.geografia.ufmt.br/arquivos/posgeo/dissertacoes/completos/2004/GizellePrado_PoluicaoDifusaTelesPires.pdf. Acesso em: 20 dez. 2009.

GERALDIS, S.F.M.; JADOSKI, S.O.; **Manejo sustentável do uso da água**. Revista Eletrônica Lato Sensu – Ano 1, n.1, dezembro de 2006. Disponível em: <http://www.unicentro.br/propep/posGraduacao/revista.asp>. Acesso em: 17 nov. 2008.

GONÇALVES, G.W.P.S.; **Qualidade da água: monitoramento nos lagos urbanos de Londrina-PR**. Dissertação (mestrado em Geografia, Meio Ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2008. Disponível em: <http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/diaadia/diadia/arquivos/File/conteudo/artigos_teses/2010/Geografia/dissertacoes/7urbanizacao_qualidade_agua.pdf >. Acesso em: 30 nov. 2009.

IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil 1998**. Rio de Janeiro: IBGE, 1998.

JACOBI, P. R.. **Cidade e Meio Ambiente**. São Paulo. Annablume Editora, 1999.

JACOBI, P.R.; **Participação na gestão ambiental no Brasil: os comitês de bacias hidrográficas e o desafio do fortalecimento de espaços públicos colegiados**. In: Los tormentos de la materia. Aportes para una ecología política latinoamericana. Alimonda, Héctor. CLACSO, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, Buenos Aires. Marzo 2006. Disponível em: <<http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/grupos/hali/C7PJacobi.pdf> >. Acesso em: 15 abr. 2009.

LEAL, M.S.; **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos: princípios e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1998. 176p.

LEE, J.G.; HEANEY, J.P. Estimation of Urban Imperviousness and its Impacts on Storm Water Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Vol. 129, N.5, Sept. 2003. Colorado, US. Disponível em: <ftp://ftpext.usgs.gov/pub/other/EUSE_permanent/Publications/Bibliography/Lee_Heaney_directly_connected_impervious_area.pdf>. Acesso em 20 fev. 2010.

LEFÉBVRE, H. Perspectivas da sociologia rural. In: MARTINS, J.S. (org.). **Introdução crítica à sociologia rural**. São Paulo: Hucitec, 1986. p. 163-177.

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

MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas. **RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol.5, n. 3, jul/set.2000, p.113-115. Porto Alegre/RS: ABRH, 2000.

MARINI, M. B. MOONEY, P. H.; **Rural Economies**. 2005. Disponível em: <http://www.ecostat.unical.it/Marini/Pubblicazioni/Rural%20economies.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2009.

MAROTTA, H.; SANTOS, R.O.; ENRICH-PRAST, A. **Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais**. Ambiente & Sociedade, 2008, vol.11, n.1, p.67-79.

MARQUES, M.I.M. **O conceito do espaço rural em questão**. Terra Livre. São Paulo, v. 2, n. 19, jul/dez. p. 95-112, 2002.

MATTOS, D.R. **Avaliação do potencial poluente hídrico pontual das indústrias situadas na Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná**. Curitiba, 2009. 112p. Digitado. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Orientação: Harry Alberto Bollmann.

MAX GAIA Consultoria em Gestão Ambiental e Território. Mapas da Bacia do Rio Verde. In: **Projeto Rio Verde**. Curitiba, 2010 (em elaboração).

MEDEIROS, R. **Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil**. Ambient. soc. [online]. 2006, vol.9, n.1, pp. 41-64. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/asoc/v9n1/a03v9n1.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2009.

MENDONÇA, F. Abordagem interdisciplinar da problemática ambiental urbano-metropolitana: esboço metodológico da experiência do doutorado de Meio Ambiente e Desenvolvimento da UFPR sobre a RMC – Região Metropolitana de Curitiba. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 3, p. 79-95, 2001. Curitiba, UFPR.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura**. Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável. Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez 2002. Disponível em <www.emater.tche.br/docs/agroeco/revista/ano3_n4/artigo2.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2009.

MOTA, S. **Preservação e Conservação dos Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 200p.

MOTA, S. **Urbanização e meio ambiente**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 2 ed. 352p.

MOTA, S.; AQUINO, M.D. Gestão Ambiental. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.

NIEWEGLOWSKI, A.M.A.; Indicadores de qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Toledo. Dissertação (mestrado em Agronomia). Universidade federal do Paraná, Curitiba, 2006.

OLIVA, C. A.; SOUZA, J.; SOUZA, S. N. M. et al. Potencial de conservação de energia nos processos de produção em uma propriedade rural. In: **Encontro de energia no meio rural**, 4., 2002, Campinas. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022002000200041&lng=en&nrm=abn>. Acesso em: 01 Jul. 2009.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Environmental Outlook to 2030**. OECD, 2008. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/46/15/40220494.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2010.

PELLIZZARO, P.C. **Relações entre qualidade hídrica e paisagística: estudo de caso no município de Piraquara, Paraná**. 2007. 224 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Urbana) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2007.

PEREIRA, V.P. **Solo**: manejo e controle de erosão hídrica. Jaboticabal: FCAV, 1997. 56p.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da Poluição Difusa Gerada por Enxurradas em Meio Urbano**. Rio de Janeiro, 2006, 266 p. Tese (doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE.

REBOUCAS, A.C. **Água e desenvolvimento rural**. Estud. av. [online]. 2001, vol.15, n.43, p. 327-344. Disponível em <www.scielo.br/pdf/ea/v15n43/v15n43a24.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2009.

REBOUCAS, A.C.. **Água e desenvolvimento rural. Estudos avançados**, São Paulo, v.15, n.43, Dec. 2001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&. Acesso em: 5 nov. 2009.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água**: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29p.

RODERJAN, C.V.; ACCIOLY, P. **Mapeamento, caracterização e diagnóstico da cobertura vegetal da bacia contribuinte da barragem do Rio Verde, RMC**. Curitiba, 2008. Digitado. Programa do Projeto Interdisciplinar de Pesquisa sobre Eutrofização de águas na Bacia do Rio Verde. Universidade Federal do Paraná.

SÁ, J.A.C.A.; CAMPOS, L.R.; O Direito e a Gestão de Águas. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.

SANTOS, M.L.P. et al. Efeitos dos escoamentos urbanos e rurais na qualidade das águas do córrego verruga em vitória da conquista - Bahia, Brasil. **Química Nova** [online]. 2008, vol.31, n.8, pp. 1997-2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n8/16.pdf>>. Acesso em: 18 mai. 2009.

SCHUELER, T.R. **Site planning for urban stream protection**. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, D.C. US EPA, 1995.

SILVA, E.L.; MENEZES, E.M. **Metodologia da Pesquisa e Elaboração de Dissertação**. 3 ed. Florianópolis, 2001.

SILVA, L.A.D. **Avaliação do potencial poluente hídrico pontual das indústrias situadas na Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Região Metropolitana de Curitiba** ,

Paraná. Curitiba, 2009. 207p. Digitado. Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Orientação: Harry Alberto Bollmann.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL (SUDERHSA). **Mapas e dados espaciais.** Curitiba, 2009. Disponível em:
<<http://www.suderhsa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=78>>

STRUJAK, D.; VIDAL, C.M.S.; Poluição das águas - revisão de literatura. **Revista Eletrônica Lato Sensu** – Ano 2, n.1, julh. 2007. Disponível em:
<http://web03.unicentro.br/especializacao/Revista_Pos/P%C3%A1ginas/2%20Edi%C3%A7%C3%A3o/Engenharia/PDF/10-Ed2_EN-Poluica.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2009.

TUCCI, C.; COLLISCHONN, W. **Drenagem urbana e Controle de Erosão.** VI Simpósio nacional de controle da erosão. 29 mar. a 01 abr. 1998, Presidente Prudente, São Paulo.

TUCCI, C.E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O.M.; **Gestão da água no Brasil.** 2. ed. Brasília: UNESCO, 2003. 191 p.

TUCCI, C.E.M.; BERTONI, J.C.; **Inundações urbanas na América do Sul.** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003. 150p.

TUCCI, C.E.M.; MELLER, A. Regulação das águas pluviais urbanas. **Revista da Gestão da Água na América Latina.** Associação Brasileira de Recursos hídricos, vol. 4, n.1. Porto Alegre, 2007.

TUNDISI, J.G. **Limnologia do século XXI:** perspectivas e desafios. São Carlos: Suprema Gráfica e Editora, IIE, 1999. 24 p.

TUNDISI, J.G. **Ciclo Hidrológico e Gerenciamento Integrado.** Ciência e Cultura. vol. 55; nº.4 . São Paulo, 2003.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, 2008, vol. 22, nº 63, p. 7-16. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S01030142008000200002&script=sci_arttext>. Acesso em: 05 nov. 2008.

TUNDISI, J.G. **Recursos Hídricos**. Instituto Internacional de Ecologia - São Carlos – SP. Out./2005. Disponível em: <www.cgee.org.br/cncti3/.../DrJose%20Galizia%20Tundisi.doc>. Acesso em: 02 mar. 2009.

ULTRAMARI, C. Origem de uma Política Urbano-ambiental. In: **Desenvolvimento e meio Ambiente**: Cidade e ambiente urbano. Curitiba: UFPR, 2001. p. 11-18.

VEIGA, J.E. **Cidades imaginárias**: o Brasil é menos urbano do que se calcula. Campinas, SP: Autores Associados, 2002.

VIEIRA, V.P.P.B.; Análise de Risco. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão das águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. 242p.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1978. 245 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA-Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WALLS, M.; MCCONNEL, V. **Incentive-Based Land Use Policies and Water Quality in the Chesapeake Bay**. Washington, D.C: Resources for the future, march 2004. Disponível em: <<http://www.rff.org/documents/RFF-DP-04-20.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2010.

ZEN, S. et al. **Pecuária de corte brasileira**: impactos ambientais e emissões de gases efeito estufa (GEE). Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, mai. 2008. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/Cepea_Carbono_pecuaria_SumExec.pdf>. Acesso em: 05 de jul. de 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE A – RESULTADO DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA OS PARÂMETROS ANALISADOS NOS PONTOS MONITORADOS

Sub-bacias	CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S.cm}$)							
F1	NR	213,00	231,10	NR	164,40	NR	194,20	176,90
F2	NR	171,00	191,50	NR	160,30	NR	178,70	192,30
TE7	NR	80,00	84,80	NR	72,40	NR	69,00	71,00
TD1	NR	102,00	103,70	NR	87,40	NR	83,00	100,00
F3	NR	102,30	135,10	NR	108,20	NR	102,50	83,40
F4	103,10	92,70	124,20	105,00	101,90	121,50	54,20	
TE8	68,70	67,00	75,80	69,40	70,70	78,00	49,30	
TE9	63,70	66,50	72,20	67,70	62,00	82,20	56,80	
TD4	93,60	90,50	107,00	89,40	90,70	100,00	69,50	
TD3	60,10	59,60	64,30	56,60	55,30	72,00	51,30	
TE10	64,80	65,50	73,00	69,80	60,50	81,10	49,50	
TE11	71,40	70,40	78,80	72,00	75,00	98,30	54,60	
TE12	65,70	60,80	66,80	67,10	54,40	72,40	50,60	
TD5	32,30	57,20	56,80	60,20	56,90	65,10	61,30	
TD6	87,60	82,30	97,90	87,00	84,40	92,50	66,10	
TE13	66,50	66,00	75,80	69,50	76,10	98,60	NR	
TE14	57,00	58,90	62,40	58,00	60,30	65,60	47,50	
TE15	40,20	43,00	47,80	43,30	39,10	48,00	39,20	
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	87,50	52,40	
F5	73,30	76,10	85,10	73,00	75,90	84,80	70,00	

NR= não referenciado

Sub-bacias	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (mg/L)							
F1	NR	< 1,0	< 1,0	NR	1,36	NR	< 1,0	< 1,0
F2	NR	1,89	1,03	NR	< 1,0	NR	< 1,0	< 1,0
TE7	NR	1,19	1,02	NR	< 1,0	NR	< 1,0	< 1,0
TD1	NR	1,46	2,03	NR	< 1,0	NR	< 1,0	< 1,0
F3	NR	1,44	< 1,0	NR	< 1,0	NR	< 1,0	< 1,0
F4	< 1,0	< 1,0	2,44	< 1,0	< 1,0	< 1,0	1,69	< 1,0
TE8	< 1,0	< 1,0	1,42	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
TE9	< 1,0	1,01	1,62	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
TD4	3,00	< 1,0	1,22	< 1,0	< 1,0	< 1,0	1,13	< 1,0
TD3	2,00	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
TE10	< 1,0	< 1,0	2,03	< 1,0	1,16	< 1,0	< 1,0	< 1,0
TE11	< 1,0	< 1,0	2,84	< 1,0	< 1,0	1,32	< 1,0	< 1,0
TE12	< 1,0	< 1,0	1,21	< 1,0	1,16	1,68	1,51	< 1,0
TD5	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	2,45	< 1,0
TD6	1,00	1,54	< 1,0	< 1,0	< 1,0	1,31	1,13	< 1,0
TE13	1,00	1,01	1,00	< 1,0	< 1,0	< 1,0	NR	NR
TE14	6,00	1,05	2,03	< 1,0	< 1,0	< 1,0	1,69	< 1,0
TE15	< 1,0	1,46	2,03	< 1,0	< 1,0	1,13	< 1,0	< 1,0
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	< 1,0	< 1,0	1,13
F5	2,00	< 1,0	2,64	< 1,0	1,55	< 1,0	2,07	< 1,0

NR= não referenciado

Sub-bacias	DEMANDA QUIMICA DE OXIGENIO (mg/L)							
F1	NR	21,43	3,20	NR	3,99	NR	12,13	11,03
F2	NR	21,43	1,60	NR	3,53	NR	16,07	8,67
TE7	NR	18,57	4,80	NR	3,99	NR	13,71	10,87
TD1	NR	21,43	3,20	NR	9,20	NR	22,69	13,71
F3	NR	12,86	4,80	NR	4,45	NR	19,38	11,03
F4	10,52	25,71	8,00	<1,0	<1,0	<5,0	22,05	13,55
TE8	9,02	11,43	6,40	<1,0	6,59	14,00	16,07	9,14
TE9	7,51	17,14	6,40	1,53	4,91	<5,0	11,18	10,40
TD4	10,52	27,14	1,61	4,60	3,53	13,00	18,59	9,14
TD3	9,02	4,28	1,60	<1,0	4,75	<5,0	11,50	8,83
TE10	12,03	15,71	6,40	3,06	4,60	16,00	22,85	10,56
TE11	9,02	14,28	4,80	7,67	3,53	12,00	11,66	4,89
TE12	7,51	12,86	3,20	<1,0	3,37	<5,0	8,51	6,93
TD5	12,03	14,28	3,20	1,53	15,50	12,00	11,97	9,77
TD6	7,51	10,00	1,60	6,13	1,99	11,00	10,24	7,88
TE13	7,51	5,71	8,00	<1,00	6,66	<5,0	NR	NR
TE14	13,53	10,00	4,80	<1,0	7,06	<5,0	16,70	15,29
TE15	6,01	5,71	1,60	<1,0	5,52	<5,0	11,03	6,14
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	<5,0	11,03	6,14
F5	15,03	15,71	3,20	<1,0	4,75	9,00	7,88	5,52

NR= não referenciado

Sub-bacias	FÓSFORO TOTAL (mg/L)							
F1	NR	0,07	0,09	NR	0,13	NR	0,85	0,11
F2	NR	0,07	0,05	NR	0,14	NR	0,62	0,10
TE7	NR	0,46	0,03	NR	0,11	NR	0,32	0,08
TD1	NR	0,36	0,04	NR	0,16	NR	0,41	0,09
F3	NR	0,07	0,04	NR	0,14	NR	0,62	0,18
F4	0,05	0,09	0,03	0,13	0,20	0,07	0,94	0,12
TE8	0,05	0,31	0,03	0,07	0,11	0,09	0,24	0,14
TE9	0,12	0,14	0,02	0,08	0,08	<0,05	0,12	0,04
TD4	0,08	0,05	0,09	0,07	0,11	0,08	0,14	0,24
TD3	0,07	0,04	0,03	0,12	0,15	0,10	0,14	0,11
TE10	0,11	0,17	0,06	0,10	0,15	0,09	3,02	0,20
TE11	0,03	0,09	0,05	0,06	0,13	<0,05	0,15	0,05
TE12	0,03	0,07	0,02	0,05	0,07	0,13	0,38	0,07
TD5	0,05	0,17	0,10	0,15	0,20	0,16	1,15	0,26
TD6	0,05	0,05	0,11	0,06	0,02	0,09	0,09	0,11
TE13	0,05	0,22	0,15	0,10	0,25	<0,05	NR	nr
TE14	0,10	0,13	0,46	0,14	0,18	1,12	0,50	0,26
TE15	0,20	0,04	0,02	0,06	0,12	0,07	0,11	0,09
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	0,11	0,17	0,19
F5	0,07	0,02	0,03	0,05	0,10	<0,05	0,05	0,03

NR= não referenciado

Sub-bacias	FÓSFORO REATIVO (mg/L)							
F1	NR	0,06	0,05	NR	0,13	NR	0,62	0,06
F2	NR	0,04	0,04	NR	0,14	NR	0,23	0,07
TE7	NR	0,39	0,03	NR	0,11	NR	0,10	0,05
TD1	NR	0,22	0,04	NR	0,15	NR	0,38	0,07
F3	NR	0,04	0,04	NR	0,12	NR	0,50	0,15
F4	0,02	0,05	0,03	0,11	0,19	<0,05	0,85	0,10
TE8	0,02	0,03	0,03	0,06	0,10	<0,05	0,23	0,10
TE9	0,03	0,13	0,02	0,08	0,07	<0,05	0,06	0,04
TD4	0,05	0,04	0,06	0,07	0,07	<0,05	0,13	0,20
TD3	0,03	0,03	0,03	0,10	0,15	<0,05	0,09	0,10
TE10	0,08	0,10	0,06	0,09	0,11	0,07	0,73	0,14
TE11	0,01	0,06	0,02	0,04	0,12	<0,05	0,12	0,05
TE12	0,01	0,06	0,02	0,04	0,07	<0,05	0,23	0,03
TD5	0,03	0,13	0,03	0,12	0,18	0,12	0,11	0,25
TD6	0,02	0,03	0,11	0,05	0,01	<0,05	NR	NR
TE13	0,02	0,19	0,10	0,09	0,23	<0,05	NR	NR
TE14	0,05	0,12	0,34	0,09	0,18	0,10	0,48	0,17
TE15	0,02	0,03	<0,010	0,05	0,11	<0,05	0,09	0,07
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	<0,05	0,06	0,17
F5	0,01	0,01	0,02	0,05	0,07	<0,05	0,03	0,02

NR= não referenciado

Sub-bacias	NITROGÊNIO AMONICAL (mg/L)							
F1	NR	<0,002	0,03	NR	0,03	NR	0,12	0,16
F2	NR	<0,002	<0,002	NR	<0,002	NR	0,22	0,16
TE7	NR	<0,002	0,01	NR	<0,002	NR	0,07	<0,002
TD1	NR	<0,002	0,06	NR	<0,002	NR	0,04	0,05
F3	NR	<0,002	0,15	NR	0,02	NR	0,06	0,10
F4	0,04	<0,002	<0,002	<0,002	0,19	0,12	<0,002	<0,002
TE8	0,01	<0,002	<0,002	0,31	0,01	0,03	0,06	0,22
TE9	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,16	0,11	<0,002
TD4	0,07	<0,002	0,04	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
TD3	0,08	0,00	0,02	0,12	0,21	<0,002	<0,002	<0,002
TE10	0,12	<0,002	<0,002	<0,002	0,10	<0,002	0,04	<0,002
TE11	0,14	<0,002	0,06	<0,002	0,16	<0,002	<0,002	<0,002
TE12	<0,002	<0,002	0,09	<0,002	0,09	<0,002	<0,002	<0,002
TD5	0,04	<0,002	0,08	<0,002	0,01	0,06	0,02	0,01
TD6	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
TE13	<0,002	<0,002	0,06	<0,002	0,16	0,07	NR	NR
TE14	0,11	<0,002	0,03	<0,002	0,18	0,07	0,37	<0,002
TE15	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,02	0,09	<0,002
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	<0,002	0,26	<0,002
F5	<0,002	<0,002	0,11	<0,002	<0,002	<0,002	0,08	<0,002

NR= não referenciado

Sub-bacias	NITROGÊNIO ÓRGANICO (mg/L)							
F1	NR	0,44	0,50	NR	0,03	NR	0,11	0,35
F2	NR	0,32	0,22	NR	0,39	NR	0,35	1,38
TE7	NR	0,39	0,23	NR	0,05	NR	0,49	0,11
TD1	NR	0,68	0,15	NR	0,70	NR	0,52	0,49
F3	NR	0,38	0,05	NR	0,03	NR	0,79	0,57
F4	0,78	0,12	0,22	<0,002	0,01	0,49	0,12	0,13
TE8	0,13	1,37	0,44	0,11	0,05	0,86	0,22	0,04
TE9	0,40	0,36	0,30	<0,002	<0,002	0,05	0,77	0,39
TD4	0,07	0,64	1,93	<0,002	0,12	0,34	<0,002	0,24
TD3	0,01	2,58	0,95	0,10	0,09	0,45	<0,002	0,18
TE10	0,02	0,67	<0,002	<0,002	0,21	0,37	0,06	0,32
TE11	0,22	1,20	0,64	<0,002	0,04	<0,002	0,05	0,44
TE12	<0,002	0,25	0,04	<0,002	0,07	0,26	<0,002	0,12
TD5	0,24	0,32	1,42	<0,002	0,34	0,37	0,09	0,28
TD6	0,10	0,50	2,54	<0,002	<0,002	<0,002	0,01	0,25
TE13	0,13	0,39	0,15	<0,002	0,43	0,14	NR	NR
TE14	0,14	0,61	0,64	<0,002	0,08	0,30	0,66	0,96
TE15	0,29	0,61	0,64	<0,002	0,08	0,30	0,66	0,96
TDN	0,29	0,32	0,25	<0,002	<0,002	0,30	0,03	0,16
F5	0,26	0,08	0,39	<0,002	0,06	0,26	0,08	0,33

NR= não referenciado

Sub-bacias	NITROGÊNIO TOTAL KJEDAHL (mg/L)							
F1	NR	0,44	0,53	NR	0,06	NR	1,23	0,51
F2	NR	0,32	0,22	NR	0,39	NR	0,57	1,54
TE7	NR	0,39	0,24	NR	0,05	NR	0,56	0,12
TD1	NR	0,68	0,21	NR	0,70	NR	0,56	0,54
F3	NR	0,38	0,20	NR	0,05	NR	0,85	0,67
F4	0,82	0,12	0,22	<0,002	0,01	0,61	0,12	0,13
TE8	0,14	1,37	0,44	0,42	0,06	0,89	0,28	0,26
TE9	0,40	0,36	0,30	<0,002	<0,002	0,21	0,88	0,39
TD4	0,11	0,64	1,97	<0,002	0,12	0,34	<0,002	0,24
TD3	0,14	2,58	0,97	0,22	0,30	0,45	<0,002	0,18
TE10	0,14	0,67	<0,002	<0,002	0,31	0,37	0,10	0,32
TE11	0,36	1,20	0,70	<0,002	0,20	<0,002	0,05	0,44
TE12	<0,002	0,25	0,13	<0,002	0,16	0,26	<0,002	0,12
TD5	0,28	0,32	1,50	<0,002	0,35	0,43	0,11	0,29
TD6	0,10	0,50	2,54	<0,002	<0,002	<0,002	0,01	0,25
TE13	0,13	0,39	0,21	<0,002	0,59	0,21	NR	NR
TE14	0,25	0,61	0,67	<0,002	0,26	0,37	1,03	0,96
TE15	0,29	0,32	0,25	<0,002	<0,002	0,32	0,12	0,16
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	0,12	0,59	0,14
F5	0,26	0,08	0,50	<0,002	0,06	0,03	0,16	0,33

Sub-bacias	NITRITO (mg/L)							
F1	NR	0,05	0,08	NR	NR	NR	0,32	0,03
F2	NR	0,03	0,03	NR	NR	NR	0,16	0,01
TE7	NR	0,07	0,03	NR	NR	NR	0,24	0,01
TD1	NR	0,03	0,02	NR	NR	NR	0,20	0,02
F3	NR	0,03	0,06	NR	NR	NR	0,40	0,03
F4	0,01	0,05	0,04	NR	NR	NR	0,35	0,02
TE8	0,01	0,02	0,01	NR	NR	NR	0,18	0,02
TE9	0,01	0,02	0,01	NR	NR	NR	0,05	0,01
TD4	0,02	0,02	0,03	NR	NR	NR	0,11	0,01
TD3	0,01	0,02	0,03	NR	NR	NR	0,03	0,01
TE10	0,01	0,08	0,02	NR	NR	NR	0,48	0,04
TE11	0,01	0,04	0,01	NR	NR	NR	0,18	0,01
TE12	0,01	0,04	0,01	NR	NR	NR	0,15	0,00
TD5	0,01	0,01	0,02	NR	NR	NR	0,01	0,01
TD6	0,01	0,03	0,05	NR	NR	NR	0,02	0,01
TE13	0,01	0,05	0,06	NR	NR	NR	NR	NR
TE14	0,01	0,06	0,13	NR	NR	NR	0,03	0,05
TE15	0,01	0,01	0,03	NR	NR	NR	0,01	0,02
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0,03	0,03
F5	0,01	0,01	0,02	NR	NR	NR	0,09	0,01

NR= não referenciado

Sub-bacias	NITRATO (mg/L)							
F1	NR	1,50	1,30	NR	NR	NR	3,40	1,30
F2	NR	1,00	0,90	NR	NR	NR	2,40	0,30
TE7	NR	1,90	1,20	NR	NR	NR	2,80	0,70
TD1	NR	1,00	2,00	NR	NR	NR	2,80	1,20
F3	NR	1,20	1,30	NR	NR	NR	4,70	0,40
F4	1,00	1,70	1,10	NR	NR	NR	2,70	1,10
TE8	0,80	1,10	0,70	NR	NR	NR	2,20	1,20
TE9	1,00	1,30	1,00	NR	NR	NR	1,30	1,10
TD4	1,20	1,30	1,90	NR	NR	NR	0,90	1,10
TD3	1,00	1,30	1,20	NR	NR	NR	1,70	1,00
TE10	1,00	2,30	1,00	NR	NR	NR	2,90	1,20
TE11	0,80	1,40	1,20	NR	NR	NR	2,10	0,80
TE12	0,70	1,30	1,00	NR	NR	NR	2,00	0,70
TD5	0,40	0,40	0,90	NR	NR	NR	0,90	1,10
TD6	1,20	1,00	1,40	NR	NR	NR	1,10	1,20
TE13	0,70	1,20	1,50	NR	NR	NR	NR	NR
TE14	0,70	1,70	2,70	NR	NR	NR	2,90	1,60
TE15	1,00	1,00	1,20	NR	NR	NR	0,90	1,20
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1,60	1,30
F5	0,30	0,30	0,60	NR	NR	NR	0,10	0,30

NR= não referenciado

Sub-bacias	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/L)							
F1	NR	8,08	6,80	NR	7,50	NR	8,99	9,30
F2	NR	9,04	8,20	NR	7,70	NR	7,65	7,62
TE7	NR	8,93	7,54	NR	7,85	NR	9,65	6,85
TD1	NR	9,05	7,70	NR	7,56	NR	6,91	5,81
F3	NR	8,34	7,64	NR	6,92	NR	7,71	7,91
F4	NR	NR	NR	NR	NR	6,52	NR	NR
TE8	NR	NR	NR	NR	NR	7,53	NR	NR
TE9	NR	NR	NR	NR	NR	6,58	NR	NR
TD4	NR	NR	NR	NR	NR	7,35	NR	NR
TD3	NR	NR	NR	NR	NR	7,65	NR	NR
TE10	NR	NR	NR	NR	NR	7,07	NR	NR
TE11	NR	NR	NR	NR	NR	6,01	NR	NR
TE12	NR	NR	NR	NR	NR	5,83	NR	NR
TD5	NR	NR	NR	NR	NR	7,45	NR	NR
TD6	NR	NR	NR	NR	NR	7,96	NR	NR
TE13	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
TE14	NR	NR	NR	NR	NR	7,30	NR	NR
TE15	NR	NR	NR	NR	NR	7,88	NR	NR
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
F5	NR	NR	NR	NR	NR	6,13	NR	NR

NR= não referenciado

Sub-bacias	OXIGÊNIO DE SATURAÇÃO (%)							
F1	NR	90,30	70,00	NR	83,00	NR	97,20	98,00
F2	NR	94,50	81,70	NR	85,40	NR	84,50	78,10
TE7	NR	93,70	75,50	NR	83,60	NR	98,20	70,40
TD1	NR	95,40	75,10	NR	81,80	NR	76,10	63,80
F3	NR	85,50	75,30	NR	76,30	NR	81,30	80,80
F4	NR	NR	NR	NR	NR	69,50	NR	NR
TE8	NR	NR	NR	NR	NR	78,40	NR	NR
TE9	NR	NR	NR	NR	NR	68,90	NR	NR
TD4	NR	NR	NR	NR	NR	78,80	NR	NR
TD3	NR	NR	NR	NR	NR	81,20	NR	NR
TE10	NR	NR	NR	NR	NR	19,40	NR	NR
TE11	NR	NR	NR	NR	NR	18,80	NR	NR
TE12	NR	NR	NR	NR	NR	61,00	NR	NR
TD5	NR	NR	NR	NR	NR	76,70	NR	NR
TD6	NR	NR	NR	NR	NR	82,80	NR	NR
TE13	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
TE14	NR	NR	NR	NR	NR	80,10	NR	NR
TE15	NR	NR	NR	NR	NR	82,00	NR	NR
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
F5	NR	NR	NR	NR	NR	70,90	NR	NR

NR= não referenciado

Sub-bacias	pH							
F1	NR	7,63	7,67	NR	7,85	NR	7,00	7,68
F2	NR	7,43	7,70	NR	7,57	NR	7,00	7,62
TE7	NR	7,37	7,47	NR	7,25	NR	6,89	7,44
TD1	NR	7,34	7,22	NR	7,10	NR	6,45	7,20
F3	NR	7,32	7,42	NR	7,38	NR	6,60	7,09
F4	6,61	6,91	7,18	7,21	7,15	7,18	6,45	
TE8	6,40	6,75	6,74	6,80	7,06	6,99	6,50	
TE9	5,84	6,00	6,34	6,58	6,99	6,60	6,55	
TD4	6,52	6,84	6,64	6,80	7,11	7,10	6,81	
TD3	5,91	6,03	6,10	6,43	6,90	6,82	6,74	
TE10	6,08	6,20	6,55	6,59	6,90	6,80	6,50	
TE11	6,01	6,05	6,20	6,30	6,90	6,67	6,50	
TE12	5,86	6,00	6,04	6,35	6,65	6,55	6,45	
TD5	6,03	5,99	6,37	6,51	6,50	6,10	6,74	
TD6	6,34	6,54	6,58	6,80	7,20	6,91	6,97	
TE13	5,86	6,01	6,20	6,20	6,86	6,89	NR	
TE14	5,83	5,97	6,15	6,49	6,87	7,00	6,45	
TE15	5,88	6,02	6,15	6,20	6,60	6,85	6,50	
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	6,72	6,77	
F5	6,42	7,34	6,89	6,80	7,16	7,64	6,97	

NR= não referenciado

Sub-bacias	SÓLIDOS TOTAIS (mg/L)							
F1	NR	265,0	119,0	NR	165,0	NR	286,0	174,0
F2	NR	124,0	99,0	NR	147,0	NR	178,0	126,0
TE7	NR	95,0	64,0	NR	110,0	NR	241,0	173,0
TD1	NR	90,0	69,0	NR	120,0	NR	193,0	84,0
F3	NR	74,0	84,0	NR	118,0	NR	325,0	119,0
F4	94,0	81,0	88,0	113,0	107,0	111,0	265,0	119,0
TE8	83,0	105,0	82,0	94,0	102,0	83,0	197,0	105,0
TE9	73,0	54,0	88,0	82,0	86,0	97,0	100,0	86,0
TD4	90,0	515,0	96,0	112,0	100,0	97,0	178,0	108,0
TD3	79,0	61,0	72,0	96,0	94,0	83,0	92,0	79,0
TE10	83,0	88,0	113,0	97,0	127,0	106,0	324,0	106,0
TE11	72,0	70,0	142,0	90,0	101,0	91,0	155,0	90,0
TE12	78,0	54,0	76,0	80,0	85,0	77,0	171,0	80,0
TD5	58,0	63,0	75,0	103,0	126,0	105,0	100,0	106,0
TD6	107,0	76,0	98,0	120,0	110,0	90,0	189,0	120,0
TE13	74,0	92,0	80,0	107,0	113,0	93,0	NR	NR
TE14	72,0	87,0	161,0	115,0	116,0	114,0	202,0	122,0
TE15	61,0	52,0	78,0	87,0	86,0	69,0	99,0	79,0
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	103,0	96,0	109,0
F5	71,0	56,0	65,0	93,0	76,0	87,0	76,0	76,0

NR= não referenciado

Sub-bacias	SÓLIDOS FIXOS (mg/L)							
F1	NR	86,0	53,0	NR	119,0	NR	194,0	77,0
F2	NR	110,0	31,0	NR	94,0	NR	104,0	86,0
TE7	NR	90,0	15,0	NR	67,0	NR	148,0	113,0
TD1	NR	82,0	10,0	NR	74,0	NR	97,0	45,0
F3	NR	74,0	42,0	NR	81,0	NR	209,0	102,0
F4	68,0	63,0	47,0	58,0	70,0	82,0	205,0	89,0
TE8	57,0	86,0	52,0	48,0	66,0	67,0	146,0	76,0
TE9	49,0	47,0	48,0	42,0	60,0	76,0	58,0	57,0
TD4	59,0	158,0	20,0	68,0	66,0	75,0	131,0	100,0
TD3	68,0	56,0	31,0	63,0	60,0	56,0	66,0	51,0
TE10	71,0	86,0	80,0	61,0	87,0	70,0	263,0	83,0
TE11	55,0	64,0	65,0	49,0	63,0	69,0	110,0	71,0
TE12	56,0	52,0	9,0	37,0	53,0	58,0	118,0	60,0
TD5	38,0	33,0	11,0	65,0	82,0	77,0	49,0	91,0
TD6	76,0	67,0	29,0	76,0	65,0	66,0	73,0	74,0
TE13	54,0	71,0	12,0	73,0	91,0	69,0	NR	NR
TE14	52,0	69,0	108,0	68,0	82,0	94,0	124,0	103,0
TE15	45,0	49,0	46,0	56,0	57,0	46,0	42,0	70,0
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	82,0	30,0	85,0
F5	51,0	41,0	32,0	43,0	46,0	55,0	33,0	46,0

NR= não referenciado

Sub-bacias	TEMPERATURA DA AMOSTRA (°C)							
F1	NR	22,50	16,90	NR	20,10	NR	20,70	22,50
F2	NR	20,80	15,90	NR	20,80	NR	20,50	25,50
TE7	NR	18,20	14,60	NR	19,10	NR	20,20	22,20
TD1	NR	18,10	14,50	NR	19,80	NR	19,90	23,70
F3	NR	16,80	14,60	NR	19,40	NR	20,00	24,00
F4	13,50	14,20	14,40	20,00		20,20	21,10	
TE8	12,50	14,00	13,40	19,10		19,00	20,70	
TE9	14,80	15,00	15,00	23,00		20,80	20,50	
TD4	15,20	15,50	14,80	21,20		21,50	22,20	
TD3	13,50	15,20	14,00	22,10		20,00	21,60	
TE10	15,70	14,90	15,00	20,90		22,30	20,80	
TE11	14,50	15,00	14,90	22,60		20,70	21,00	
TE12	14,70	15,00	14,50	18,90		19,50	21,30	
TD5	14,70	16,40	13,80	21,70		20,70	21,40	
TD6	15,50	16,40	14,50	20,10		20,70	21,50	
TE13	16,70	17,70	15,00	22,90		NR	NR	
TE14	14,40	15,80	15,00	21,10		22,00	23,00	
TE15	15,10	16,00	15,10	20,80		17,30	22,00	
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	21,80	22,40	
F5	18,50	16,30	17,20	24,40		27,00	24,30	

NR= não referenciado

Sub-bacias	COLIFORMES TOTAIS (NMP/100 mL)							
F1	NR	24191,0	19862,8	N.R.	N.R.	N.R.	24191,0	17329,0
F2	N.R.	1779,0	1779,0	N.R.	N.R.	N.R.	14136,0	8164,0
TE7	N.R.	1149,0	4884,0	N.R.	N.R.	N.R.	11198,0	7701,0
TD1	N.R.	4106,0	3968,0	N.R.	N.R.	N.R.	12996,0	4160,0
F3	N.R.	3255,0	1723,0	N.R.	N.R.	N.R.	11198,0	24192,0
F4	2851,0	3130,0	1169,0	2098,0	10111,0	862,0	11198,0	1892,0
TE8	1067,0	2755,0	11198,5	2063,0	4611,0	12033,0	12033,0	2143,0
TE9	1951,0	1539,0	12033,1	1137,0	3654,0	3282,0	24191,0	2723,0
TD4	2723,0	5475,0	6488,0	6131,0	5247,0	9804,0	11198,0	17329,0
TD3	3609,0	4611,0	932,0	4569,0	8164,0	24191,0	12033,0	2247,0
TE10	410,0	11198,0	771,0	1246,0	2481,0	4611,0	11198,0	4352,0
TE11	2359,0	5794,0	966,0	1500,0	3448,0	3873,0	11198,0	1860,0
TE12	12996,5	4352,0	1246,0	1918,0	598,0	1553,0	11198,0	3441,0
TD5	2882,0	6867,0	2267,0	2909,0	2046,0	512,0	19862,0	15530,0
TD6	3784,0	2187,0	1092,0	3968,0	9804,0	10462,0	11198,0	8664,0
TE13	5172,0	9208,0	3076,0	4884,0	10462,0	8664,0	N.R.	N.R.
TE14	3169,0	8664,0	5794,0	5794,0	4884,0	2427,0	19862,0	12033,0
TE15	1259,0	1233,0	1500,0	2282,0	3076,0	7701,0	5475,0	4352,0
TDN	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	4352,0	10462,0	14136,0
F5	3044,0	1842,0	3448,0	5475,0	2755,0	4611,0	2909,0	14136,0

NR= não referenciado

Sub-bacias	COLIFORMES FECAIS (NMP/100 mL)							
F1	NR	776,0	1723,0	NR	NR	NR	11198,0	1376,0
F2	NR	404,0	839,0	NR	NR	NR	9804,0	657,0
TE7	NR	404,0	1723,0	NR	NR	NR	6131,0	683,0
TD1	NR	1439,0	697,0	NR	NR	NR	9804,0	631,0
F3	NR	1291,0	1019,0	NR	NR	NR	9208,0	3448,0
F4	134,0	185,0	620,0	228,0	3255,0	20,0	7270,0	393,0
TE8	52,0	323,0	195,0	382,0	145,0	369,0	5794,0	1236,0
TE9	393,0	355,0	408,0	203,0	201,0	487,0	2247,0	122,0
TD4	109,0	631,0	336,0	512,0	238,0	364,0	4884,0	855,0
TD3	52,0	109,0	41,0	41,0	74,0	1664,0	504,0	389,0
TE10	41,0	1317,0	109,0	84,0	74,0	663,0	6488,0	134,0
TE11	63,0	862,0	160,0	185,0	86,0	364,0	10462,0	262,0
TE12	98,0	1725,0	132,0	269,0	74,0	216,0	9804,0	134,0
TD5	63,0	601,0	31,0	226,0	<10	20,0	6867,0	1539,0
TD6	52,0	131,0	161,0	145,0	134,0	328,0	1720,0	197,0
TE13	63,0	546,0	146,0	905,0	187,0	471,0	NR	NR
TE14	331,0	1019,0	496,0	350,0	173,0	292,0	11198,0	246,0
TE15	384,0	25,0	199,0	51,0	110,0	187,0	1236,0	240,0
TDN	NR	NR	NR	NR	NR	521,0	1145,0	2282,0
F5	52,0	41,0	31,0	20,0	<10	20,0	650,0	20,0

NR= não referenciado