

**CENTRO UNIVERSITÁRIO ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL
E MEIO AMBIENTE**

**CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS
HÍDRICOS SUPERFICIAIS DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DO
OURO, ARARAQUARA, SP.**

BEATRIZ BUDA FULLER

**Dissertação apresentada ao Centro
Universitário de Araraquara, como
parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em
Desenvolvimento Regional e Meio
Ambiente.**

ARARAQUARA - SP

2008

**CENTRO UNIVERSITÁRIO ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL
E MEIO AMBIENTE**

**CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS RECURSOS
HÍDRICOS SUPERFICIAIS DA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DO
OURO, ARARAQUARA, SP.**

Beatriz Buda Fuller

Orientador: Prof. Dr. Denilson Teixeira

**Dissertação apresentada ao Centro
Universitário de Araraquara, como
parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em
Desenvolvimento Regional e Meio
Ambiente.**

ARARAQUARA - SP

2008

Ficha catalográfica elaborada pela biblioteca do Centro Universitário de Araraquara - UNIARA

F 974 c Fuller, Beatriz Buda

Caracterização espaço-temporal dos recursos hídricos superficiais da sub-bacia do ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, 2008.

144 p.

Dissertação apresentada ao Centro Universitário de Araraquara, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

Orientador: Dr. Denilson Teixeira

1 – Qualidade de água 2 – Indicadores ambientais 3 – Sistema de monitoramento Título

C.D.U 504.03

Dedico este trabalho a todos aqueles que sempre estiveram ao meu lado, principalmente aos meus pais por minha existência, educação, pelo carinho e pelo incondicional apoio e compreensão em todos os momentos de minha vida.

Todas as coisas são conectadas como o sangue que une uma família. O que acontecer com a terra acontecerá com os filhos e filhas da terra. O homem não teceu a teia da vida, ele é dela apenas um fio. O que ele fizer para a teia estará fazendo a si mesmo.

Ted Perry

Não nos cabe decidir sobre os grandes acontecimentos dos nossos tempos, mas podemos decidir o que fazer com o tempo que nos é dado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma estiveram presentes na execução deste trabalho:

Ao professor Dr. Denilson Teixeira pela orientação, pelas oportunidades de aprendizado e pela compreensão.

Aos membros da banca Leonardo Rios e Mary Rosa Rodrigues de Marchi pelas valiosas críticas e sugestões concebidas.

À professora Dra. Ângela Teresa Silva e Souza pelo incentivo e ajuda na preparação do projeto para minha entrada no programa de mestrado.

A todos os professores do departamento pela convivência e pelos ensinamentos.

Ao laboratório do Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Araraquara por disponibilizar os dados trabalhados nesta pesquisa.

Aos colegas Daniel Jadyr Leite Costa, Valter Luiz Iost Teodoro e Lívia Nunes da Silva por se disponibilizarem a ajudar na confecção deste trabalho.

Aos amigos do mestrado Sofia, Alex, Victor e Roberta pelo apoio e pelos momentos juntos.

As funcionárias Ivani e Adriana por serem sempre muito atenciosas e alegres.

À minha família pelo apoio e ajuda em todos os momentos.

Ao Gabriel pelo amor, paciência e compreensão durante minha ausência para que pudesse me dedicar a este trabalho.

A meus amigos de sempre Isabela e Gabriel que me acompanham sempre nesta jornada pela vida.

Ao meu pai pela ajuda na confecção do trabalho, através de leituras e incentivos.

A Deus que sempre se faz presente, acalmando a alma, protegendo e guiando cada ser.

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE FIGURAS

1 INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral.....	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 Planejamento, gestão e política de recursos hídricos.....	16
3.2 Estrutura e funcionamento de sistemas lóticos e bacia hidrográfica como unidade de estudo.....	24
3.3 Degradação e monitoramento de recursos hídricos.....	35
3.4 Indicadores ambientais.....	48
3.5 Inventário de estudos limnológicos para a região Araraquara – São Carlos (SP).....	55
4. MATERIAIS E MÉTODOS	62
4.1 Localização da área de estudo.....	62
4.2 Caracterização da área de estudo.....	65
4.2.1 Geologia.....	65
4.2.2 Pedologia.....	67
4.2.3 Hidrogeologia.....	70
4.2.4 Caracterização hidrográfica.....	71
4.2.5 Tratamento de efluentes sanitários.....	72
4.2.6 Climatologia.....	73
4.2.7 Vegetação.....	74
4.3 Caracterização morfométrica.....	75
4.4 Caracterização da qualidade da água	78
4.5 Confecção das figuras.....	82
4.6 Análise numérica dos dados.....	83
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	85

5.1 Temperatura e pluviosidade.....	85
5.2 Caracterização morfométrica.....	88
5.3 Uso e ocupação do solo.....	91
5.4 Análise física, química e biológica da água.....	97
5.4.1 pH.....	97
5.4.2 Turbidez.....	102
5.4.3 Oxigênio dissolvido (OD).....	105
5.4.4 Demanda química de oxigênio (DQO).....	111
5.4.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	114
5.4.6 Nitrogênio.....	118
5.4.6.1 Amônia.....	119
5.4.6.2 Nitrito.....	122
5.4.6.3 Nitrato.....	124
5.4.7 Coliformes fecais e totais (<i>Escherichia coli</i>).....	129
5.4.7.1 Coliformes totais.....	129
5.4.7.2 Coliformes fecais.....	131
5.5 Análise numérica dos dados.....	133
6 CONCLUSÕES.....	138
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	141
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DAAE – Departamento Autônomo de Água e Esgoto

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DNAEE – Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

IPM – Índice de Participação dos Municípios

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo

IPRS – Índice Paulista de Responsabilidade Social

IPVS – Índice Paulista de Vulnerabilidade Social

IQA – Índice de Qualidade de Água

IT – Instabilidades Tropicais

LIT – Linhas de Instabilidade Tropical

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MME – Ministério de Minas e Energia

OCDE – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico

OD – Oxigênio Dissolvido

PAST – Paleontological Statistics

SRH – Secretaria de Recursos Hídricos

STAR – Sistema de Tratamento de Águas Residuárias

UGRHI – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UHE – Usina Hidrelétrica

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Redes de monitoramento da CETESB	46
Tabela 2 – Localização dos pontos de amostragem na UGRHI 13	47
Tabela 3 – Localização das estações de amostragem	79
Tabela 4 – Localização geográfica dos pontos de coleta de monitoramento da sub-bacia do ribeirão do Ouro (DAAE)	80
Tabela 5 – Parâmetros considerados para análise e os respectivos métodos utilizados na obtenção dos mesmos	82
Tabela 6 – Parâmetros utilizados para a caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro	88
Tabela 7 – Índices e coeficientes utilizados na caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro	89
Tabela 8 – Área e percentual das feições de uso e ocupação do solo da sub-bacia do Ribeirão do Ouro	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do município de Araraquara e da sub-bacia do ribeirão do Ouro	64
Figura 2 - Mapa do município de Araraquara demonstrando o IPVS dentro da sub-bacia do ribeirão do Ouro	65
Figura 3 - Formações geológicas da sub-bacia do Ribeirão do Ouro	67
Figura 4 - Formações pedológicas da sub-bacia do Ribeirão do Ouro	70
Figura 5 - Distribuição de vegetação na sub-bacia do Ribeirão do Ouro	75
Figura 6 - Localização das estações fixas de amostragem	81
Figura 7 - Perfil longitudinal topográfico para o ribeirão do Ouro	81
Figura 8 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2005	86
Figura 9 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2006	87
Figura 10 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2007	87
Figura 11 - Uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão do Ouro e localização das estações fixas de amostragem	92
Figura 12 - Percentual das feições de uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão do Ouro	93
Figura 13 - Mapa de localização de alguns impactos potenciais	96
Figura 14 - Variação espaço-temporal da pH nas estações de coleta	100
Figura 15 - Variação espacial do parâmetro pH entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	101
Figura 16 - Variação espaço-temporal da turbidez nas estações de coleta	104
Figura 17 - Variação espacial do parâmetro turbidez entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	105
Figura 18 - Variação espaço-temporal do OD nas estações de coleta	110
Figura 19 - Variação espacial do parâmetro OD entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	111
Figura 20 - Variação espaço-temporal da DQO nas estações de coleta	113

Figura 21 - Variação espacial do parâmetro DQO entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	114
Figura 22 - Variação espaço-temporal da DBO nas estações de coleta	116
Figura 23 - Variação espacial do parâmetro DBO entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	117
Figura 24 - Variação espaço-temporal da amônia nas estações de coleta	121
Figura 25 - Variação espacial do parâmetro amônia entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	122
Figura 26 - Variação espaço-temporal do nitrito nas estações de coleta	123
Figura 27 - Variação espacial do parâmetro nitrito entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	124
Figura 28 - Variação espaço-temporal do nitrato nas estações de coleta	126
Figura 29 - Variação espacial do parâmetro nitrato entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	127
Figura 30 - Variação espaço-temporal de coliformes totais nas estações de coleta	130
Figura 31 – Variação espacial do parâmetro coliformes totais entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	131
Figura 32 – Variação espaço-temporal de coliformes fecais nas estações de coleta	132
Figura 33 – Variação espacial do parâmetro coliformes fecais entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta	133
Figura 34 – Dendograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2005	135
Figura 35 – Dendograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2006	136
Figura 36 - Dendograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2007	137

RESUMO

As questões relacionadas com os aspectos qualitativos e quantitativos dos recursos hídricos normalmente requerem uma ampla combinação de soluções, o que pode implicar em última instância em mudanças de políticas públicas e estabelecimento de novos tipos de gestão. A base dessas mudanças está fundamentada principalmente nos seguintes pontos: organização de dados e informações, um sistema de monitoramento e indicadores ambientais, os quais dependem da capacitação técnica das instituições. Assim, o presente projeto pretende contribuir na análise e discussão de questões básicas para a gestão integrada de recursos hídricos, como: a organização de dados e informações e um sistema de monitoramento a partir de análises da qualidade da água, do uso e ocupação do solo e de mapas temáticos. Para tanto se realizou a caracterização ambiental da sub-bacia do ribeirão do Ouro, localizada em Araraquara, SP, incluindo a análise morfométrica da sub-bacia, o diagnóstico da qualidade da água superficial através de variáveis físicas, químicas e biológicas, além de relacionar a qualidade ambiental desta com o uso e ocupação do solo. Para atender esses objetivos a caracterização morfométrica foi realizada a partir da carta topográfica do IBGE 1:50.000. A análise espacial e temporal da qualidade da água foi realizada utilizando os dados disponibilizados pelo DAAE dos anos 2005, 2006 e 2007 com coletas distribuídas por 11 estações e realizadas nos períodos seco e chuvoso. O tratamento numérico dos dados foi realizado através da análise multivariada. Os principais resultados obtidos demonstram que apesar da sub-bacia apresentar solo altamente permeável, sistema de drenagem pouco eficiente, altitudes baixas, relevo pouco acentuado, a influência da pouca vegetação e a ação da densa malha urbana propiciam maior risco de enchentes, erosões, assoreamentos, eutrofização e alto risco de contaminação dos lençóis freáticos. O ribeirão sofre grandes alterações na qualidade de sua água em virtude do aporte de efluentes industriais, sanitários e agrícolas, sendo o seu trecho final o mais afetado devido, provavelmente, à influência da área urbana central da cidade, de indústrias em sua margem, de vazamentos de interceptores e presença de pocilgas. De acordo com esses resultados pode-se dizer que é fundamental designar áreas de preservação e de restauração, além de impedir a deposição de resíduos sólidos nas margens do ribeirão, monitorar e fiscalizar possíveis entradas de efluentes sanitários, industriais e agrícolas, além de realizar um monitoramento da qualidade da água mais padronizado com um maior número de coletas durante o ano para que seja feita uma melhor interpretação dos dados e, fazer um reenquadramento do ribeirão do Ouro, pois sua importância para o município não corrobora com o fato de ele ser enquadrado como classe 4 e finalmente, envolver a população como um todo nestes processos tornando-os parte da rotina da cidade.

Palavras chave: qualidade da água, indicadores ambientais, sistema de monitoramento

ABSTRACT

The issues relating to qualitative and quantitative aspects of water resources often require a broad combination of solutions, which may ultimately result in changes in policy and establishment of new types of management. The basis of these changes is based mainly on: organization of information, a monitoring system and environmental indicators, which depend on the technical training institutions. Thus, this project aims to contribute in the analysis and discussion of key issues for integrated management of water resources, as the organization of information and a monitoring system from analysis of water quality, use and occupation of land and thematic maps. Held for both the environmental characterization of the sub-basin of the stream of gold, located in Araraquara, SP, including the morphometric analysis of the sub-basin, the diagnostic quality of surface water through physical, chemical and biological, and relate the environmental quality of the use and occupation of land. To meet these goals the morphometric characterization was performed from the 1:50,000 topographic maps of IBGE. The spatial and temporal analysis of water quality was performed using data provided by DAAE the years 2005, 2006 and 2007 with samples distributed over 11 stations and carried out in dry and rainy periods. The numerical treatment of data was performed by multivariate analysis. The main results show that despite the sub-basin provide highly permeable soil, the drainage system inefficient, low altitudes, little sharp relief, the influence of vegetation and little action of the dense urban fabric provide greater risk of flooding, erosion, siltation, eutrophication and high risk of contamination of groundwater. The stream undergoes major changes in the quality of their water due to the contribution of industrial effluents, health and agriculture, and its final stretch the most affected due perhaps to the influence of the urban area's central city of industries in its margin of leaks of interceptors and the presence of pigpens. According to these results we can say that it is essential designate areas for preservation and restoration, and preventing the deposition of solid waste on the banks of the creek, monitor and supervise possible contributions of municipal sewage, industrial and agricultural, and conduct a monitoring of water quality more standardized with a greater number of collections during the year to be made a better interpretation of data, and make a refocus of the stream of gold, as its importance for the municipality does not corroborate with the fact that it is framed class 4 and finally, to the population as a whole in these cases making them part of the routine of the city.

Key words: water quality, environmental indicators, monitoring system

1. INTRODUÇÃO

O processo de urbanização e de industrialização tem ocorrido no Brasil sem a devida atenção com relação aos recursos hídricos. Conseqüentemente, problemas de escassez, qualidade e poluição das águas vêm ocorrendo com frequência.

A baixa taxa de coleta e tratamento de efluentes líquidos e a disposição inadequada de resíduos sólidos, a inexistência de um sistema de monitoramento para acompanhamento da qualidade e da vazão dos meios hídricos, além dos inúmeros poços profundos e rasos dos quais se extrai água subterrânea sem registro algum são problemas de extrema importância que deverão gerar uma alta taxa de investimentos no processo de gestão integrada de recursos hídricos para que sejam ao menos mitigados.

Em vários países, os recursos hídricos superficiais se deterioram rapidamente tanto em relação à qualidade quanto à quantidade, tornando cada vez mais complexa a questão da gestão dos recursos hídricos. Até a década de 70, viam-se os resultados da ação antrópica nos rios sobre a ótica local; atualmente, esses problemas começam a ser vistos considerando somente a bacia hidrográfica ou, em alguns casos, até mesmo em escala global (BRASIL, 2002).

Essa visão ganhou força a partir do momento em que foi instituída a Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, pela qual a bacia hidrográfica passou a ser adotada como unidade de estudo e gestão na política nacional de recursos hídricos.

Essa visualização dos problemas pode ser justificada pela própria definição de bacia hidrográfica, que corresponde a uma unidade natural, ou seja, uma determinada área da superfície terrestre cujos limites são criados pelo escoamento das águas sobre a superfície ao longo do tempo. A bacia é resultado da interação da água e dos demais recursos naturais, tais como: topografia, clima, vegetação, solo (BRIGANTE, 2003).

Dessa forma, qualquer impacto ou degradação que ocorra na área pertencente a uma determinada bacia irá influenciar todo o ecossistema que, de alguma forma, esteja ligado a ela e, assim, consecutivamente, independentemente do tamanho que cada bacia apresente.

Segundo a EMBRAPA (2006), a menor unidade representativa para um curso d'água é chamada de microbacia, formada por toda área (área < 100 km²) com drenagem direta ao curso principal de uma sub-bacia. A sub-bacia é definida por

toda área (área < 700 km²) com drenagem direta ao curso principal da bacia. Desse modo, várias microbacias formam uma sub-bacia e várias sub-bacias formam uma bacia.

Dentro dos estudos que envolvem bacias hidrográficas, existem várias teorias ecológicas aplicadas à estrutura e ao funcionamento desses sistemas lóticos. Entre elas podemos citar a teoria de rio contínuo de Vannote et al. (1980) e o conceito de pulsos de inundação de Junk (1981). Porém, a teoria de Ward (1989), em que os sistemas lóticos são descritos como tetradimensionais, isto é, possuem componentes laterais, verticais e longitudinais que se modificam ao longo do tempo, juntamente com a teoria de Boon (1992), que incorporou a dimensão conceitual humana como sendo uma variável de controle no sistema rio, explicam melhor a variação físico-química e ambiental para os sistemas regionais (BARBOSA e ESPÍNDOLA, 2003).

Essas características físico-químicas de cada corpo d'água possuem padrões individuais que são determinados pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas apresentadas pela bacia de drenagem e pelo aquífero subterrâneo. Assim, pode-se definir a qualidade de um ambiente aquático como sendo um conjunto de concentrações, especificações e partições físicas de substâncias orgânicas e inorgânicas e a composição e condição da biota aquática em um corpo d'água (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

Além disso, a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos de uma bacia podem ser também o reflexo do uso e da ocupação do solo, tornando fundamental sua análise, pois as alterações que geram decorrem, principalmente, de atividades antrópicas como desmatamento, reflorestamento e urbanização, promovendo impactos de grande importância sobre o comportamento hidrológico da bacia e, em particular, no que se refere ao escoamento superficial.

Todas essas informações hidrológicas são de fundamental importância para o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia e para o dimensionamento das obras de aproveitamento desses recursos (PAIVA, 2001), pois determinarão o grau de intensidade do impacto sobre o ecossistema, o que torna a bacia hidrográfica uma unidade importante de planejamento, uma vez que envolve os vários setores presentes em uma sociedade (ambiental, social, econômico e político), o que a torna também um objeto de estudo necessariamente

multidisciplinar, promovendo e estimulando novas soluções para sua gestão regional, nacional e internacional.

Os elementos essenciais para a gestão integrada de bacias hidrográficas, preditivos e adaptativos são os seguintes: descentralização da gestão em bacia hidrográfica; promoção e implantação de instrumentos legais e de ação pela organização institucional de bacia hidrográfica; proteção do hidrociclo e dos mananciais; tratamento e purificação de águas (efluentes industriais e esgotos domésticos); conservação da biodiversidade e dos habitats na bacia hidrográfica; gerenciamento conjunto da qualidade e da quantidade da água; proteção do solo, prevenção da contaminação e eutrofização; gerenciamento de conflitos e otimização dos usos múltiplos, adequando-os à economia regional; monitoramento sistemático e permanente da qualidade e da quantidade da água; promoção de avanços tecnológicos na gestão integrada; monitoramento em tempo real; indicadores biológicos de contaminação; e ampliação da capacidade preditiva do gerenciamento por bacia hidrográfica, fornecendo condições para a promoção de orientações estratégicas para prospecção e a procura de alternativas (TUNDISI, 2003).

Dessa forma, os problemas relacionados a recursos hídricos normalmente requerem uma ampla combinação de soluções, o que pode implicar mudança de políticas públicas e estabelecimento de novos tipos de gestão. A base dessas mudanças está fundamentada principalmente nos seguintes pontos: organização de dados e informações, um sistema de monitoramento e indicadores ambientais, os quais dependem da capacitação técnica das instituições.

Assim, este projeto pretende contribuir para a análise e discussão de questões básicas para a gestão integrada de recursos hídricos, como a organização de dados e informações e um sistema de monitoramento a partir de análises da qualidade da água, do uso e da ocupação do solo e de mapas temáticos.

Essas questões serão discutidas por meio da análise da base de dados do DAAE e da variação espaço-temporal que apresentam, além do uso de mapas temáticos, e de acordo com os resultados, serão apresentadas sugestões para a recuperação e/ou minimização dos problemas encontrados.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Atualmente são de grande relevância a questão da água no mundo e, conseqüentemente, os estudos que têm como foco as bacias hidrográficas. No caso do município de Araraquara, tem-se a bacia do rio Tietê-Jacaré como de fundamental importância, pois esta participa do abastecimento de água através dos ribeirões das Cruzes e do Ouro que atravessam a zona urbana da cidade. Levando-se em consideração esses aspectos, este trabalho tem como proposta principal realizar a caracterização ambiental da sub-bacia do ribeirão do Ouro localizada no município de Araraquara, SP.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro.
- Diagnosticar a qualidade da água da sub-bacia do ribeirão do Ouro por meio de variáveis físico-químicas e biológicas.
- Relacionar a qualidade ambiental das sub-bacias com o uso e a ocupação do solo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Planejamento, Gestão e Política de Recursos Hídricos

Sabe-se que, na Antiguidade, os romanos abasteceram-se de água durante 441 anos por retiradas diretas de rios, fontes e poços. Para tal, construíram aquedutos que abasteciam toda a cidade. As cidades possuíam um sistema de gerenciamento da água com organizações e estruturas administrativas (CAMPOS, 2003)

Já, na Idade Média, não houve evolução significativa na maneira de administrar as águas em consequência da ausência da prática de higienização (banho) (CAMPOS, 2003).

Desde a segunda guerra mundial e posteriormente, o processo de industrialização, os ecossistemas e conseqüentemente as condições de vida da população vêm sendo degradadas (BRASIL, 2002). A escassez de água nos poços e a falta de um sistema sanitário adequado, em razão da ampliação da demanda, tornaram as águas próximas às cidades impróprias para o uso pelo aumento da poluição e dos custos para a obtenção da água potável.

Quando da promulgação do Código de Águas, em 1934, as atribuições e competências sobre recursos hídricos eram afetas ao Ministério da Agricultura, que tinha prioridade sobre o uso dos recursos hídricos do país. A partir da década de 60, essas competências passaram a se encontrar no âmbito do setor elétrico, mais especificamente no Ministério das Minas e Energia (MME) e no Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), tendo como principal objetivo promover a infraestrutura de hidroeletricidade necessária para a expansão do parque industrial brasileiro, iniciada na região sudeste do país (PAGNOCCHESCHI, 2000).

Segundo Nucci (1993), apud Gallo e Teixeira (2007), o predomínio da gestão da água em função da geração de energia perdurou durante a década de 70, quando a industrialização e a urbanização encontravam-se em estágios acelerados no país e os resultados da ação do homem sobre o meio ambiente começaram a atingir níveis preocupantes em diversas regiões (BRASIL, 2002). Foi durante essa década que se sustentou o comprometimento e a responsabilidade pública do estado sobre a qualidade ambiental com a aprovação de leis ambientais que regulam fontes de contaminação do ar, da água, de solos e lençóis freáticos a partir de dejetos perigosos (FERREIRA, 1998).

A década de 80 foi marcada por mudanças filosóficas no que tange ao planejamento das ações humanas. No final dessa década, as disposições transitórias da Constituição de 1988 encarregavam o Poder Executivo de elaborar uma proposta específica de um Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos que estruturasse o setor dentro de premissas mais modernas e coerentes com a administração pública da época, marcando o início da discussão de uma legislação específica para o setor (PAGNOCCHESCHI, 2000).

Os primeiros marcos dessa nova política de águas acontecem nos meios acadêmicos técnicos, no âmbito da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, com a carta de Foz do Iguaçu, emanada do VII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos

em novembro de 1989. Os princípios da carta apresentam a forte influência do modelo francês e incorporam os princípios da bacia hidrográfica como unidade de gestão, do usuário poluidor-pagador e da indissociabilidade de qualidade e quantidade (CAMPOS e SOUZA, 2003).

Os anos 90 foram marcados pela idéia do desenvolvimento sustentável, que busca o equilíbrio entre o investimento no crescimento dos países e a conservação ambiental. Nesse sentido, os investimentos internacionais que, no período anterior, financiaram aproveitamentos hidrelétricos, voltaram para apoiar a melhoria ambiental das cidades, iniciando com as grandes metrópoles brasileiras. O final dos anos 90 e o início do século seguinte são marcados, internacionalmente, pelo movimento de busca de uma maior eficiência no uso dos recursos hídricos dentro de princípios básicos aprovados na Rio 92 (TUCCI et al., 2003).

Esse quadro permaneceu até meados de 1995, quando foi criado espaço administrativo específico no âmbito do Ministério do Meio Ambiente (MMA), na forma de uma Secretaria de Recursos Hídricos (SRH). Por essa ligação foram viabilizados parte do avanço e da modernização da gestão dos recursos hídricos e o início do processo de fragmentação da sua administração (PAGNOCCHESCHI, 2000).

Desde a Constituição Federal de 1988, previa-se que a União instituiria um sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. A Lei Federal nº 9.433/97, cujos fundamentos são semelhantes aos dos franceses, instituiu a política nacional de recursos hídricos e seu sistema de gestão com base nas bacias hidrográficas como unidades territoriais. Entre seus principais componentes, ressaltam-se os Comitês de Bacia, as Agências de Água, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos e os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, além dos órgãos públicos cujas competências relacionam-se com as águas nos três níveis de governo (PAGNOCCHESCHI, 2000).

A mesma lei estabelece diretrizes para a implementação da política nacional de recursos hídricos baseada na quantidade e na qualidade dos recursos, pela qual a demanda por água se dá por uma dada quantidade, em um determinado local, em um certo tempo e com um grau desejável de qualidade. No entanto, deve-se ressaltar que tanto a qualidade quanto a quantidade das águas estão fortemente relacionadas ao uso e à ocupação dos solos (MÜLLER, 1999).

Decorrente desse processo histórico, a realidade brasileira apresenta sérias dificuldades para a implementação da atual política de meio ambiente em virtude do

marcante compromisso da sociedade com o poder dominante. O descaso, a protelação e a burocracia brasileira com que são tratadas questões essenciais, como saúde, educação, emprego, e também as questões ambientais refletem essa realidade (SOUZA, 2000), impedindo, muitas vezes, que projetos importantes e essenciais sejam implementados, podendo gerar problemas ainda maiores com relação à questão com a qual se está trabalhando, em razão da demora para conseguir a permissão para uma determinada ação.

Assim, uma política de recursos hídricos, como a de qualquer outro recurso, deve ser formada por objetivos a serem lançados; fundamentos ou princípios sobre os quais deve ser erguida; instrumentos ou mecanismos para implementá-la; uma lei ou um arcabouço legal para lhe dar a sustentação e instituições para executá-la e fazer seu acompanhamento (CAMPOS, 2003).

Considerando-se a política ambiental, consolidada pela Política Nacional do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (junho, 1987), pode-se dizer que a percepção do inter-relacionamento entre os diversos setores da atividade humana e a necessidade de que sejam influenciados por decisões políticas são fundamentais para solucionar as questões ambientais (FERREIRA, 1998).

No entanto, observa-se que tais questões ambientais, como a qualidade e a quantidade da água, com o passar dos anos, foi se agravando, tornando indispensável o estabelecimento de conceitos e técnicas necessárias para um sistema correto de abastecimento das cidades, como captação das águas brutas, adução dessa água captada aos pontos de consumo, tratamento da água bruta e distribuição das águas tratadas nos locais de consumo (CAMPOS, 2003).

É a partir do estabelecimento desses conceitos e técnicas que o planejamento ambiental é incorporado aos planos diretores municipais. A partir daí, tem-se acesso às informações mais contundentes sobre qualidade de vida, desenvolvimento sustentável, sociedade e meio ambiente, promovidas pela preocupação com o ser humano (SANTOS, 2004).

O conteúdo mínimo dos planos consta de diagnóstico, análise de alternativas, balanço entre oferta e demanda, metas de racionalização, medidas de programas para atendimento às metas, estabelecimento de prioridades para a cobrança e propostas de criação de áreas de proteção (CAMPOS e SOUZA, 2003).

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos e o Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos segundo, o Decreto nº 27.576/87, estabeleceram as

bases técnicas e legais de estruturação do sistema integrado de gerenciamento de recursos hídricos e a elaboração do plano estadual de recursos hídricos. O primeiro plano estadual de recursos hídricos foi aprovado pelo Decreto nº 32.954/91 (SÃO PAULO, 2004/2007).

No entanto, as dificuldades enfrentadas para a elaboração e a gestão dos recursos hídricos são variadas, e, segundo Moigne et al. (1994), quando se fala em água, devem ser considerados os seguintes paradigmas: a aplicação do conceito de desenvolvimento sustentável, tratar o tema água com uma visão holística e a cobrança sobre a água bruta. Para tal, novas práticas de gestão de águas são necessárias, baseadas no estabelecimento de medidas a médio e longo prazos para a proteção e a conservação das águas. Essas medidas devem incluir:

- ✓ uma visão abrangente de gerenciamento e planejamento que leve em conta os fatores físicos, econômicos, sociais e ambientais;
- ✓ a participação da sociedade nos processos de decisão e operação;
- ✓ a descentralização das decisões para os níveis mais baixos possíveis;
- ✓ o aumento da confiança nas técnicas de gestão e qualidade das águas e dos ecossistemas aquáticos.

Com o intuito de controlar, organizar e melhorar esses sistemas hídricos, foi estabelecida a gestão de recursos hídricos. Para autores como Grigg (1996), Moraes (1998), Souza (2000) e Campos (2003), a gestão de recursos hídricos pode ser definida como uma ação empreendida por um conjunto de agentes, caracterizada na estrutura do aparelho de estado e que deve compreender a aplicação de procedimentos organizados no sentido de solucionar os problemas referentes ao uso e ao controle dos recursos hídricos, naturais e artificiais, em benefício humano, visando a conciliação entre desenvolvimento e qualidade ambiental, que têm como objetivo atender à demanda de água pela sociedade com uma determinada disponibilidade dentro das limitações econômicas e ambientais e respeitando os princípios de justiça social.

Para Campos (2003), essa gestão deve promover a articulação institucional e comunitária no âmbito estadual; formular política de água, preservação e saneamento; promover a articulação com órgãos municipais; elaborar planos plurianuais de investimento; estabelecer critérios para a outorga de águas públicas estaduais; estabelecer normas e critérios para a construção de açudes em rios estaduais; executar as funções de planejamento, administração e regulamentação e;

gerenciar as reservas hídricas superficiais e subterrâneas. E, além disso, essa gestão deve se formada por três subfunções:

- ✓ O planejamento - conjunto das atividades necessárias à previsão das disponibilidades e das demandas de águas, com vistas a maximizar os benefícios econômicos e sociais;

- ✓ A administração - ações que dão suporte técnico ao planejamento e aos mecanismos de avaliação da efetividade dos planos anteriores, tendo em mente uma realimentação dos planos futuros;

- ✓ A regulamentação - ações desenvolvidas na formação de um suporte legal para o desempenho da gestão das águas a partir do disciplinamento e da normatização do funcionamento do Sistema Estadual de Recursos Hídricos.

Assim, para a implementação da política nacional de recursos hídricos e a atuação do sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, a água deve ser utilizada e controlada em níveis satisfatórios de quantidade e qualidade. Para tal são necessários mecanismos de planejamento e gerenciamento integrado, descentralizado e, sobretudo, participativo e, para que esta fase seja concluída, deve-se ter novas políticas de águas e formação de grupos para formular um plano estadual de recursos hídricos que se desenvolva englobando e documentando a política, formulando leis e ajustando instituições para a implementação dessa política, e que considere o fator uso e ocupação do solo da determinada bacia, pois estes podem gerar grande influência nos processos de formação de cheias e de recarga dos aquíferos (CAMPOS, 2003).

Dessa forma, o planejamento pode ser visto como teoria, processo, sistema ou como instrumento aplicável a vários tipos e níveis de atividade humana, com objetivos variados que vão desde a alteração estrutural da sociedade até a simples composição de programas. Estes devem ser claros, alcançáveis e devem conter ações alternativas para atingí-los; cobrir uma área racional de planejamento e apresentar todos os detalhes necessários (vantagens, desvantagens, custos); deve ajustar-se aos demais planos de atividades sócioeconômicas; deve ser implementável política, técnica e legalmente e deve ser desenvolvido com a participação pública, além de ter uma boa base técnica (DROR, 1968 apud CAMPOS e SOUZA, 2003).

O plano pode também ser considerado como uma ação contínua que serve de instrumento dirigido para racionalizar a tomada de decisões individuais ou

coletivas em relação à evolução de um determinado objetivo. Portanto, afirma-se que o planejamento é a aplicação racional do conhecimento do homem ao processo e à tomada de decisões para conseguir uma ótima utilização dos recursos, a fim de obter o máximo de benefícios para a coletividade (ALMEIDA, 1999).

Para se instituir um plano de recursos hídricos, deve-se determinar previamente as áreas de planejamento, as quais apresentarão duas dimensões. A dimensão técnica, que implica o domínio de uma metodologia de trabalho própria com acesso a informações atualizadas, sistematizadas e agregadas adequadas às necessidades, e a dimensão política, que consiste em um processo de negociação que busca conciliar valores, necessidades e interesses divergentes e administrar conflitos entre vários atores que disputam os benefícios da ação governamental (ALMEIDA, 1999).

São Paulo tornou-se o primeiro estado a ter uma legislação para os recursos hídricos, segundo a Lei nº 7.663/91, dando início à elaboração do Sistema de Gestão Integrada de Recursos Hídricos, o qual assegura os meios institucionais e financeiros para a gestão descentralizada, participativa e integrada dos recursos hídricos (SÃO PAULO, 2004/2007) e se estrutura em três instâncias de articulação, deliberativa (onde estão os comitês de bacias), técnica e financeira, com composição e atribuição próprias (CAMPOS, 2004).

Para o alcance de seu objetivo, incorpora os conflitos de valores e interesses entre os segmentos sociais envolvidos, bem como avalia as consequências das alternativas implementadas ante as metas propostas. No entanto, são poucas as bacias pertencentes a esse estado que estão sendo estudadas para a elaboração desse sistema de gestão e inúmeras são as dificuldades enfrentadas por esses projetos, advindas desses conflitos gerados, muitas vezes, pela extensão dessas bacias. E mais, uma bacia pode estar inserida em mais de um município, e, pelo caráter interdisciplinar e participativo que esses processos de gestão devem possuir, nos quais, diferentes pessoas com diferentes pontos de vista estarão trabalhando junto, inúmeras discussões são geradas a respeito de um único tema.

Considerando esses fatores, o planejamento é instituído com o intuito de estruturar as diretrizes a serem seguidas pelos planos de ação e pela própria gestão ambiental. Dessa maneira, a gestão pode ser entendida como prática do planejamento devido aos elementos contidos dentro do sistema de gestão. Entretanto, cabe a esse sistema fornecer a retroalimentação para que o

planejamento, em um momento subsequente, possa adequar as diretrizes à nova realidade do sistema, promovendo um desenvolvimento contínuo e dinâmico (SOUZA, 2000).

Dentro desse contexto, Ab'Saber (1994) considerou que a caracterização ambiental constitui uma importante fase da gestão ambiental e é responsável pela determinação das vocações e suscetibilidades naturais dos fatores ambientais, que podem ser subdivididos em meios físico (estruturas abióticas), biológico (estruturas bióticas) e antrópico (envolve o ser humano e suas relações sociais, culturais e econômicas com o meio ambiente). Esta fase é importante para a previsão de impactos, pois, além de fornecer dados sobre o sítio de implantação, fornece informações sobre uma determinada região, delineando a área de influência a ser afetada direta ou indiretamente pelas atividades.

Essa primeira etapa de análise ambiental, de acordo com Souza (2000), é a essência do sistema de gestão e visa conseguir a viabilidade ambiental, que é avaliada pelo chamado binômio tipologia-localização. É nessa análise que os fatores ambientais são contemplados ante as prováveis pressões ou os impactos decorrentes das diferentes etapas da atividade em questão, para que a sua apropriação esteja de acordo com as premissas da sustentabilidade.

Outra etapa do processo de gestão exige efetiva participação dos envolvidos para que a estratégia de ação seja consistente, pois é nela que se define a intensidade e o alcance das medidas de controle, incentivo ou desestímulo e de proteção e recuperação ambiental a serem concretizadas pelas próximas etapas do processo. Portanto, na análise ambiental, as partes envolvidas assumem determinados direitos e obrigações.

As medidas mitigadoras são outra etapa, na qual uma série de ações preventivas ou corretivas estarão sendo implantadas na expectativa de atribuírem viabilidade ambiental à atividade, que pode ser de ordem técnica e política, por meio de legislações ou planos que contemplem a questão ambiental a partir da regulamentação direta de sanções, ou, ainda, de ordem econômica.

Desta forma, a tendência moderna do planejamento dos recursos hídricos mostra-se dentro de uma perspectiva de gestão global, buscando uma utilização racional de cada bacia, contemplando os diversos usos. Partindo do conhecimento das características e necessidades locais, as bacias devem ser consideradas como um todo indivisível cujo aproveitamento deve dar-se da forma mais otimizada

possível, com o objetivo de buscar um melhor desenvolvimento econômico e social (GALLO, 2007).

Quanto à descentralização, que é um fator de desenvolvimento, é necessário um processo que leve à capacitação para que as comunidades elejam suas prioridades, e isso tem uma relação estreita com a administração municipal. Na constituição está escrito que os serviços de interesse público são de competência municipal. O estado deve estabelecer políticas, prioridades e definir planos de investimento e tarifas apresentando-se como voz representativa da sociedade e evitando a exclusão dos que não puderem pagar (MÜLLER, 1999).

Não há elementos que permitam afirmar que as mudanças surtirão todos os efeitos desejados quanto à organização do estado em relação ao alcance dos objetivos de desenvolvimento econômico e social. O cenário atual apresenta uma extraordinária possibilidade de mudanças estruturais que, se processadas de forma articulada e pautadas no benefício comum, poderão ser extremamente benéficas para a sociedade em geral. Hoje se faz necessária uma adequação do conjunto legal à nova legislação federal, de forma a construir caminhos compatíveis com as necessidades e especificidades locais e regionais (PAGNOCCHESCHI, 2000).

A forte centralização do poder de decisão no Brasil começou a ser rompida com a Constituição de 1988. Contudo, os municípios e as regiões ainda não assumiram de forma integral as atribuições normativas e fiscalizadoras que agora lhes são permitidas e a sociedade civil ainda tem uma participação muito tímida (GALLO e TEIXEIRA, 2007).

3.2 Estrutura e funcionamento de sistemas lóticos e bacia hidrográfica como unidade de estudo

A água é parte integral do planeta Terra. É componente fundamental da dinâmica da natureza, impulsiona todos os ciclos, sustenta a vida e é o solvente universal, ou seja, sem água, a vida na Terra seria impossível. A água é o recurso natural mais importante, participa e dinamiza todos os ciclos ecológicos, é um excelente meio para os processos químicos dos sistemas vivos. O movimento dos organismos vivos depende da fluidez da água. As altas concentrações de moléculas necessárias para as reações químicas dependem da densidade da água. Os sistemas aquáticos têm uma grande diversidade de espécies úteis ao homem e que

são também parte ativa e relevante dos ciclos biogeoquímicos e da diversidade biológica do planeta (RICKLEFS, 2001).

O *Homo sapiens*, além de usar a água para suas funções vitais como todas as outras espécies de organismos vivos, utiliza os recursos hídricos para um grande conjunto de atividades, tais como produção de energia, navegação, produção de alimentos, desenvolvimento industrial, agrícola e econômico. Entretanto, 97% da água do planeta Terra está nos oceanos e não pode ser utilizada para irrigação, uso doméstico e dessedentação. Os 3% restantes têm, aproximadamente, um volume de 35 milhões de quilômetros cúbicos, e grande parte desse volume está sob a forma de gelo na Antártida ou na Groelândia. Somente 100 mil km³, ou seja, 0,3% do total de recursos de água doce estão disponíveis e podem ser utilizados pelo homem. Esse volume está armazenado em lagos, rios e continentes e é a principal fonte de suprimento, acrescido de águas subterrâneas (TUNDISI, 2003).

O ecossistema formado pelos rios ou ecossistema lótico (águas correntes) que será contemplado neste trabalho pode ser entendido como um sistema de segmentos que convergem e se organizam com um número cada vez menor de canais no qual existe um efeito estabilizador: químico (mistura dos afluentes que mesclam suas águas), biológico (seleção contínua que é exercida sobre os representantes de populações não idênticas) e hidrológico (reunião em um único canal de fluxos que se originam em bacias distintas) (MARGALEF, 1986).

Em geral, esse ambiente possui as seguintes propriedades: movimento unidirecional em direção à foz; níveis variados de descarga e parâmetros associados, tais como velocidade da correnteza, profundidade, largura e turbidez; turbulência contínua e mistura das camadas de água, exceto em baixas altitudes; e estabilidade relativa do sedimento de fundo (WILLIAMS e FELTMATE, 1994). Os rios e riachos exibem características resultantes de seu papel como canais para o transporte do excesso de água derivada da precipitação que os ambientes terrestres não conseguem absorver (SILVEIRA, 2004).

Esse ecossistema formado pelos rios apresenta um ecótono água-terra, no qual as dimensões dependem basicamente das variações do nível d'água, que são impostas tanto pelos fatores geográficos como pela sazonalidade dos ciclos hidrológicos e climáticos existentes. A energia do fluxo de água e as obstruções decorrentes da geomorfologia, de rochas e detritos orgânicos derivados das áreas ripárias são determinantes na criação de heterogeneidade longitudinal e lateral,

influenciando a diversidade, a biomassa de peixes e a produtividade dos rios, favorecendo algumas espécies e prejudicando outras (RIBEIRO, 1994; SCHIEMERS et al., 1995 apud LIMA e ZAKIA, 2006).

Desse modo, os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos. Um determinado rio ou uma seção do mesmo não é um sistema isolado, pois é ecossistema aberto com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água. Tudo o que entrar em seu trecho superior (montante) irá afetar seu trecho inferior (jusante). A grande dinamicidade dos ecossistemas lóticos os torna ecossistemas fundamentalmente estruturados pelo regime climático e pelos ambientes físico (luz, temperatura, correnteza, habitat), químico (carbono orgânico e inorgânico, oxigênio, nutrientes) e biológico (herbivoria, predação, competição) com os quais interagem (SILVEIRA, 2004).

Um dos primeiros passos na análise de bacias hidrográficas é a identificação das ordens do rio que compõem a bacia em estudo. A ordem do rio corresponderá ao número de afluentes recebidos por esse rio. Assim, um rio de primeira ordem corresponde, em geral, às cabeceiras e nascentes, pois não recebe nenhum afluente ou tributário. Quando dois rios de primeira ordem se juntam, forma-se o rio de segunda ordem. A junção de dois rios de segunda ordem origina o rio de terceira ordem e assim por diante. O trecho de rio pelo qual passa toda a vazão da bacia corresponderá ao rio de maior ordem da bacia hidrográfica - a região de foz ou de desembocadura do rio. Portanto, a ordem de um rio será diretamente proporcional às dimensões relativas da bacia, ao tamanho do canal e à vazão do rio naquele ponto da bacia (STRAHLER, 1952). Embora esse sistema de classificação seja geralmente útil, vale ressaltar que os efeitos da ordem do rio podem variar um pouco entre diferentes bacias. Outro fator de grande importância a se considerar é a vazão, pois rios de mesma ordem podem apresentar diferentes vazões, o que implicará em diferenças marcantes tanto na topografia do canal como na sua fauna e na flora colonizadoras (SILVEIRA, 2004).

Outro importante passo é compreender a estrutura e o funcionamento dos sistemas lóticos. As características essenciais de qualquer volume de água superficial localizada em rios, lagos, tanques, represas artificiais e águas subterrâneas são a instabilidade e a mobilidade. Todos os componentes sólidos, líquidos e gasosos (as três fases em que a água existe no planeta Terra) são parte

do ciclo dinâmico da água, o ciclo hidrológico. A fase mais importante desse ciclo para o homem é a fase líquida, em que ela está disponível para utilização (TUNDISI, 2003).

O ciclo hidrológico caracteriza-se por um fenômeno natural de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera (principalmente na troposfera) dirigido pelo sol associado à gravidade e à rotação terrestre. Compõem o ciclo hidrológico: a evapotranspiração, a condensação, a precipitação, o escoamento, a drenagem e a infiltração, como descrevem Lorandi e Cançado (2002). Esses autores descreveram o ciclo hidrológico da seguinte forma:

A partir da precipitação pluviométrica, ocorrem complexos fenômenos de aglutinação e respectivo crescimento das pequenas gotículas de água em nuvens com a presença significativa de umidade e núcleos de condensação. Como consequência, essa grande quantidade de gotas formará as nuvens que, por possuírem tamanho e peso suficientes para que a força gravitacional supere a turbulência natural ou os movimentos ascendentes da atmosfera, precipitar-se-ão.

Em seu caminho rumo à superfície, a precipitação pode passar pelo processo de evaporação, ou, então, quando existir uma cobertura vegetal, esta irá reter parte da precipitação para as suas atividades morfofisiológicas e, posteriormente, contribuir para a ciclagem da água pela respiração e evapotranspiração, devolvendo-a para a atmosfera. Quando a capacidade de retenção pelos organismos vegetais apresenta-se exaurida, a água pode ser precipitada para o solo.

Ao atingir o solo, a água precipitada pode seguir diferentes caminhos. O solo pode se apresentar poroso e susceptível à infiltração, permitindo que a água penetre até atingir o ponto de saturação. A partir da saturação, forma-se com o excedente da precipitação não infiltrado o escoamento superficial. Assim, pode-se dizer que a água que penetra na superfície do solo pode percolar ou infiltrar segundo a ação das tensões capilares nos poros ou pela força da gravidade. Com isso, a umidade do solo apresenta-se reativada e parte da mesma é aproveitada por meio de sua absorção pelas raízes que, por conseguinte, devolvem quase toda a água à atmosfera pela sua transpiração. A parte da água que não é absorvida pelos vegetais percola até os lençóis freáticos e/ou artesianos (aquíferos), favorecendo o escoamento subterrâneo da água para os rios em épocas de estiagem.

O escoamento superficial ocorre pela ação da gravidade gerada pelo desnível apresentado entre as encostas, a qual vence a força de atrito existente entre a água e a superfície do solo. A água escoar por caminhos preferenciais, favorecidos pelo relevo preexistente, até atingir os cursos d'água, atuando como agente modelador do terreno por meio dos processos erosivos naturais. Portanto, a presença de cobertura vegetal na superfície do solo evita os processos erosivos, pois ela contribui para o processo de infiltração, além de diminuir a energia cinética relativa ao impacto da água sobre o mesmo.

Portanto, onde houver circulação de água, haverá o ciclo hidrológico e, conseqüentemente, todos os processos que o compõe como, por exemplo, os processos de evaporação dos mananciais superficiais e dos solos, bem como o da evapotranspiração vegetal, visto que eles referem-se às águas doces continentais, importantíssimas para as atividades antrópicas.

Cabe salientar que, por cobrir cerca de 70% da superfície terrestre, os oceanos contribuem com a maior parte da evaporação. A interação entre os oceanos e a atmosfera também é de fundamental importância para o ciclo hidrológico, visto que cerca de metade do gás carbônico natural é absorvido no processo de fotossíntese das algas presentes nos oceanos (LORANDI e CANÇADO, 2002).

O ciclo hidrológico deve, portanto, ser analisado considerando seus componentes, de acordo com a dinâmica de sua ocorrência e as características do sistema envolvido. A dinâmica abrange as mudanças das variáveis no tempo e no espaço, enquanto o espaço incorpora também as características do sistema (solo, cobertura vegetal, oceano, etc) que apresentam poucas variações em curtos espaços de tempo, definindo-se como processos extremamente não lineares. Conseqüentemente, o conhecimento da forma de representação de variáveis e parâmetros em escalas diferentes e de como estabelecer as funções de transferência entre essas escalas surgem como questões importantes (MEDIONDO et al., 2004).

Para auxiliar essas questões foram propostas algumas teorias ecológicas, entre as quais está a teoria de rio contínuo de Vannote et al. (1980), que descreve que há, ao longo do curso do rio, um gradiente de variáveis ecológicas da nascente à foz, no qual ocorrem alterações longitudinais no metabolismo da comunidade, na diversidade biótica, na largura, na profundidade, na temperatura, na concentração

de nutrientes e no tamanho das partículas suspensas.No entanto, essa teoria é proposta para rios que não sofreram interferências antrópicas.

O conceito de pulsos de inundação de Junk (1981) é outra teoria utilizada principalmente para rios tropicais de bacias hidrográficas de médio e grande porte e que possuem áreas alagáveis, com inundações periódicas. Esses pulsos de inundação promovem significativas mudanças ecológicas em toda bacia hidrográfica. Assim, diferentemente da teoria anterior, esta defende a idéia de que a biomassa animal de um rio é dependente direta ou indiretamente dos nutrientes gerados nas planícies de inundação e não do transporte rio abaixo da matéria orgânica produzida à montante do curso d'água.

Diferentemente da teoria do *continuum* fluvial de Vannote et al. (1980), a teoria de Ward (1989), intitulada conceito da descontinuidade serial, pode ser aplicada em bacias hidrográficas já impactadas pelo homem. De acordo com essa teoria, uma interferência, como o represamento, produz alterações longitudinais nos processos bióticos e abióticos, tendo-se que a direção da mudança (montante ou jusante) depende da posição do impacto.

Sabater et al. (1989), apud Oliveira (2003), demonstrou, para o rio Ter, na Espanha, que o processo de descontinuidade pode ser útil também para se avaliar outros parâmetros como poluição, entrada de tributários e autodepuração, pois estas descontinuidades alteram profundamente o regime limnológico dos corpos d'água, afetando toda a biocenose local.

Outros importantes fatores são a construção de barragens,desvios, canalizações, entre outros, que interrompem o contínuo de um rio alterando sua composição física e química e modificando a estrutura e o funcionamento do sistema e resultam em perda da heterogeneidade espacial e temporal do curso (OLIVEIRA, 2003).

Em adição, a teoria de Boon (1992) incorporou a dimensão conceitual humana como uma variável de controle no sistema rio, explicando melhor a variação físico-química e ambiental para os sistemas regionais.

Os processos hidrológicos apresentam também propriedades e características que variam com as escalas espaço-temporais em consequência da grande heterogeneidade observada tanto no sistema quanto nos processos estudados, sendo, portanto, necessário conhecer essas variações temporais e

espaciais do regime hidrológico para chegar a conclusões definitivas sobre a qualidade da água.

Para tal, tem-se que a qualidade de um ambiente aquático pode ser descrita por um conjunto de concentrações, especificações e partições físicas de substâncias orgânicas e inorgânicas. A composição e a condição da biota aquática em um corpo d'água e a avaliação da mesma é um estudo das características físicas, químicas e biológicas de sua água, relativas aos efeitos humanos e usos propostos, particularmente aqueles que afetam a saúde pública e o ecossistema em si (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

Segundo os mesmos autores, a variação espacial da qualidade da água em rios pode ser observada em perfis longitudinais de cinco formas: variações com intervalo inferior a 24 horas, tais como ocorre na mistura da água e efluentes na entrada de fluxo; variações com intervalo de 24 horas, incluindo ciclos biológicos relacionados com o período dia/noite (oxigênio, nutrientes, pH) e ciclos em entrada de poluentes (efluente doméstico); variações com intervalos entre um dia e um mês, geralmente relacionados com fatores climáticos (regime hídrico e estratificação de lagos) e fontes de poluição (efluentes industriais e escoamento superficial a partir de áreas de agricultura); ciclos hidrológicos e biológicos sazonais (relacionados geralmente com fatores climáticos); tendências de longo prazo, geralmente relacionadas com impactos causados por seres humanos.

O principal objetivo da avaliação da qualidade da água é a verificação do fato de ser adequada para determinados usos. Um programa de qualidade de água pode objetivar, por exemplo, analisar a distribuição espacial, as tendências e/ou a presença de um determinado poluente. As atividades de avaliação dessa qualidade, de acordo com Gastaldini e Mendonça (2001), podem ser divididas em:

- ✓ Monitoramento: medições, observações, avaliações e registros padronizados e a longo prazo do meio ambiente aquático com finalidade de observação das condições atuais e da tendência.

- ✓ Levantamento: duração finita, programa intensivo para medir, avaliar e registrar a qualidade do meio ambiente aquático para um propósito específico.

- ✓ Acompanhamento ou vigilância: medições, observações e registros específicos e contínuos com o objetivo de gerenciamento de qualidade de água e atividades operacionais.

Dessa forma, dentro do escopo da análise do ciclo hidrológico na superfície terrestre, apresenta-se como elemento fundamental o conhecimento da qualidade da água, o qual vem sendo obtido pelo estudo de bacias hidrográficas.

A partir da década de 70, o conceito de bacia hidrográfica passou a ser usado tanto na área das ciências ambientais como no planejamento ambiental com o intuito de empregar uma abordagem mais holística dos problemas ambientais. Pelo fato de a bacia hidrográfica apresentar uma certa precisão em relação aos contornos e delimitações e possuir mecanismos de funcionamento interligados a outros subsistemas dependentes de vários fatores, como os climatológicos, torna-se fundamental a adoção de uma visão sistêmica e integrada para contemplar de modo satisfatório os estudos da utilização dos recursos naturais, a preservação e a recuperação dos ecossistemas (AB'SABER, 1987).

Na literatura o conceito de bacia hidrográfica tem recebido diferentes definições. Já em 1973, Walling e Gregory consideravam as bacias hidrográficas, a partir de um enfoque sistêmico, como um sistema aberto caracterizado pela atuação dinâmica de processos naturais e antrópicos no ambiente, os quais podem promover mudanças no meio físico, sendo a província hidrológica, segundo Lanna (1995), uma região na qual as características climáticas e fisiográficas teriam variabilidade mínima.

Assim, pode-se dizer que uma bacia hidrográfica corresponde a uma unidade natural, ou seja, uma determinada área da superfície terrestre cujos limites são criados pelo escoamento das águas sobre a superfície ao longo do tempo e que a bacia é resultado da interação da água e dos demais recursos naturais tais como: topografia, clima, vegetação (BRIGANTE, 2003).

Segundo Walling e Gregory (1973) e Silveira (1993), o aporte de energia desse sistema é constituído pelo clima e pelas forças endogenéticas, como a precipitação pluviométrica, gerando o transporte de água e sedimentos para um único ponto, tanto no interior do sistema quanto nas vertentes (canal principal de drenagem e seus tributários) e abaixo da superfície. A saída de água do sistema é caracterizada pela evapotranspiração e pela vazão de água e sedimentos pela foz da bacia.

Rocha et al. (2000) apresentaram um conceito mais abrangente sobre bacia hidrográfica: esta corresponde a um sistema biofísico e socioeconômico integrado e interdependente, contemplando atividades agrícolas, industriais, comunicações,

serviços, facilidades recreacionais, formações vegetais, nascentes, córregos e riachos, lagos e represas, incluindo todos os habitats e as unidades da paisagem cujos limites são estabelecidos topograficamente pelos divisores de água.

Os limites de uma bacia hidrográfica podem ser estabelecidos por: base cartográfica que contenha cotas altimétricas, como as cartas topográficas, fotografias aéreas, imagens de satélite. A precisão da delimitação dependerá principalmente da qualidade e da riqueza de informações da imagem considerada (SILVEIRA, 1993).

A bacia hidrográfica pode ainda ser dividida, segundo seu tamanho, em bacia, sub-bacia e microbacia. A EMBRAPA (2006) define uma sub-bacia como sendo toda área com drenagem direta ao curso principal da bacia, várias sub-bacias como formadoras de uma bacia ($100 \text{ Km}^2 \text{ área} < 700 \text{ Km}^2$) e uma microbacia como toda área com drenagem direta ao curso principal de uma sub-bacia, várias microbacias como formadoras de uma sub-bacia ($\text{área} < 100 \text{ Km}^2$).

No entanto, Ponce (1995) escreveu que uma bacia hidrológica é considerada pequena se possuir algumas ou todas as seguintes propriedades:

- ✓ a precipitação pode ser considerada como uniformemente distribuída no tempo;
- ✓ a duração das tormentas geralmente excede o tempo de concentração da bacia;
- ✓ a geração de água e sedimentos se dá principalmente pelo escoamento das vertentes e;
- ✓ os processos de armazenamento e de fluxo concentrado na calha dos cursos d'água são pouco importantes.

Já Lima e Zákia (2000) defenderam que, do ponto de vista hidrológico, as bacias hidrográficas podem ser classificadas em grandes e pequenas, não com base somente em sua superfície total, mas considerando os efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio. Em microbacias, em consequência da sua grande sensibilidade, tanto a chuvas de alta intensidade como às diferenças de uso do solo, as alterações na quantidade e na qualidade da água do deflúvio são detectadas com muito mais facilidade do que em bacias grandes. Nestas, o efeito do armazenamento das águas pluviais ao longo dos canais da rede de drenagem é tão pronunciado que a sensibilidade da bacia é menor aos fatores chuvas intensas e mudanças no uso do solo.

Em pequenas bacias, qualquer variabilidade passa a ter uma importância relativa maior do que em médias e grandes bacias, onde pequenas variações no valor de uma propriedade são filtradas pelo comportamento médio da mesma. É, portanto, fundamental um levantamento detalhado das características fisiográficas em pequenas bacias hidrológicas, tais como área e forma, densidade da rede de drenagem, comprimento da bacia e do canal principal e declividade, além do levantamento das características das rochas, solos, sedimentos e cobertura vegetal (LORANDI e CANÇADO, 2002).

A escolha da bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento atende a avaliação científica de sua importância ambiental. Pelas análises dos estados ecológicos das águas dos rios de uma bacia hidrográfica pode-se obter informações atualizadas sobre os processos ecológicos presentes, incluindo aqueles antrópicos (MARGALEFF, 1986). Sé (1992) afirmou que informações científicas sobre os corpos d'água de uma bacia hidrográfica são de fundamental importância para o processo de conscientização dos grupos sociais que o utilizam. Já para Bauer (1988), independente do grau de interferência antrópica ao qual a bacia hidrográfica esteja submetida, esta pode ser considerada como unidade de estudo, que deve ser realizado de forma interdisciplinar e deve apresentar uma gestão participativa.

Prochnow (1990) relatou que, em razão à importância designada à água atualmente na sociedade, e por integrar qualquer área de terreno, por menor que seja, a bacia hidrográfica é tida como referencial geográfico quando utilizada como unidade de estudos ambientais. Portanto, o termo bacia hidrográfica pode ser utilizado tanto para pequenas quanto para grandes áreas, bastando somente localizá-las no espaço. Normalmente, uma bacia é denominada de acordo com o seu curso d'água principal. No caso da bacia hidrográfica em estudo, foi definido que, de acordo com seu tamanho, ela compõe uma sub-bacia.

O conceito de bacia hidrográfica tem sido cada vez mais expandido e utilizado como unidade de gestão da paisagem na área de planejamento ambiental sob perspectiva do desenvolvimento sustentável. Em um estudo hidrológico, o conceito de bacia hidrográfica representa a unidade mais apropriada para análises qualitativas e quantitativas do recurso água e dos fluxos de sedimentos e nutrientes (PIRES et al., 2002).

Segundo o mesmo autor, a adoção do conceito de bacia hidrográfica para a conservação de recursos naturais está relacionada à possibilidade de avaliar, em

uma determinada área geográfica, o seu potencial de desenvolvimento e a sua produtividade biológica, determinando as melhores formas de aproveitamento dos mesmos com o mínimo impacto ambiental. Nesse sentido, as abordagens metodológicas utilizadas para estudar e gerenciar o espaço físico compreendido pela bacia hidrográfica devem estar relacionadas às teorias e aos modelos que possam explicar, prever e organizar adequadamente as informações úteis ao processo de gestão ambiental. Em termos gerais, o local geográfico natural que observa a dependência de todos os componentes do crescimento e do desenvolvimento da sociedade e define os múltiplos usos de gestão de recursos hídricos é a bacia hidrográfica.

O estado de São Paulo já definiu em lei as 22 bacias hidrográficas, sendo a bacia de drenagem dos rios Piracicaba, Jundiá e Capivari a pioneira na administração dos recursos hídricos, que começa a gerenciar os conflitos resultantes dos diversos usos da água. Um dos principais conflitos resulta do fornecimento de água para a cidade de São Paulo, pois boa parte da oferta provém dessa bacia e, conseqüentemente, há questionamento dos municípios inseridos na área de influência da bacia referente à limitação do uso dos recursos hídricos a favor da capital do estado, maior metrópole da América do Sul.

A baixa taxa de coleta e tratamento dos efluentes líquidos e disposição de resíduos no Brasil, o fato de existirem inúmeros poços profundos e dezenas de milhares de poços rasos dos quais se extrai água subterrânea sem registro e controle, a inexistência de um sistema de monitoramento para acompanhamento da qualidade e da vazão dos meios hídricos e todo sistema de gestão resultante da implementação da nova política nacional de recursos hídricos deverão gerar uma taxa de investimentos considerável no setor.

Para que esses investimentos sejam empregados da melhor maneira, os objetivos das pesquisas hidrológicas devem ser bem determinados, de forma a permitirem a interpretação dos dados coletados para uso no planejamento do aproveitamento dos recursos de água e solo que compõem a bacia hidrográfica.

Para que os objetivos determinados sejam atingidos, a escolha dos dados a serem coletados é de fundamental importância. No entanto, muitas vezes a coleta de todos os dados necessários não é possível, sendo a escassez de informações combatida com a otimização das disponíveis por meio de um conjunto de ferramentas que buscam explorá-las ao máximo visando a estimativa das variáveis,

podendo, assim, delimitar regiões hidrológicas e permitir a identificação de áreas com comportamento similar (TUCCI, 2003).

Quando essas informações não estão disponíveis ou são escassas, essa delimitação pode, ainda, se dar exclusivamente em função das características climáticas e fisiográficas mais relevantes, tais como clima, relevo, solo, subsolo, vegetação, tamanho das bacias (GOLDENFUM, 2001).

De acordo com Tundisi (1991), o conhecimento das entradas de uma bacia hidrográfica, as medidas quantitativas de fontes poluidoras e o desenvolvimento integrado do ecossistema terrestre constituem um processo complexo, mas necessário para resolver os problemas ecológicos dos recursos hídricos. Para que se melhore o conhecimento ecológico, no sentido de promover uma política ambiental adequada, o sistema aquático tem de ser considerado como receptor do desenvolvimento e dos usos da bacia hidrográfica, ou seja, o sistema aquático pode ser usado como unidade fundamental para o planejamento regional.

3.3 Degradação e monitoramento de recursos hídricos

A água entrou de maneira perceptível na arena política internacional ao se tomar consciência de um fato da maior relevância para a sobrevivência de toda a humanidade: os recursos hídricos estão se tornando escassos e a obtenção de água de qualidade terá custos crescentes. E, com relação a sua pureza, é difícil quantificar o número de regiões onde a água contaminada gera morte em vez de saúde (MATSUURA, 2003).

Responsável pela criação do programa hidrológico pioneiro que permitiu, nos anos 70, quantificar toda a disponibilidade de água do planeta, a Unesco há muito antecipava essa nova situação da água, reconhecida pela Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+10) como um dos desafios mais críticos que o mundo enfrenta atualmente (SILVA e LEIS, 2003).

Em todo o planeta, o acesso à água potável limpa é essencial à segurança humana e ao desenvolvimento sustentável, sendo considerado cada vez mais como um direito. No entanto, 1,2 bilhão de pessoas continuam sem acesso à água potável e 2,4 bilhões não dispõem de serviços de purificação de água. Apesar disso, o mundo dispõe de água fresca suficiente para cobrir a maior parte das necessidades

de água potável, mas a distribuição irregular dos recursos hídricos revela grandes disparidades sociais e geográficas (SILVA e LEIS, 2003).

Para eliminar as disparidades e proteger a água, esta precisa ser reconhecida como um bem e herança comum de toda a humanidade. Esse conceito, que enfatiza a importância do compartilhamento, é também uma contribuição para a paz, porque a água, cada vez mais vital, tornou-se também uma questão estratégica. Em todo o mundo, 261 bacias fluviais são divididas entre estados diferentes, gerando crescentes riscos de “guerra pela água”. A comunidade internacional precisa impedir que conflitos pela disputa da água se tornem mais ruidosos do que o diálogo, com base em instrumentos legais sólidos, especialmente nas áreas onde a escassez se alia a tensões políticas (SILVA e LEIS, 2003).

Com a industrialização e o aumento da população, a gama de usos da água cresceu juntamente com as restrições relativas à qualidade de água. Os usos da água evoluíram ao longo do tempo, envolvendo alimentação e higiene pessoal, pesca, agricultura, navegação, produção industrial, resfriamento em termoelétricas e usinas nucleares e atividades recreativas. Desde o início da humanidade, a água têm sido utilizada como meio de disposição, depuração, dispersão e transporte de águas residuais. Qualquer uso da água provoca impactos sobre a qualidade do meio ambiente aquático. Além dos diversos usos diretos, várias atividades humanas tem efeitos indiretos e indesejáveis sobre os ambientes aquáticos, os chamados impactos ambientais (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

Esses impactos ambientais podem ser definidos como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (Resolução CONAMA n.º 01 de 23/1/86). A avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, portanto, tem sido realizada por meio da medição das alterações nas concentrações das variáveis físicas, químicas e microbiológicas (coliformes totais e fecais) e constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e no enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (GOULART e CALLISTO, 2003).

A redução no volume disponível e a apropriação dos recursos hídricos em escala maior e mais rápida têm produzido grandes alterações nos ciclos hidrológicos regionais; por exemplo, a construção de barragens aumenta a taxa de evaporação, a construção de canais para atividades recreacionais produz desequilíbrios no balanço hídrico, a retirada de água em excesso para irrigação diminui o volume dos rios e lagos. Igualmente importante, do ponto de vista quantitativo, é o grau de urbanização que interfere na drenagem e aumenta o escoamento superficial, diminuindo a capacidade de reserva de água na superfície e nos aquíferos (GOULART e CALLISTO, 2003).

Como consequência dos múltiplos impactos ambientais advindos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e a perda de biodiversidade aquática em função da desestruturação do ambiente físico e do químico e da alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas. Os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e a ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem.

Os impactos qualitativos são inúmeros e variáveis e têm consequências ecológicas, econômicas, sociais e na saúde humana. Por exemplo, a descarga de fontes difusas e pontuais de nitrogênio e fósforo nos rios, lagos e represas, a partir de esgotos não tratados e de uso de fertilizantes, produz o fenômeno de eutrofização cujos efeitos ecológicos, na saúde humana e nos custos do tratamento de água, são relevantes especialmente em regiões de intensa urbanização como a Região Metropolitana de São Paulo (GOULART e CALLISTO, 2003).

Apesar de as ações antrópicas serem responsáveis pela maior parte da degradação de qualidade de corpos d'água, existem eventos naturais e catástrofes ambientais que podem causar grande deteriorização de ecossistemas aquáticos. Alguns eventos naturais são agravados por atividades humanas, tais como erosão de solos em regiões desmatadas (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

Portanto, pode-se considerar que o impacto sobre a qualidade da água é resultado da poluição existente no ar que se precipita junto à água; da lavagem das superfícies urbanas contaminadas com diferentes componentes orgânicos e metais; dos resíduos sólidos representados por sedimentos erodidos pelo aumento da vazão (velocidade do escoamento) e lixo urbano depositado ou transportado para a drenagem; do esgoto proveniente da criação de animais que não é coletado e escoado

através da drenagem. Deve-se considerar que 90% da carga do escoamento pluvial ocorrem na fase inicial da precipitação (primeiros 25 mm) (TUCCI, 2003).

Os fatores de degradação ambiental de uma bacia hidrográfica refletem as condições ambientais predisponentes e as condições socioeconômicas da área. Estes fatores podem ser subdivididos em dois grupos, segundo Prochnow (1990): fatores naturais, que são os fatores associados à predisposição do meio físico à degradação ambiental, e fatores de natureza antrópica, que são os fatores resultantes das atividades humanas vinculadas à organização e à ocupação do meio físico.

Durante a análise de uma bacia, devem ser considerados também os componentes dos recursos naturais que condicionam o meio físico ante os processos de degradação ambiental, como as características da rede de drenagem, que envolvem características climáticas, geológicas, geomorfológicas, pedológicas e da vegetação, e os componentes socioeconômicos, levando-se em conta sua interação regional e sua articulação com os problemas nacionais. Compreendida dessa forma, a bacia hidrográfica representa uma unidade ideal de planejamento (RIBEIRO, 2002).

Os estudos da rede hidrográfica permitem avaliar desde a disponibilidade de recursos hídricos, por exemplo, para a irrigação, até o estado de degradação das áreas adjacentes em função da constatação da alta carga de sedimentos transportados e/ou assoreados no leito do rio. O arranjo da rede de drenagem é reflexo da interação de um conjunto de variáveis físicas, como clima, relevo, solo, substrato rochoso e vegetação. A partir da análise criteriosa dessas variáveis que compõem a rede de drenagem, torna-se possível tecer considerações acerca da bacia que está em estudo.

Porém, essas análises devem ser realizadas juntamente com outros conjuntos de variáveis que compreenderão parâmetros químicos e biológicos e a descrição do uso e da ocupação do solo, pois as análises das variáveis físicas por si só não responderão fielmente às reais condições da rede de drenagem. No entanto, quando considerado o conjunto de análises, as considerações feitas a respeito da bacia serão mais consistentes.

A análise de dados climáticos revelam informações muito importantes, como período de maior potencialidade erosiva das chuvas, riscos de estiagens, geadas, etc. Além disso, essa análise permite conhecer as perdas de água do solo por

evapotranspiração que podem caracterizar ou não períodos de abundância e/ou deficiência hídrica no solo. Esses dados são de grande valor para o setor agrícola.

As informações geológicas permitem a reconstrução histórica da evolução da paisagem e do seu comportamento atual. Por exemplo, o tipo de substrato rochoso e o controle estrutural dos canais definem os padrões e modelos de drenagem de uma bacia.

As formas de relevo, sob o ponto de vista ambiental, são consideradas fatores que influenciam as condições locais e criam condições hidrológicas e topoclimáticas específicas em uma bacia hidrográfica.

A identificação dos diferentes tipos de cobertura vegetal informa principalmente, sobre o nível de proteção do solo. O levantamento de dados sobre a cobertura vegetal vem acompanhado, geralmente, pela informação sobre o uso atual do solo, pois ambos estão estritamente relacionados. Após o estabelecimento das atribuições ou alterações de uso do solo, este fato permite criar um confronto ou incongruência de uso, decorrentes da conjugação das informações sobre o uso e cobertura do solo atual e aquele considerado mais adequado. Assim, é preciso eleger áreas prioritárias para a implantação de projetos de planejamento ambiental.

A vegetação constitui um elemento regularizador da biodiversidade, do clima, da composição atmosférica e do ciclo hidrológico de uma bacia hidrografia. Tucci e Clarke (1997) relataram que modificações causadas por processos naturais e antrópicos na cobertura vegetal das bacias hidrográficas podem gerar inúmeras consequências, tais como maiores flutuações de temperatura, déficit de tensão de vapor das superfícies das áreas desmatadas, menor variabilidade da umidade das camadas profundas do solo, mudanças na distribuição espacial e temporal da precipitação, erosão hídrica, alteração na morfologia dos canais de drenagem, alteração da descarga de água e sedimentos, etc.

As atividades agropecuárias e agroindustriais causam principalmente a erosão das terras cultivadas e a poluição dos aquíferos por meio da utilização de pesticidas, fertilizantes e lançamento de dejetos animais. Como consequências secundárias, podem ser citadas a diminuição de florestas gerada pelo processo de abertura de clareiras e de criação de animais e o desmatamento; a perda e o desperdício de água utilizada para irrigação de terras e a diminuição de nutrientes do solo, decorrente do uso excessivo desse recurso natural.

Nas áreas rurais, as indústrias sucroalcooleiras também provocam alterações significativas em bacias hidrográficas, pois adotam, com freqüência, práticas agrícolas de monocultura prejudiciais ao solo. As usinas de álcool, por exemplo, geram cerca de 10 a 18 litros do chamado vinhoto para cada litro de álcool destilado. Esse vinhoto é produto do processo de destilação do mosto fermentado (suco em fermentação de qualquer fruta açucarada) e apresenta uma composição com características específicas que variam conforme alguns fatores como a natureza e a composição da matéria-prima, do tipo de aparelho destilatório e da condução da destilação. Contudo, a riqueza organo-mineral é alta em todos os tipos, tendo grande importância na aplicação em solos agrícolas (OMETTO, 2005).

Caso esse líquido seja lançado nos corpos d'água, como era feito alguns anos atrás, ele diminuirá as concentrações de oxigênio neles dissolvido, comprometendo a sobrevivência dos organismos ali presentes. Uma solução para que esse composto não fosse jogado nos cursos d'água foi utilizá-lo como fertilizante na água de irrigação. Porém, o consumo desse vinhoto depende das condições do campo e não da produção da destilaria, fazendo com que tenha que ficar armazenado em lagoas, estando sujeito a vazamentos que terão como destino final um rio (MOREIRA, 2003). Além de ser utilizado como fertilizante, o vinhoto pode ser usado também como aditivo para ração animal ou na geração de metano (BORGES, 2001).

Outro problema citado por Szmrecsányi (1994), apud Ometto (2005), é que o vinhoto não pode ser utilizado excessiva e indiscriminadamente, sob pena de comprometer o meio ambiente com a salinização do solo e a poluição dos aquíferos e a própria rentabilidade agrícola e industrial.

Tem-se, portanto, que a ocupação humana constitui um fator decisivo de modificação de processos geradores de impacto, tais como erosão e assoreamento. A deflagração desses processos é iniciada por atividades como o desmatamento, o cultivo da terra, a construção de estradas e a criação e a expansão de cidades (SALOMÃO e IWASA, 1995).

No caso do assoreamento, o principal impacto provocado é o desequilíbrio das condições hidráulicas, o que vem a gerar enchentes, perda de capacidade de armazenamento de água, incremento de poluentes e prejuízo no abastecimento e na produção de energia (COLLARES, 1996).

A disposição de resíduos sólidos é outro impacto responsável tanto por problemas de contaminação das águas subterrâneas e superficiais quanto pela aceleração de processo do meio físico como escorregamentos, assoreamentos e erosões. Envolve também impactos visuais e estéticos, doenças em animais e na população, acúmulo de produtos não biodegradáveis e mau cheiro (CAMPBELL, 1993).

Os prejuízos devidos às inundações na drenagem urbana das cidades brasileiras têm aumentado exponencialmente, reduzindo a qualidade de vida e o valor das propriedades. Este processo é decorrência da urbanização e da consequente impermeabilização, junto com a canalização do escoamento pluvial (TUCCI, 2003).

As obras e o controle público da drenagem têm sido realizados por uma visão local e setorializada dos problemas, gerando mais impactos do que os preexistentes e desperdiçando os poucos recursos existentes nas cidades. A defasagem técnica dos profissionais e a falta de regulamentação da transferência de impactos dentro das cidades, bem como limitado conhecimento dos decisores sobre o assunto são as principais causas dessas perdas. O aspecto mais sério desse problema é que os órgãos financiadores continuam defasados tecnicamente e não aceitam os investimentos sustentáveis, além de muitas escolas de engenharia civil e sanitária ainda ensinarem soluções inadequadas, com graves prejuízos para a população (TUCCI, 2003).

Para mudar esse processo, é necessária uma nova geração de engenheiros, arquitetos e projetistas com uma nova visão, mais dinâmica e atualizada para planejar o espaço de forma mais sustentável. Além disso, a legislação de controle é essencial para que os empreendedores sejam convencidos a adotar as medidas na fonte (TUCCI, 2003).

Deve-se considerar, também, a questão interdisciplinar exigida quando se trata de sistemas de drenagem, pois trabalhar com um sistema como este envolve diversas áreas do conhecimento, e daí provém grandes dificuldades que envolvem desde a forma de se discutir um determinado assunto, ou seja, a linguagem utilizada, até a maneira de agir ante um determinado problema. Contudo, apesar dessas dificuldades, sabe-se que, atualmente, essa relação entre as diferentes áreas do conhecimento é de fundamental importância para o desenvolvimento das

ações em uma bacia hidrográfica, sendo imprescindível também para os processos de gestão e planejamento de recursos hídricos de um determinado local.

A importância da bacia hidrográfica como unidade de planejamento nos estudos relacionados a impactos ambientais é devida ao valor da água como um bem mineral e, principalmente, pelo atual estágio de degradação dos recursos hídricos provocados, direta ou indiretamente, por atividades decorrentes da ação humana. Qualquer que seja o tipo de uso do solo em uma bacia de drenagem, pode ser prejudicial aos recursos hídricos, não importando o grau de utilização ou dependência direta da água (CARVALHO et al., 2000).

A água tornou-se parte do circuito econômico em razão dos vultosos investimentos necessários para criar infraestrutura hídrica. Mas o acesso de todos à água potável não pode ser garantido sem considerar a renda e as necessidades dos usuários: a nova cultura da água é também ética. Como no caso de qualquer outro direito, o acesso à água também estabelece obrigações, como a de que as autoridades públicas garantam a sua distribuição e a de que os usuários impeçam o seu desperdício. Isso implica grandes esforços em educação, informação e treinamento (SILVA e LEIS, 2003).

A implementação de pesquisas científicas pode promover mudanças consideráveis na agricultura, na indústria e em outras áreas, desde que a informação circule e mudanças de comportamento sejam adotadas. A ciência e a educação são, portanto, condições básicas para esses avanços, que se provam mais e mais urgentes à medida que crescem as necessidades das cidades.

Para solucionar os conflitos entre os usos da água, sejam eles para fins de abastecimento doméstico e industrial, irrigação, navegação e recreação, e a preservação qualitativa e quantitativa do manancial, faz-se necessário um programa de monitoramento da qualidade da água que forneça subsídios para avaliar as condições do manancial e, além disso, propiciar informações para a tomada de decisões com relação ao gerenciamento desse recurso hídrico (SOARES, 2001).

Segundo Sanders (1983) e Soares (2001), as informações necessárias para a tomada de decisão devem ser buscadas através de um sistema de informações ambientais que leve em conta os componentes do meio ambiente, ou seja, o conjunto dos meios físicos, composto pelas informações quantitativas das características físicas, químicas e biológicas da água por meio de amostragens estatísticas e os conjuntos dos meios antrópicos e dos meios socioeconômicos,

possibilitando, desta forma, o monitoramento das ações do homem sobre o ambiente e as respostas deste, na forma de impactos, considerando-se nesses processos a fragilidade do sistema ambiental.

Os autores Sanders (1983), Valle (1995), Harmancioglu et al. (1998), Petts (1999) e Ward (1999) definiram uma rede de monitoramento como sendo um sistema contínuo de observações, medições e avaliações que compreende todas as atividades de coleta e processamento de dados de qualidade da água, os quais possuam pontos de amostragem devidamente localizados no espaço e uma frequência amostral e seleção de variáveis a serem medidas bem definidas.

Os mesmos autores colocaram que o tipo de informação procurada depende dos objetivos da rede de monitoramento e que esses objetivos variam desde a detecção de violações dos padrões de qualidade do corpo d'água até a determinação das tendências temporais da qualidade da água pela determinação das propriedades físicas, químicas e biológicas da mesma, documentando os impactos resultantes de uma ação proposta, alertando para impactos adversos não previstos ou mudanças nas tendências previamente observadas, oferecendo informações imediatas quando um indicador de impactos se aproximar de valores críticos; fornecendo informações que permitam avaliar medidas corretivas para modificar ou ajustar as técnicas utilizadas. O período de monitoramento deve cobrir a fase de concepção do empreendimento, passando pelas fases de construção, montagem e operação e deve terminar após a vida útil do empreendimento.

Além disso, as atividades de monitoramento devem englobar os procedimentos laboratoriais, de processamento e análise de dados para a produção da informação necessária definida pelos objetivos da rede de monitoramento. Para tal são realizados repetidas observações, medidas e registro de variáveis ambientais e de parâmetros operacionais em um determinado período de tempo e de acordo com os objetivos determinados. Os dados obtidos deverão ser utilizados para tomadas de decisões.

Segundo Porto (2000), os corpos d'água devem ser amplamente monitorados nas dimensões espacial e temporal, para poderem subsidiar o sistema de informações de recursos hídricos. Assim, deve ser dada especial atenção às redes de monitoramento da qualidade da água, que são escassas em nosso país. Ainda que as redes para monitoramento de tendências da qualidade da água sejam úteis para verificar a eficácia do enquadramento, as redes para propósito de pesquisa ou

para a detecção de tendências, o cadastro de fontes poluidoras, o monitoramento biológico e a avaliação periódica do ecossistema são necessários para a implementação de sistemas de gerenciamento de qualidade da água.

As práticas de monitoramento da qualidade da água são realizadas para atingir propósitos específicos que levem aos diversos tipos de monitoramento, ou seja, monitoramento para verificação de tendências biológico, ecológico e para fiscalização (CHAPMAN, 1992).

O monitoramento biológico é realizado principalmente pela aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e a avaliação de modificações na riqueza de espécies e nos índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividades primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (BARBOUR et al., 1999).

Segundo Soares (2001), um projeto de monitoramento pode ter dois tipos de objetivo: gerenciamento e monitoramento. Os objetivos de gerenciamento da rede estão relacionados com o funcionamento do sistema ambiental que se está avaliando, pois a rede deve subsidiar as decisões que serão tomadas com relação à gestão dos recursos hídricos da bacia considerada, enquanto os objetivos do monitoramento se referem mais diretamente ao conhecimento do sistema.

Esses dois tipos principais de objetivo podem envolver outros mais específicos como: avaliação da qualidade da água para determinar sua adequabilidade aos usos propostos; acompanhamento da sua evolução e das tendências a curto, médio e longo prazos, para avaliar as consequências do uso do solo da bacia, de medidas de controle de poluição adotadas, das variações demográficas, mudanças com relação aos usos, intervenções de gerenciamento e variações climáticas; avaliação global do ambiente aquático considerando água, sedimentos e material biológico; determinação de critérios de qualidade da água necessários à manutenção e otimização dos usos da água do manancial.

A estruturação da rede de monitoramento deve responder de forma exata aos objetivos propostos e apresentar a definição das etapas que possam atender a esses objetivos predefinidos. Uma das estruturas mais simples que se pode ter é:

seleção de variáveis a monitorar, definição dos locais de amostragem e definição da frequência de amostragem (SOARES, 2001).

Toda informação obtida com a rede de monitoramento deve ser analisada e retornada às instâncias de decisão e planejamento por meio de relatórios para que seja mantido um fluxo contínuo de informações. Não somente a informação obtida da operação da rede de monitoramento deve ser arquivada, mas também as informações utilizadas para a definição do projeto da rede de monitoramento, pois, dessa forma, qualquer mudança que seja necessária na rede pode ser facilmente implementada sem a perda de detalhes que poderiam implicar em erros futuros do projeto (SOARES, 2001).

A responsabilidade pelo acompanhamento da qualidade das águas dos rios e reservatórios do Estado de São Paulo é da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB. Essa demanda é atendida por três tipos de rede de monitoramento: a rede básica, a rede dos monitoramentos regionais e a rede automática, pelas quais a caracterização da qualidade da água é realizada por meio de análises de variáveis físicas, químicas e biológicas tanto da água quanto do sedimento (SÃO PAULO, 2007).

A CETESB iniciou em 1974 a operação da rede de monitoramento de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. As informações obtidas por meio do monitoramento têm possibilitado o conhecimento das condições reinantes nos principais rios e reservatórios situados nas 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) que se dividem pelo estado de São Paulo. A UGRHI está estruturada no conceito de bacia hidrográfica, onde os tais recursos hídricos convergem para um corpo d'água principal (SÃO PAULO, 2007).

Em 2007, os programas de monitoramento de qualidade dos rios e reservatórios totalizaram 395 pontos de amostragem, sendo 167 pontos relacionados à rede básica, que fornece um diagnóstico geral dos recursos hídricos no estado de São Paulo; 156 contemplaram o monitoramento regional, que identifica problemas específicos de uma determinada região; 13 de monitoramento automático, que controla fontes de poluição domésticas e industriais, bem como a qualidade da água destinada ao abastecimento público; 34 praias foram analisadas segundo sua balneabilidade com o objetivo de informar as condições de banho à população; 25 pontos de amostragem foram relacionados a redes de sedimento, contemplando o diagnóstico da coluna d'água (SÃO PAULO, 2007).

A frequência da coleta varia de horária a anual e os parâmetros analisados também variam de acordo com o objetivo da análise, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1 - Redes de monitoramento da CETESB.

MONITORAMENTO CETESB	INÍCIO DE OPERAÇÃO	PONTOS	FREQUÊNCIA	VARIÁVEIS
Rede básica	1974	167	Bimensal	Físicas Químicas Biológicas
Monitoramento regional	2000	156	Bimensal Semestral	Físicas Químicas Biológicas
Rede de sedimento	2002	25	Anual	Físicas Químicas Biológicas
Balneabilidade	1994	34	Semanal	Biológicas
Monitoramento automático	1998	13	Horária	Físicas Químicas

Fonte: CETESB 2007

Na bacia hidrográfica Tietê-Jacaré, na qual está inserida a sub-bacia que será objeto de estudo neste trabalho, estão inseridos cinco dos pontos de amostragem da CETESB. No entanto, somente um desses pontos, a cujos dados se tem acesso, localiza-se no município de Araraquara, mais precisamente no rio Jacaré-Guaçu, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2 - Localização dos pontos de amostragem na UGRHI 13

Corpo Hídrico	Local de amostragem	Município
Rio Jacaré-Guaçu	Ponte na rodovia SP-255, no trecho que liga Boa Esperança do Sul a Araraquara.	Araraquara
Rio Jacaré-Guaçu	Ponte na rodovia SP-304, no trecho que liga Ibitinga a Itajú.	Bariri
Rio Jacaré-Guaçu	Ponte na rodovia SP-255, no trecho que liga Jaú a Boa Esperança do Sul.	Barra Bonita
Rio Lençóis	Na Rua Quinze de Novembro, 1111, na captação do município de Lençóis Paulistas.	Dourado
Reservatório Bariri	A cerca de 4 Km da Usina Hidroelétrica de Bariri	Ibitinga
Rio Tietê	Na Prainha de Igarapu do Tiete	Igarapu do Tietê
Rio Tietê	Ponte na rodovia SP-255 que liga São Manuel a Jaú, a jusante do Res. de Barra Bonita.	Lençóis Paulista

Fonte: CETESB 2007

Tanto no Brasil no seu todo quanto no estado de São Paulo, há grande carência de dados hidrológicos de bacias. Por um grande período de tempo, a instalação e a coleta de dados tiveram como seu principal agente o setor de energia elétrica. Somente há alguns anos, quando a água começou a ganhar evidência na mídia em virtude de sua degradação, é que começaram os grandes projetos em bacias hidrográficas objetivando processos de gestão e de planejamento desse recurso e a coleta de dados a respeito das bacias hidrográficas.

Os estudos das bacias estaduais ainda são escassos, principalmente aqueles referentes ao monitoramento das pequenas bacias, de importância tão fundamental para a complementação da rede de informações hidrológicas, além de sua natural vocação para um estudo mais detalhado do funcionamento dos processos físicos, químicos e biológicos atuantes no ciclo hidrológico (GOELDENFUM, 2004).

Assim, o monitoramento torna-se a base para decisões sobre o aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como para a minimização de impactos ao meio ambiente, servindo de instrumento de apoio, e, compatibilizado com os outros componentes do desenvolvimento, pode direcionar o ambiente para uma situação sustentável.

3.4 Indicadores ambientais

Um indicador é uma ferramenta que permite a obtenção de informações sobre uma dada realidade. Tem como principal característica a de poder sintetizar um conjunto complexo de informações, retendo apenas o significado essencial dos aspectos analisados. É visto ainda como uma resposta sintomática às atividades exercidas pelo ser humano dentro de um determinado sistema (MARZALL e ALMEIDA, 2000). Portanto, entende-se indicador como um instrumento que permite mensurar as modificações nas características de um sistema (DEPONTI et al., 2002).

Os diferentes aspectos tratados pelos indicadores ambientais (matéria orgânica, qualidade da água, qualidade do solo, etc.) podem ser medidos de diferentes formas. Considerando-se que um indicador em si é apenas uma medida e não um instrumento de previsão, ou uma medida estatística definitiva, tampouco uma evidência de causalidade, eles apenas constatarem em uma dada situação possíveis causas, consequências ou previsões que possam ser feitas (MARZALL, 1999).

Segundo Deponti et al. (2002), o indicador deve ser significativo para a avaliação do sistema; ter validade, objetividade e consistência; ter coerência e ser sensível a mudanças no tempo e no sistema; ser centrado em aspectos práticos e claros, fácil de entender e que contribua para a participação da população local no processo de mensuração; permitir enfoque integrador, ou seja, fornecer informações condensadas sobre vários aspectos do sistema; ser de fácil mensuração, baseado em informações facilmente disponíveis e de baixo custo; permitir ampla participação dos atores envolvidos na sua definição; permitir a relação com outros indicadores, facilitando a interação entre eles.

Um indicador deve inicialmente referir-se aos elementos relativos à sustentabilidade de um sistema (CAMINO e MÜLLER, 1993). Isso significa também que é fundamental que haja uma clara definição dos objetivos a serem trabalhados, pois são eles que irão estabelecer o processo de interpretação dos resultados obtidos com a leitura do indicador. Nesse aspecto, considera-se de fundamental importância a participação ampla, representativa de todos os segmentos envolvidos na realidade sob análise (MARZALL e ALMEIDA, 2000).

Os indicadores propostos devem se enquadrar no conjunto de características determinadas. Pontualmente, são considerados alguns indicadores que apresentam alguma característica relevante, que atendam às exigências impostas e tenham aplicabilidade prática. Sendo assim, obter-se-á indicadores prontamente visíveis, os quais são importantes para que, se necessária uma correção, ela possa ser realizada de forma imediata, pois, dentro das condições naturais, um pequeno atraso pode ser determinante (MARZALL e ALMEIDA, 2000).

São também de grande importância para o processo de interpretação, as informações que o indicador produz, e o significado dessas informações depende das representações sociais, de uma leitura particular, assim como de determinantes políticos. Os indicadores determinam, em última análise, modelos de interpretação da realidade social ou visões de mundo. A avaliação de uma dada realidade, e a consequente determinação dos rumos a serem tomados, deve considerar a reação das pessoas diante de uma situação. Para tal, o significado de cada indicador deve ser extremamente claro, o que depende fundamentalmente do método de elaboração usado (MARZALL e ALMEIDA, 2000).

A partir da análise tanto dos indicadores dos limites e potencialidades que o sistema físico-natural impõe ao sistema socioeconômico como dos indicadores das condições de vida da população que a habita e de suas pressões e respostas sobre a estabilidade do sistema físico-natural, a adoção da bacia hidrográfica como unidade de pesquisa permite a avaliação da qualidade e da sustentabilidade ambiental (CHRISTOFOLLETTI, 1996).

Para que a escolha de indicadores seja coerente com os propósitos da avaliação, é necessário ter clareza sobre o que avaliar, como avaliar, por quanto tempo avaliar, por que avaliar, de que elementos consta a avaliação e de que maneira serão expostos, integrados e aplicados os resultados da avaliação para o melhoramento do perfil dos sistemas analisados.

A clareza quanto aos aspectos acima é fundamental, pois são eles que deverão orientar a definição quanto ao tipo de indicador recomendado para o monitoramento do objeto proposto. Outro aspecto importante é que, no levantamento de indicadores considerados importantes (pelo público envolvido com o objeto a ser monitorado), podem ser apontados não indicadores e sim descritores, pelo fato de serem genéricos, qualitativos e, portanto, não passíveis de mensuração.

Esses descritores necessitarão ser traduzidos em ítems mensuráveis, quantificáveis, ou seja, em indicadores (DEPONTI et al., 2002).

É importante destacar também que todo sistema de indicadores é constituído a partir de um modelo teórico que define os conceitos, as variáveis e a relação lógica entre as categorias que o compõem. É ele que garante a compreensão dos objetivos, do formato, das potencialidades e fragilidades da proposta. Um conjunto de dimensões é então escolhido para compor esse sistema de indicadores e corresponderá à “coluna vertebral” deste, pois fará a inter-relação dos princípios com as funções, ao mesmo tempo em que delimitará o foco dos indicadores. Caso trate-se, por exemplo, de indicadores de sustentabilidade, deve-se considerar, segundo Moraes (2000), apud Cerqueira e Moraes (2008), os meios a que se referem:

- Meio físico – refere-se à sustentabilidade do ambiente abiótico que sustenta a vida no planeta.
- Ecológico – à sustentabilidade dos ecossistemas naturais e humanos.
- Demográfico – à capacidade de suporte do planeta em relação ao crescimento demográfico.
- Sócio-cultural – à sustentabilidade dos sistemas sócio-culturais e sua espacialização. Visa garantir condições iguais de acesso a bens e serviços de boa qualidade necessários para uma vida digna, bem como promover, preservar e divulgar a história, as tradições e os valores regionais.
- Técnico – refere-se ao desenvolvimento técnico-científico em busca de tecnologias mais limpas.
- Político-institucional – à implantação e/ou criação dos atos normativos (legislações) para a defesa dos direitos sociais e ambientais. Visa o fortalecimento do Estado e do processo democrático a fim de garantir a participação efetiva e organizada da população nos processos de planejamento, execução, regulação e fiscalização de projetos que beneficiem a maioria das pessoas.
- Econômico – à distribuição justa dos benefícios econômicos e à geração de oportunidades de trabalho e renda por meio da reorganização do modelo econômico

Todavia, a mensuração ou a apuração quantitativa de um dado podem não identificar se isso significa crescimento, estagnação ou decréscimo. O dado passará a ter significado apenas se referido a parâmetros, que necessariamente não são

universais, estáticos e imutáveis. Pelo contrário, em geral, os parâmetros refletem os interesses concretos que se colocam para o avaliador naquele momento histórico. Os parâmetros são limites idealizados por seus propositores e representam o nível ou a condição (na ótica dos mesmos) em que o sistema deve ser mantido para que seja sustentável (DEPONTI et al., 2002).

Entre os diversos modelos existentes para a elaboração de indicadores de qualidade ambiental e sustentabilidade, o modelo conhecido como “Pressão-Estado-Resposta”, criado pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 1993 apud SERRA, 2002), é um dos mais aceitos devido à sua simplicidade, à facilidade de uso e à possibilidade de aplicação em diferentes níveis, escalas e atividades humanas (SERRA, 2002). Neste modelo, os indicadores são divididos em três categorias:

- Indicadores de Pressão: indicam perturbações de origem antrópica surgidas no sistema e que têm o potencial de alterar o seu estado atual.

- Indicadores de Estado: representam a organização do sistema ambiental, identificando sua tendência de estabilidade ou instabilidade.

- Indicadores de Resposta: refletem reações do subsistema socioeconômico, ante as perturbações por ele introduzidas, na tentativa de manter a estabilidade do sistema ou de se ajustar às novas condições impostas a fim de atingir um novo estado estável.

Esses indicadores devem descrever, segundo Porto e Tucci (2006):

- situações de base (ou “baseline indicators”): quando indicam situação anterior à modificação e devem ser selecionados de forma que possam continuar a medir o estado natural do sistema;

- indicadores de performance: são os indicadores que permitem avaliar as alterações do estado do sistema conforme o plano, programa ou projeto que sejam implementados, desde suas fases iniciais até a fase de operação; devem permitir medir o sucesso/ fracasso do PPP;

- indicadores de impacto: são indicadores que permitem medir diretamente os impactos que derivam da implementação de um programa, plano ou projeto.

Para caracterizar a qualidade da água, portanto, são utilizados diversos parâmetros, os quais representam as suas características físicas, químicas e biológicas. Esses parâmetros são indicadores da qualidade da água e, quando

alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso, podem ser considerados impróprios (BILICH e LACERDA, 2005).

Os padrões de qualidade são legalmente definidos como os limites máximos de concentração a que cada substância deve respeitar após o seu lançamento no corpo receptor. Esses padrões dependem da classificação das águas interiores, que é estabelecida segundo seus usos preponderantes, por legislação específica, variando da Classe Especial (a mais nobre) até a Classe 4 (a menos nobre). Os padrões de qualidade para cada substância, em função da classe, encontram-se na Resolução Conama 357/2005 (SÃO PAULO, 2007).

Para uma interpretação ecológica da qualidade das águas superficiais e/ou para estabelecer um sistema de monitoramento, é necessária a utilização de métodos simples e que forneçam informações objetivas e interpretáveis. Neste aspecto, o uso de Índices de Qualidade de Água (IQA) é uma tentativa que todo programa de monitoramento de águas superficiais prevê como forma de acompanhar, através de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo (BILICH e LACERDA, 2005).

Tais índices de qualidade da água têm sido propostos visando resumir as variáveis analisadas em um número que mostra a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço. Os índices devem ser usados para a avaliação média de longo prazo da qualidade da água e conseqüente tomada de decisões na fase de planejamento, que deve ter a participação dos diversos profissionais e do público em geral.

Um índice de qualidade da água ideal deve ser desenvolvido a partir de procedimento racional, científico e lógico; imprimir um balanço razoável entre simplificação e complexidade técnica; ser sensível a pequenas alterações de qualidade de água; evitar ambigüidades e eclipses no processo de agregação; ser adimensional; empregar uma ordem claramente definida; dar um entendimento do significado dos dados; ser relativamente fácil de aplicar; facilitar a introdução de novas variáveis; permitir interpretações probabilísticas; incluir variáveis que sejam larga e rotineiramente medidas; incluir substâncias tóxicas; incluir variáveis que afetem claramente a vida aquática, o uso recreacional ou ambos; ser testado em várias áreas geográficas; mostrar razoável concordância com medidas biológicas de qualidade de água; incluir guia compatível com padrões de qualidade de água;

incluir guia de como manusear folha de valores; documentar as limitações (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

As principais vantagens dos índices de qualidade de águas são a facilidade de comunicação com o público não técnico, o status maior do que os parâmetros individuais e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre as mesmas. O índice, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substituirá uma avaliação detalhada da qualidade das águas de uma determinada bacia hidrográfica (SÃO PAULO, 2007).

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA, por exemplo, refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que esse índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (SÃO PAULO, 2007).

A CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) utilizou, de 1975 a 2001, o IQA com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 UGRHIs (Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos) divididas pelo estado de São Paulo. A partir de 2002, a CETESB tem utilizado índices específicos para os principais usos do recursos hídricos:

- águas destinadas para fins de abastecimento público - IAP;
- águas destinadas para a proteção da vida aquática - IVA e
- águas destinadas para o banho - Classificação da Praia

O uso de um índice numérico global foi considerado inadequado por causa da possibilidade de perda de importantes informações, tendo sido proposta a representação conjunta dos três índices.

O IAP, comparado com o IQA, é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada, a qual, após tratamento, será distribuída para a população. Do mesmo modo, o IVA foi considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando a proteção da vida aquática, por incorporar, com ponderação mais significativa, parâmetros mais representativos, especialmente a toxicidade e a eutrofização. Observou-se, ainda, que ambos os índices poderão ser

aprimorados com o tempo, com a supressão ou inclusão de parâmetros de interesse (SÃO PAULO, 2007).

A grande dificuldade quando se busca implantar um sistema de monitoramento com indicadores ambientais são os investimentos de altos custos, a dificuldade na contratação de pessoas capacitadas para proceder à coleta e à análise dos materiais e, principalmente, a falta de interpretação dos dados gerados.

Neste trabalho serão considerados alguns parâmetros referentes à qualidade de água e que estejam relacionados às suas características físicas, químicas e biológicas. Além disso, serão analisados conjuntamente o uso e a ocupação do solo e as características morfológicas da sub-bacia em questão.

Esses parâmetros foram selecionados, pois, juntos, poderão fornecer dados sobre a qualidade da água que darão subsídio para tratar dos possíveis problemas a que a área da sub-bacia esteja sujeita, qual a origem desses problemas e, conseqüentemente, quais as soluções possíveis de serem tomadas para a minimização ou exclusão dos problemas. Além do uso dessas conclusões nos processos de gestão e planejamento de recursos hídricos e, na decisão e formulação de indicadores para o monitoramento desses recursos, colaborando para a sustentabilidade do sistema.

Assim sendo, pode-se inferir que os indicadores estão associados às funções dos rios e seu objetivo é medir se o rio urbano, em análise, está apto ou realizando (cumprindo) suas funções. A proposição considerada é: se o rio estiver em condições de garantir as suas funções, ele estará num caminho de sustentabilidade. Em outras palavras, os indicadores desse sistema medem a “condição” do rio e permitem inferir o seu nível de sustentabilidade (CERQUEIRA e MORAES 2008).

Dessa forma, o desenvolvimento desses indicadores com o objetivo de avaliar a sustentabilidade de um sistema, monitorando-o, poderá permitir que se avance de forma efetiva em direção a mudanças consistentes, na tentativa de solucionar os inúmeros problemas ambientais e sociais levantados. Considera-se, porém, que isso apenas será possível se a preocupação com o planeta, com toda a sua complexidade, for efetiva e não se limite apenas a uma mudança de linguagem (MARZALL e ALMEIDA, 2000).

A formulação de indicadores bem como do monitoramento para avaliação da sustentabilidade é um trabalho que exige uma equipe interdisciplinar, pois não há uma fórmula pronta, é necessário análise, interpretação e compreensão por parte

dos envolvidos. Os indicadores descrevem um processo específico e são particulares a esses processos, e, por isso, não há um conjunto de indicadores globais adaptáveis a qualquer realidade. Os indicadores devem refletir o objetivo de seus propositores. Assim, o processo participativo na sua construção garante a identificação dos propositores com os indicadores selecionados (DEPONTI et al., 2002).

3.5 Inventário de estudos limnológicos para a região Araraquara-São Carlos (SP)

A partir principalmente da década de 90, foram realizadas diversas pesquisas na região de Araraquara - São Carlos relacionadas à ecologia de recursos hídricos, sendo os mais relevantes, em termos de avaliação de caracterização dos sistemas e qualidade de água, relacionados a seguir.

Nogueira (1990) realizou um estudo limnológico com um enfoque sistêmico da represa do Monjolinho (São Carlos-SP). O autor concluiu que a instabilidade física do ambiente foi a principal função de força nesse sistema em virtude de seu pequeno tamanho, pouca profundidade, baixo tempo de retenção hidráulica e constante turbulência, além da flutuação anual dos fatores climatológicos. Foram também coletados dados referentes à comunidade planctônica, cujos resultados mostraram que esta apresentou grande seletividade. Na comunidade zooplanctônica, os rotíferos predominaram qualitativa e quantitativamente.

Sé (1992) estudou o rio do Monjolinho (São Carlos-SP) e sua bacia hidrográfica a fim de obter um conjunto de informações ecológicas científicas, com os objetivos de recuperação das funções ecológicas básicas dos ecossistemas primitivos da bacia hidrográfica e o estabelecimento de um plano de educação ambiental para as populações local e regional, principalmente. Os resultados demonstraram que as características naturais (localização, clima, geologia, geomorfologia, pedologia e cobertura vegetal), a história e as características recentes da ocupação e das atividades humanas na bacia, além de novas informações geradas das análises física, química e biológica das águas coletadas longitudinalmente no rio, constituíram a base de dados para que fossem relacionados os processos lóticos aos processos da superfície terrestre da bacia hidrográfica.

Santos (1993) analisou as comunidades bióticas e as condições físico-químicas ao longo dos córregos da Água Quente e da Água Fria (São Carlos-SP), na estação seca e na estação chuvosa. A análise das características físico-químicas da água indicou que existiam diferenças acentuadas entre eles. A sazonalidade influenciou as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica. Quanto ao zooplâncton, os protozoários apresentaram maior riqueza de espécies e maior densidade em ambos os córregos. A biomassa de macrofitas foi baixa nos córregos. A comunidade bentônica da Água Quente era dominada pelos oligochaeta e a da Água Fria, pelos chironomidae. A densidade de coliformes totais foi alta no córrego da Água Quente, comprovando a entrada de esgotos domésticos.

Rios (1993) realizou medidas de algumas variáveis limnológicas e alguns fatores ecológicos no ribeirão do Feijão (São Carlos-SP). As variáveis físicas, químicas, biológicas e de uso e ocupação do solo permitiram verificar a ocorrência de fontes pontuais de contaminação na bacia estudada. Também foi possível observar a rápida recuperação (autodepuração) do sistema. A análise multivariada possibilitou agrupar as estações em três componentes, de acordo com o grau de trofia. O autor verificou que o ribeirão do Feijão parece seguir as características teóricas do *continuum* fluvial.

Teixeira (1993), trabalhando também com o ribeirão do Feijão, caracterizou as variáveis físicas e químicas e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Por meio dessa comunidade, foi possível uma classificação da qualidade da água nos diferentes trechos do rio. Os resultados demonstraram que ocorreu uma forte entrada de poluição orgânica, proveniente da lavagem de currais e do aterro controlado. O autor notou o fenômeno de autodepuração, o que permite uma água de boa qualidade no local de captação. Em geral o sistema lótico não apresentou variações temporais marcantes, mas a variação espacial foi muito grande. O rio estudado apresentou descontinuidade longitudinal em função de pulsos de energia decorrentes do próprio relevo e da ação antrópica.

Fischer (1995) efetuou o levantamento de dados quantitativos e qualitativos de água em sete pontos também da bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP). Dos resultados obtidos, o autor concluiu que, apesar de ser o lixão a principal fonte de poluição das águas da bacia, a qualidade da água do ribeirão do Feijão parece não ter sido afetada, apresentando na maioria dos pontos monitorados

uma qualidade boa, atendendo à legislação ambiental vigente quanto à classificação e à utilização de suas águas.

Salami (1996) avaliou as influências climáticas e antropogênicas nas características físicas e químicas do rio Monjolinho (São Carlos-SP) no inverno e no verão, concluindo que as condições do rio apresentava e definia um ecossistema extremamente variável no espaço e no tempo, principalmente no que diz respeito aos parâmetros de OD, DBO, DQO e sólidos suspensos, que sofrem grandes influências climáticas. Processo este que se agrava no inverno em razão da falta de aporte de água no sistema, por ser período de estiagem.

Silva Filho (1998), por meio da análise de alguns fatores abióticos, do uso e da ocupação da bacia, além de análises estatísticas, utilizando a análise de componentes principais, pôde avaliar as condições da qualidade da água do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP). Elas demonstraram que, apesar de uma série de fatores desfavoráveis, como uso e ocupação desordenada de sua bacia e o desmatamento, entre outros, o ribeirão ainda possui uma água de boa qualidade para os diversos usos.

Peláez (2001) realizou uma avaliação da qualidade da água dos recursos hídricos da bacia do alto Jacaré-Guaçu estudando as características limnológicas, as substâncias tóxicas e macroinvertebrados. Os resultados demonstraram que a qualidade da água no período de estiagem se torna mais crítica por causa da diminuição do fluxo da água e que o processo de degradação ambiental vem se acelerando, comprometendo a qualidade da água.

Peres (2002) correlacionou as espécies de macroalgas com as variáveis ambientais avaliadas para o rio Monjolinho (São Carlos-SP), traçando assim um perfil da qualidade de água ao longo do rio. Os resultados mostraram que a condutividade elétrica apresentou a maior correlação positiva com as demais variáveis estudadas, enquanto o oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com todas elas, indicando o processo de eutrofização que, no caso desse rio, é de origem predominantemente orgânica. A maioria das espécies de macroalgas identificadas foi classificada com características de zonas poluídas ou de poluição muito acentuada.

Benassi (2002) estudou o comportamento espaço-temporal das variáveis limnológicas no ribeirão Bonito (Ribeirão Bonito-SP) a fim de avaliar a descontinuidade ocasionada pelas fontes poluidoras e o processo de

autodepuração. Muitas das variáveis limnológicas sofrem descontinuidade em decorrência da entrada de efluente sanitário. Houve a distinção de dois grupos no perfil longitudinal do ribeirão, o que pode ser atribuído às entradas de efluentes e à presença do tributário do Curtume. Muitas das variáveis não se encontravam dentro do padrão da resolução do CONAMA.

Segundo Oliveira (2003), a avaliação da qualidade da água e das cargas de nutrientes do córrego do Cancã (São Carlos-SP) mostra-a levemente ácida, tendendo à neutralidade em um gradiente da nascente à foz, e a caracteriza pela baixa condutividade elétrica. As concentrações dos nutrientes não foram elevadas e, das formas nitrogenadas, as mais abundantes foram o nitrato (na estação mais impactada) e o amônio (após o represamento), com valores mais elevados no período de seca. A maior variabilidade foi observada para o nitrogênio total, sendo as maiores concentrações registradas na estação seca. Com base no índice de estado trófico, as águas do córrego do Cancã foram classificadas como mesotróficas. A forma da bacia é irregular, ligeiramente alongada e pouco sujeita a enchentes. A microbacia está sujeita a práticas agrícolas e atividade pecuária semi-intensiva, que alteram o balanço de massa dos principais nutrientes, contribuindo para o aumento da carga de nutrientes que são carregados do sistema terrestre para o aquático, particularmente no período chuvoso.

Sebastien (2004) analisou a resposta dos reservatórios de Barra Bonita (Barra Bonita-SP), Carlos Botelho (Broa, São Carlos-SP) e Tucuruí (PA) aos diferentes fatores climatológicos, hidrológicos e limnológicos. O autor obteve que as estabilidades das UHE de Barra Bonita e Carlos Botelho, localizadas a sudeste do Brasil, ocorrem no verão, enquanto a de Tucuruí muda de estado nos períodos de chuva e estiagem, gerando um processo de sucessão na comunidade planctônica e consequente aumento dos custos de tratamento da água.

Viana (2005) estudou a comunidade de macrófitas aquáticas em trechos do rio Monjolinho (São Carlos-SP) e em alguns de seus tributários, avaliando sua riqueza e distribuição, relacionando-as com as variáveis físico-químicas da água e o sedimento de alguns locais. A autora concluiu que o rio Monjolinho se encontra altamente impactado após a passagem pela área urbana, apresentando alguma capacidade de depuração em direção à sua foz. A riqueza de macrófitas total foi baixa e não foi evidenciada uma relação entre variáveis físico-químicas e macrófitas aquáticas no rio Monjolinho.

Lot (2006) realizou a caracterização da qualidade da água do ribeirão das Cruzes (Araraquara-SP) e de dois de seus afluentes, o córrego do Tanquinho e o córrego do Marivan, por meio das variáveis físico-químicas e da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos. Os resultados das análises físico-químicas mostraram variação espacial em razão da influência da área urbana e da ação antrópica. Embora Araraquara possua estação de tratamento de esgoto, o ribeirão das Cruzes ainda recebe uma carga de material orgânico que exerce influência nas características limnológicas e na estrutura da fauna macrobentônica.

Alguns trabalhos realizados na região Araraquara-São Carlos, na bacia Tietê-Jacaré, se referem a estudos em águas subterrâneas. Dentre eles podemos destacar o de Barreto (2006), que fez um balanço hídrico na zona de afloramento do sistema aquífero Guarani a partir de monitoramento hidrológico. Rabelo (2006) fez um estudo avaliando a recarga do aquífero Guarani, aplicado à área delimitada pelo sistema Tietê-Jacaré. Freitas (1996) realizou a caracterização do aquífero Botucatu na região do lixão de São Carlos.

A educação ambiental também foi abordada em alguns trabalhos na região. É o caso do trabalho de Oliveira (2007), que visou estipular relações entre educação ambiental e organizações da sociedade civil no processo de discussão e ação no campo ambiental, e o de Tonissi (2005), que trabalhou com a percepção e a caracterização ambientais da área verde da microbacia do córrego da água quente como etapas de um processo de educação ambiental, ambos relacionados à qualidade da água desses sistemas.

Muitos são os trabalhos que buscam avaliar a qualidade dos corpos d'água por meio da análise de indicadores biológicos, como os macroinvertebrados, plâncton, bactérias, protozoários, nanoflagelados. Dentre eles cabe destacar os seguintes autores, que trabalharam com macroinvertebrados como indicadores de qualidade de água: Guerreschi (1999 e 2004), Dornfeld (2006) e Corbi (2001, 2006), os quais acrescentaram a variável uso do solo pela agricultura. Os demais indicadores bióticos citados acima podem ser encontrados nos trabalhos de Selegim (1992 e 2001), que estudou a rede trófica microbiana; Kanai (2006), que utilizou como instrumento de estudo as microbactérias, e Brockelmann (1995), que observou os nanoflagelados e as bactérias; Okano (1994) e Arantes Júnior (2006), que estudaram a comunidade zooplanctônica; e Chinalia (1996), que trabalhou com protozoários.

Outros temas também se encontram presentes, como drenagem urbana trabalhada por Souza (2008), gestão participativa por Lima (2003), gestão de resíduos estudada por Lopes (2003 e 2007), zoneamento ambiental tratado por Montañó (2002), impacto do desenvolvimento urbano por Pelatti (2004), planejamento ambiental por Santos (1993) e Souza (1996), indicadores de sustentabilidade por Corrêa (2007), percepção ambiental trabalhada por Dornelles (2006), análise de paisagens estudada por Lima (2002) e Moschini (2005).

Diversos trabalhos foram realizados na região envolvendo análise de água por meio da toxicidade de metais. São seus autores: Nascimento (2003), Campagna (2005), Novelli (2005), Barretto (1999) e Fracacio (2006).

É importante ressaltar alguns dos trabalhos realizados na cidade de Araraquara. Costa (2007) fez uma avaliação do potencial tóxico de diferentes desinfetantes utilizados no tratamento de esgotos sanitários na estação de tratamento de Araraquara; Araújo (2006) estudou a eficiência do tratamento de efluentes domésticos na remoção de hormônios sexuais; Macedo (2007) fez uma avaliação do sistema de monitoramento de recursos hídricos e das viabilidades técnica, legal e econômica da aplicação da resolução CONAMA 357/2005 para a sub-bacia do ribeirão das Cruzes; Lot (2006), conforme comentado anteriormente, estudou também o ribeirão das Cruzes, verificando sua qualidade por meio da análise das variáveis físico-químicas e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos; Hanai (1997) realizou a caracterização qualitativa e quantitativa de efluentes sanitários, com levantamento de dados e coleta de amostras de esgotos na bacia do ribeirão do Ouro; Souza (2004) levantou dados sobre o tratamento da água e os resíduos gerados nos decantadores e filtros da ETA Fonte Luminosa; Takenaka (2002) analisou a qualidade da água das represas de captação do ribeirão Anhumas e do ribeirão das Cruzes, bem como da água tratada da ETA Fonte Luminosa; e Brondi (2000) realizou a determinação de multirresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do ribeirão das Cruzes, do Anhumas e do córrego do Paiol.

Como se pode observar pelos trabalhos mencionados anteriormente, os estudos na região têm sido conduzidos de forma isolada, com pouca integração entre as bacias estudadas. Com relação à cidade de Araraquara, são poucas as dissertações e teses desenvolvidas envolvendo as bacias do município. Assim, este trabalho é de fundamental importância, pois vem contribuir para o conhecimento do

funcionamento do sistema lótico da cidade, por meio do estudo da sub-bacia do ribeirão do Ouro.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Localização da área de estudo

A área total do município de Araraquara é de 1.312 km², com cerca de 80 km² ocupados pelo espaço urbano, contando com aproximadamente 194.401 habitantes, segundo o censo de 2004 do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Conhecida como "Morada do Sol" (do tupi "ara", que significa claridade, luz do dia, e "quara", toca, buraco, morada), é considerada uma das cidades mais arborizadas do país, com 34,2 m² de área verde por habitante. Cerca de 90 mil árvores ornamentam as vias públicas e 105 praças da cidade. A vegetação original dominante foi o cerrado, entremeado de formações florestais e campos (ARARAQUARA, 2006).

Araraquara localiza-se a noroeste do estado de São Paulo, a 21°47'31" de latitude e 48°10'52" de longitude (Figura 1). Está, em média, a 646 m acima do nível do mar, com máxima de 715 m e mínima de 600 m. Possui clima "Tropical de Altitude" CWA pela classificação Köppen, caracterizado por duas estações bem definidas: um verão com temperaturas altas (média de 31°C) e pluviosidade elevada e um inverno de temperaturas amenas e pluviosidade reduzida (ARARAQUARA, 2006).

A sub-bacia do ribeirão do Ouro faz parte da bacia do rio Tietê-Jacaré. São afluentes do ribeirão do Ouro os córregos Capão do Paiva, do Vieira, Água Branca, da Servidão (totalmente canalizado) e do Pinheirinho, entre outros pequenos cursos d'água. O percurso total do ribeirão do Ouro, da nascente à sua foz (excetuando-se os afluentes), possui 19.932 metros, com trechos caracterizados por espaços naturais e artificiais, destacando-se áreas de preservação com fragmentos de mata nativa de cerrado, áreas que necessitam de recuperação, áreas urbanas de grande importância socioeconômica, onde estão situadas indústrias como a Nestlé Brasil Ltda., a Cutrale Agro Industrial Ltda. e outros empreendimentos de menor tamanho, o cemitério da Ressureição e áreas rurais. Há também uma estação de tratamento de esgoto a jusante no ribeirão, antes da sua desembocadura no rio Chibarro.

A bacia hidrográfica Tietê-Jacaré, onde se encontra localizada a área de estudo, é definida na Lei Estadual nº 9.034/94 como Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 13 (UGRHI-13) e localiza-se na porção central do estado de São

Paulo, apresentando como principal via de acesso, a partir da Capital do Estado, a rodovia Washington Luiz (SP-310) (IPT, 2000) (TEIXEIRA et al., 2007).

A sub-bacia do ribeirão do Ouro apresentou densidade demográfica para o ano 2008 de 198,39 habitantes/km², grau de urbanização para o ano 2000 de 95,12% e taxa de crescimento anual da população para o ano 2000 a 2008 de 1,14%a.a. (SEADE, 2008).

A economia do município está alicerçada basicamente na agroindústria da cana-de-açúcar e da laranja. Com relação à atividade comercial, há grande concentração na área central expandindo-se pelos bairros, num processo de descentralização. Apresentou um IPM (Índice de Participação dos Municípios) de 0,40437346 para o ano 2006 (SEADE, 2008).

A caracterização social do município apresentou para o ano 2000 um IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) de 0,830, considerado alto, e, segundo o IPRS (Índice Paulista de Responsabilidade Social), Araraquara encontra-se classificada no grupo 1, apresentando riqueza igual a 45, longevidade 75 e escolaridade 72, ou seja, um nível elevado de riqueza e bons níveis nos indicadores sociais de longevidade e escolaridade. Porém, em muitos casos, sobretudo nos municípios mais populosos, existem extremas desigualdades nas condições de vida de suas populações as quais, a princípio, podem ser imperceptíveis (SEADE, 2008). O IPVS é outro índice a ser considerado e encontra-se apresentado na Figura 2.

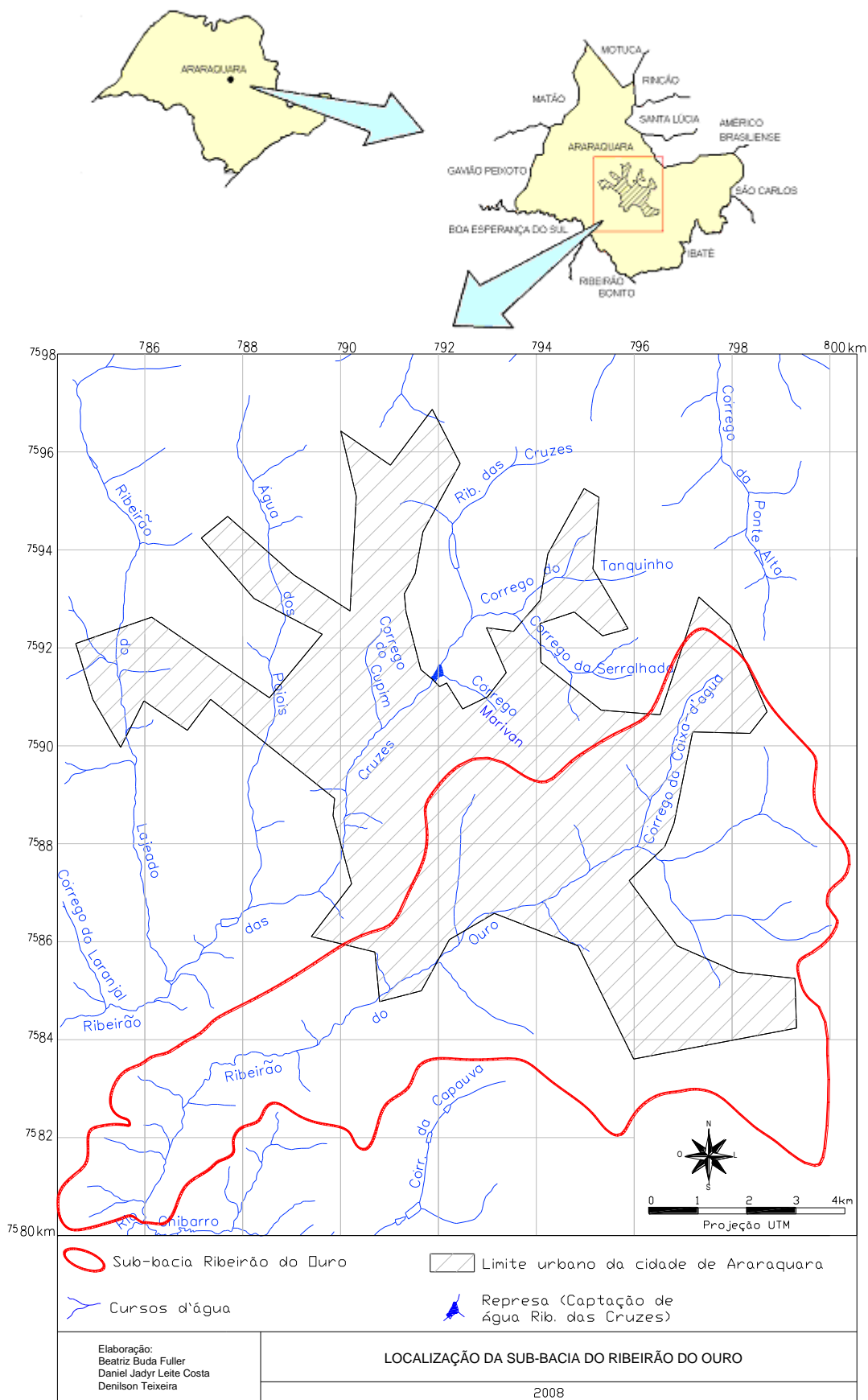


Figura 1 - Localização do município de Araraquara e da sub-bacia do ribeirão do Ouro

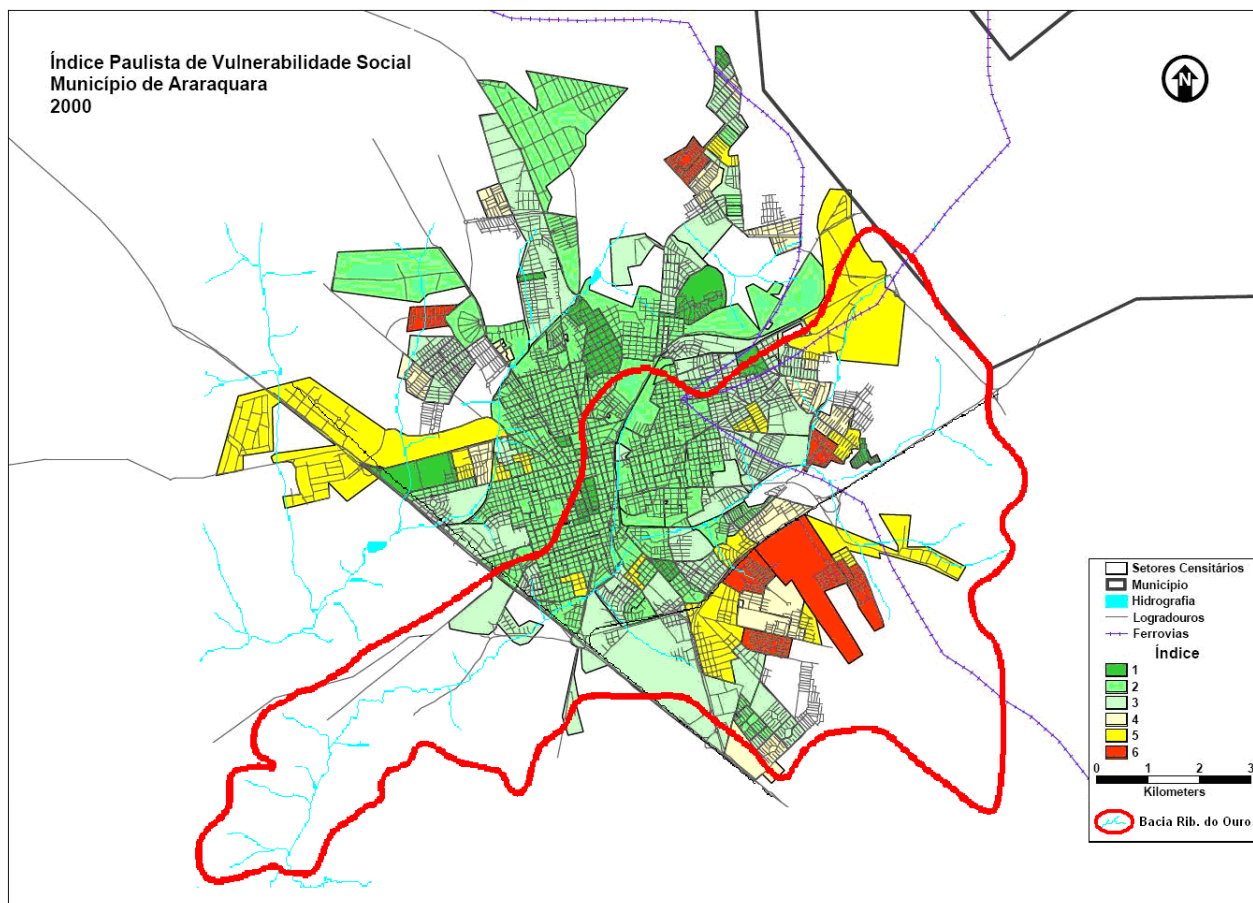


Figura 2 - Mapa do município de Araraquara demonstrando o IPVS dentro da sub-bacia do ribeirão do Ouro.

Fonte: SEADE 2008, modificado

4.2 Caracterização da área de estudo

4.2.1 Geologia

Em termos de estruturas regionais, a área da UGRHI do Tietê-Jacaré apresenta cinco dos vários alinhamentos estruturais que percorrem a área geográfica da bacia do Paraná no estado de São Paulo, os quais podem ser considerados em dois feixes distintos: o primeiro de direção aproximada WNW e o segundo NNW, que se alinha com a porção baixa do rio Mogi-Guaçu, na qual o município de Araraquara está localizado (TEIXEIRA et al., 2007).

Meaulo (2004) define para a sub-bacia do ribeirão do Ouro as seguintes formações geológicas: Formação Botucatu, Formação Serra Geral e Formação Adamantina.

A Formação Botucatu é composta por arenito fino e médio, que são provenientes de rocha sedimentar clástica composta por elementos granulares da

fração da areia, ou seja, é constituída por um pacote homogêneo de arenitos avermelhados, com areia média a grossa e muito fina a fina, predominando granulometria fina a média, com grãos arredondados a bem arredondados na fração grossa e subangulares a arredondados na fração fina, alta esfericidade e foscas, muito friáveis ou silicificados, destituídos de matriz (EMBRAPA, 2009).

Os materiais da Formação Botucatu são derivados de áreas de relevo pouco acentuado, advindos de rochas cristalinas e sedimentares preexistentes, depositados em bacia estável, com transporte relativamente prolongado e fortemente retrabalhados por abrasão seletiva em clima semi-árido e árido de ambiente desértico, eventual e temporariamente cortado por rios. Por sua alta porosidade, permeabilidade, homogeneidade, continuidade e dimensões, as formações Pirambóia e Botucatu constituem um dos maiores aquíferos do mundo, o Aquífero Guarani (EMBRAPA, 2009).

A maior parte da Formação Botucatu foi constituída pela acumulação de dunas crescentes simples e compostas e dunas lineares complexas, classificadas morfodinamicamente como acamamento oblíquo, consequência de variações periódicas da direção do vento. A ausência de água, umidade, superfície cimentada ou qualquer outra feição relacionada às condições de interduna úmida implicam em uma superfície potenciométrica abaixo da superfície e reforça a condição climática severamente árida (EMBRAPA, 2009).

A Formação Serra Geral é composta por basaltos toleíticos, que se definem como uma rocha ígnea extrusiva, relativamente impermeáveis e resistentes, relativamente pobre em sílica e rica em compostos de ferro e magnésio. Face ao intemperismo químico aparecem minerais de argila que fornecem apreciáveis quantidades de cálcio, potássio, magnésio e sódio para o solo (PRADO, 2009).

Essa formação está representada pelas rochas oriundas dos derrames de lavas basálticas e pelos diabásios, intrusivos tanto na forma de soleiras (*sills*) como de diques nas unidades sedimentares da Bacia do Paraná (EMBRAPA, 2009), que acompanham, grosseiramente, as principais descontinuidades estruturais da bacia.

Há também a predominância na Formação Adamantina, de sedimentos aluvionares que são clásticos depositados pelos rios nas planícies, como mostra a Figura 3 (IPT, 2000).

A principal característica da formação Adamantina é a presença de bancos de arenitos de granulação fina e muito fina contendo estratificação, com espessura

entre 2 m e 20 m, alternados com bancos de lamitos, silitosos e arenitos. É comum a presença de nódulos carbonáticos e seixos de argilito da própria unidade (EMBRAPA, 2009).

Suas rochas são em geral pouco alteradas, destacando-se pela coloração creme e vermelho, às vezes amarronzada clara, sendo, por isto, de fácil distinção entre as demais unidades do Grupo Bauru (EMBRAPA, 2009).

As maiores espessuras são encontradas nos espigões, onde chegam a alcançar dezenas de metros, adelgaçando-se nas porções mais erodidas e em direção às regiões leste da bacia (EMBRAPA, 2009).

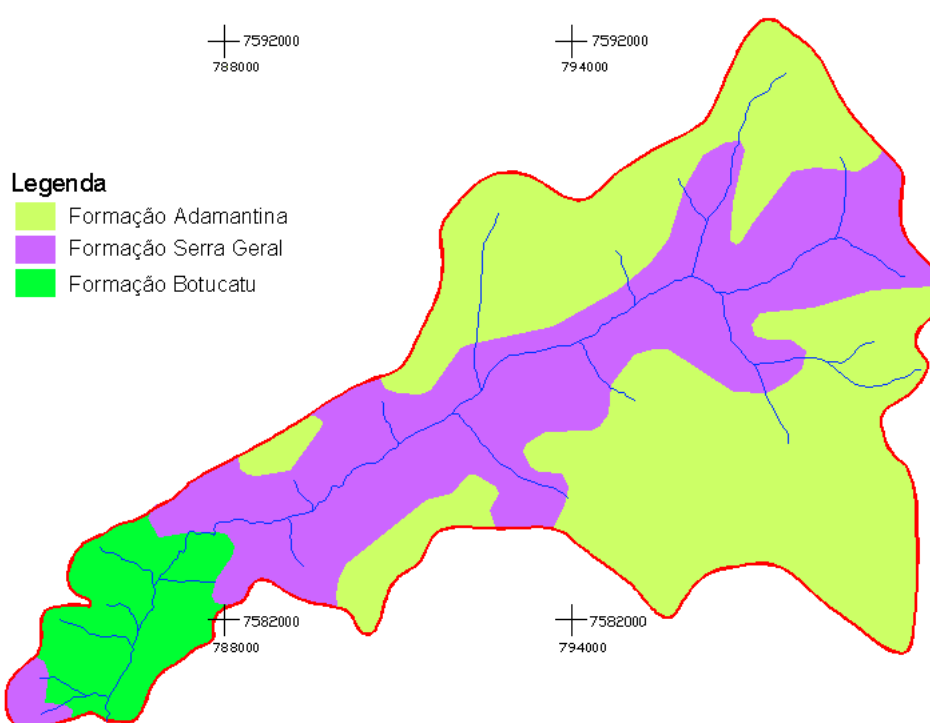


Figura 3 - Formações geológicas da sub-bacia do Ribeirão do Ouro

Fonte: IPT 2000, modificado

4.2.2 Pedologia

Os solos da região de Araraquara são descritos como predominantemente latossolos vermelhos, subordinados por latossolos vermelho amarelo e localmente neossolos quartzarênicos. Estes possuem ainda elevada permeabilidade interna e baixa capacidade adsortiva, qualificados como pouco filtrantes, ou seja, apresentam grande sensibilidade ante os materiais tóxicos neles eventualmente depositados (MEAULO, 2004). Essas características permitem dizer que qualquer tipo de

contaminante a que o solo seja exposto penetrará facilmente através do mesmo, entrando em contato com o lençol freático e aquífero.

Segundo Meaulo (2004), os latossolos são constituídos de material mineral, apresentam horizonte B latossólico e boa drenagem interna. Já os neossolos quartzarênicos são, em geral, essencialmente areno-quartzosos, com atividade coloidal muito baixa, além de possuírem baixa capacidade de retenção de nutrientes e água, apresentando elevada erodibilidade.

Segundo o mapa de Pedologia do IPT (2000), representado pela Figura 4, a região de Araraquara apresenta os seguintes tipos de solo: Associação de Latossolo Vermelho-Escuro Álico, Associação de Latossolo Vermelho-Amarelo Álico, Associação de Solos Litólicos, Associação de Planossolo Álico e Associação de Podzólico Vermelho-Amarelo Álico.

As areias quartzosas, em geral, são solos originados de depósitos arenosos, apresentando textura areia ou areia franca ao longo de, pelo menos, 2 m de profundidade. Esses solos são constituídos essencialmente de grãos de quartzo, sendo, por conseguinte, praticamente destituídos de minerais primários pouco resistentes ao intemperismo (EMBRAPA, 2009).

Os latossolos apresentam teor de silte inferior a 20% e argila variando entre 15% e 80%. São solos com alta permeabilidade à água, podendo ser trabalhados em grande amplitude de umidade. A fração argila dos latossolos é composta principalmente por caulinita, óxidos de ferro (goethita e hematita) e óxidos de alumínio (gipsita). Alguns latossolos, formados de rochas ricas em ferro, apresentam, na fração argila, a maghemita e, na fração areia, a magnetita e a ilmenita. A estes últimos, estão associados os elementos-traço (micronutrientes), como o cobre e o zinco, importantes para o desenvolvimento das plantas (EMBRAPA, 2009).

Esse tipo de solo apresenta tendência a formar crostas superficiais, possivelmente, em virtude da flocculação das argilas que passam a comportar-se funcionalmente como silte e areia fina. A fração silte desempenha papel importante no encrostamento, o que pode ser evitado mantendo-se o terreno com cobertura vegetal a maior parte do tempo, em especial em áreas com pastagens. Essas pastagens, quando manejadas de maneira inadequada: uso de fogo, pisoteio excessivo de animais deixam o solo exposto e sujeito ao ressecamento (EMBRAPA, 2009).

São também muito intemperizados, com pequena reserva de nutrientes para as plantas, representados normalmente por sua baixa a média capacidade de troca de cátions. Mais de 95% dos latossolos são distróficos e ácidos, com pH entre 4,0 e 5,5 e teores de fósforo disponível extremamente baixos, quase sempre inferiores a 1 mg/dm³. Em geral, são solos com grandes problemas de fertilidade (EMBRAPA, 2009).

Solos podzólicos são solos minerais, não-hidromórficos, com horizonte A ou E (horizonte de perda de argila, ferro ou matéria orgânica, de coloração clara) seguido de horizonte B textural, com nítida diferença entre os horizontes. Apresentam horizonte B de cor avermelhada até amarelada e teores de óxidos de ferro inferiores a 15%. Podem ser eutróficos, distróficos ou álicos. Têm profundidade variadas e ampla variabilidade de classes texturais (EMBRAPA, 2009).

Na região do cerrado, as classes mais comuns de podzólicos são o podzólico Vermelho-Amarelo (PV) e Podzólico Vermelho-Escuro (PE). Este distingue-se pela coloração avermelhada mais escura e teor de óxidos de ferro mais elevado. Alguns podzólicos podem mostrar características intermediárias com outras classes de solos, como pouco desenvolvimento de estrutura e cerosidade, próprios de latossolos ou cambissolos (EMBRAPA, 2009).

O planossolo é uma classe de solo hidromórfico com mudança textural abrupta. É um tipo de solo mineral imperfeitamente ou mal drenado, com horizonte superficial ou subsuperficial eluvial, que contrasta com o horizonte B, com acentuada concentração de argila, permeabilidade lenta ou muito lenta; diferenciação bastante acentuada entre os horizontes A ou E e o B, possuindo esta estrutura forte em blocos angulares ou prismática ou colunar (WIKIPEDIA, 2009).

Todos os tipos de solo apresentados pela sub-bacia são do tipo álico, ou seja, são solos com uma condição química com muito baixo potencial nutricional abaixo da camada arável (horizonte no B, ou no horizonte C se não existir horizonte B, ou no horizonte A dos Neossolos Litólicos) em razão da alta saturação por alumínio (m) (maior ou igual a 50% e ao mesmo tempo com teor de alumínio variando de 0,3 cmol kg⁻¹ a 4,0 cmol kg⁻¹). No manejo os solos álicos possuem muito baixo potencial nutricional abaixo da camada arável e necessitam de gessagem para melhorar o ambiente químico abaixo dessa camada, onde existe uma alta concentração de alumínio tóxico que limita o crescimento das raízes em direção ao horizonte B. Como consequência da alta saturação por alumínio, os valores de cálcio, magnésio e

potássio (soma de bases) são muito baixos, pois a grande maioria das cargas elétricas da capacidade de troca de cátions está ocupada pelo alumínio e não pelas citadas bases (PRADO, 2009).

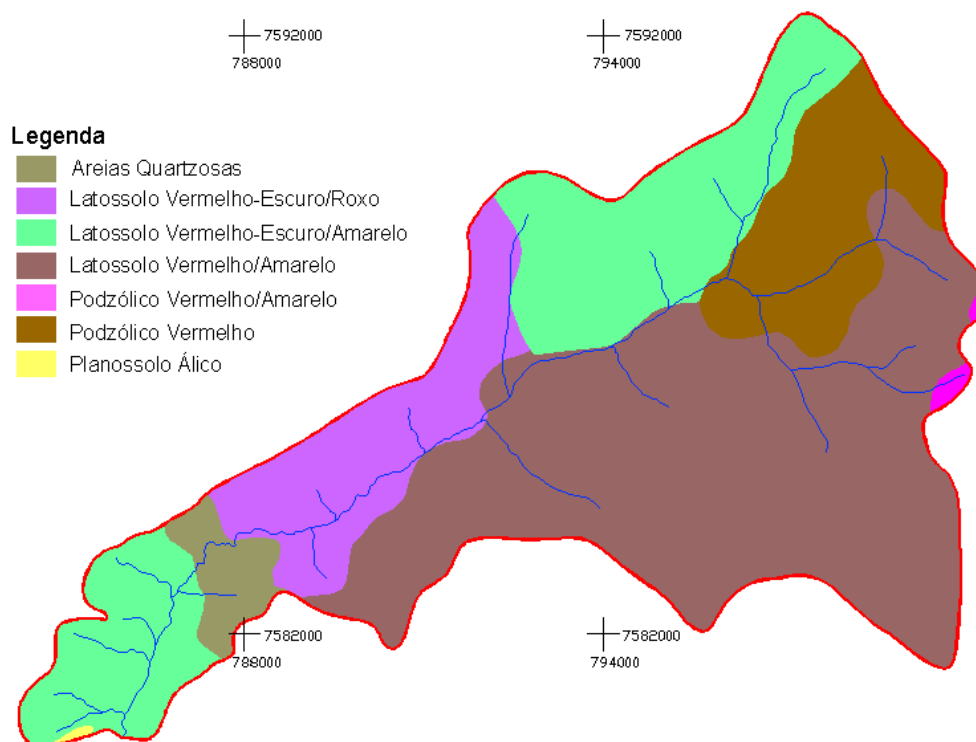


Figura 4 - Formações pedológicas da sub-bacia do Ribeirão do Ouro

Fonte: IPT 2000, modificado

4.2.3 Hidrogeologia

Segundo Meaulo (2004), o município de Araraquara apresenta as seguintes unidades aquíferas: Guarani (Botucatu), Serra Geral e Bauru. A unidade aquífera botucatu possui como características hidrogeológicas extensões regionais, granulares, livres a confinados, homogêneos, contínuos e isotrópicos. A unidade serra geral apresenta as seguintes características: extensão limitada, fissurado, caráter eventual, livre a semiconfinado, descontínuo, heterogêneo e anisotrópico. A unidade Bauru possui extensão regional, granular, livre a confinado, descontínuo, heterogêneo e anisotrópico.

Conforme o Plano Estadual de Recursos Hídricos (2004-2007), o aquífero Guarani (Botucatu) ocupa 60% da superfície estadual (em 90% confinado por

derrames basálticos), o que faz dele a maior reserva de água subterrânea do estado de São Paulo. É formado por arenitos de origem eólica, bem selecionados, da formação Botucatu, e sedimentos arenosos e argilosos de ambientes deposicionais flúvio-lacustre a desértico que constituem a formação Pirambóia. Esse sistema aquífero, cuja espessura média é de 300 metros, atinge o noroeste, sob os derrames basálticos, alcançando profundidades de 1.500 m. O confinamento do aquífero lhe confere a condição de artesianos em 80% da área de ocorrência, e a maioria dos poços que o exploram localiza-se na área aflorante e na porção a ela adjacente, onde as espessuras dos basaltos confinantes são menores.

Ainda, segundo São Paulo (2004-2007), o sistema aquífero Bauru é formado, na base, por arenitos finos a médios, mal selecionados, e por arenitos argilosos e calcíferos no topo. Trata-se de um sistema hidrogeológico de extensão regional, contínuo, livre a semiconfinado, com espessura média de 100 metros, podendo chegar a 250 metros.

O sistema aquífero Serra Geral aflora em uma área de 32.000 km², na porção centro-leste de São Paulo, sendo recoberto, a oeste, pelas rochas sedimentares do Grupo Bauru. Corresponde a um conjunto de sucessivos derrames de lava basáltica, superpostos, onde as zonas aquíferas estão associadas a sistemas de fraturas relacionados com esforços tectônicos (fraturas subverticais) e processos de resfriamento (descontinuidades sub-horizontais). Incluem nessa formação os derrames basálticos e arenitos eólicos interderrames.

4.2.4 Caracterização Hidrográfica

A rede hidrográfica do município de Araraquara está inserida em 2 das 22 unidades de gestão de recursos hídricos de planejamento do Comitê de Bacias: UGRHI-Tietê-Jacaré e UGRHI-Mogi-Guaçu, 658,3 Km² da área do município situando-se na Bacia do Tietê-Jacaré (65% do território) e 352,0 Km² na Bacia do rio Mogi-Guaçu (35%) (TEIXEIRA et al., 2007).

Desembocam no rio Jacaré-Guaçu, afluente do Rio Tietê, vários corpos d'água de relevância na porção leste do município. Destes, merecem destaque o ribeirão das Cruzes e o ribeirão Águas do Paiol, mananciais superficiais de abastecimento de Araraquara; ribeirão do Ouro, que atravessa parte da cidade de Araraquara; rio Chibarro, no qual se encontra a Usina Hidrelétrica de Chibarro; o rio

Itaquerê, que faz limite com o município de Matão, entre outros. Cabe destacar que, da nascente à foz, o ribeirão das Cruzes e o do Ouro estão totalmente contidos na área do município.

Quanto aos corpos d'água da bacia do rio Mogi-Guaçu, cabe ressaltar a importância do ribeirão das Anhumas, outro manancial superficial de abastecimento da cidade de Araraquara.

Segundo dados do Departamento de Água e Esgoto de Araraquara, são extraídos dos mananciais superficiais (Anhumas, Cruzes e Paiol) cerca de 34.650 m³ (cerca de 49% da captação e do abastecimento total) de água por dia. A captação subterrânea é realizada em 12 poços subterrâneos com extração diária de 35.598m³ de água por dia (cerca de 51% da captação e do abastecimento total) (TEIXEIRA et al., 2007), oferecendo alto risco de contaminação dos lençóis freáticos em consequência da geologia apresentada.

Segundo Marques (2002), citado por Teixeira et al. (2007), muitos dos cursos d'águas do município de Araraquara, por atravessarem uma região de planalto, apresentam corredeiras, saltos e cachoeiras, formadas em rocha basáltica, mais resistente à erosão.

No Plano Diretor de Araraquara, o município encontra-se dividido em 7 Macrozonas de Gestão Ambiental em função das microbacias regionais. Assim, foram contempladas as microbacias do ribeirão das Cruzes e seus tributários ribeirão do Lajeado e Água do Paiol (RPA 1), do córrego do Ouro (RPA 2), do rio Chibarro (RPA 3), do córrego do Tanque (RPA 4), do ribeirão Rancho Queimado e ribeirão Rancho Alegre (RPA 5N), do ribeirão das Anhumas (RPA 5LE) e do rio Jacaré (RPA 6). Cabe ressaltar que as bacias das Regiões de Planejamento 1, 2, 3, 4 e 6 pertencem à bacia do rio Jacaré-Guaçu e as regiões RPA 5N e RPA 5LE pertencem à bacia do rio Mogi-Guaçu (TEIXEIRA et al, 2007)

4.2.5 Tratamento de efluentes sanitários

Segundo o DAAE (2006), apud Teixeira et al. (2007), a cidade de Araraquara conta com 62.167 ligações domiciliares de água e esgoto, 904 km de rede de água, 823 km de redes de esgoto, produção média de 70.000 m³/dia de água tratada para abastecimento público com capacidade para reserva de 44.100 m³ e tratamento

médio de 45.000 m³/dia de esgoto, correspondendo a 100% no abastecimento de água e 97% na coleta de esgoto.

A Estação de Tratamento de Esgoto de Araraquara, localizada às margens do ribeirão das Cruzes, possui dois módulos, cada módulo composto de Lagoa Aerada, Lagoa de Sedimentação e Lagoa de Lodo (TEIXEIRA et al., 2007). O município trata 100% dos 97% de efluentes coletados com uma eficiência de 84%. Considerando-se o potencial de carga poluidora, que é 10.271kg DBO/dia, há um remanescente de 1.902kg DBO/dia, que é liberado no ribeirão das Cruzes (SÃO PAULO, 2007).

4.2.6 Climatologia

Segundo a classificação KOPPEN, o clima da região é do tipo CWa, mesotérmico de inverno seco, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C e a do mês mais frio inferior a 18°C. O total de chuvas do mês mais seco é inferior a 30 mm e a precipitação média anual é de 1332 mm (TEIXEIRA et al., 2007).

Segundo Marques (2002), apud Teixeira et al. (2007), a massa Tropical Atlântica provoca instabilidade no verão e, no inverno, torna-se estável pelo resfriamento, apresentando tempo bom. A massa de ar Equatorial Continental no período de verão, juntamente com a massa de ar Tropical Continental, é responsável pelo calor e aumento da umidade, com conseqüente aumento de precipitação. A massa Polar Atlântica em contato com outras massas intertropicais é responsável por ondas de frio no inverno. É importante ressaltar a existência de dificuldades para a análise geográfica do clima, que passam pela inconsistência e pelas falhas dos dados, que geralmente se verificam nas séries históricas disponíveis.

Atuam sobre o território paulista as principais correntes de circulação atmosférica da América do Sul, que são as massas tropicais Atlântica e Continental e a Polar Atlântica, complementadas pela Equatorial Continental, proveniente da Amazônia Ocidental.

As frentes são zonas que limitam massas de ar com propriedades e características diferentes. As regiões polares são dominadas por massas de ar frio e os trópicos, por massas de ar quente, atuando uma contra a outra. As perturbações atmosféricas (ou Correntes Perturbadas) são extensas ondas de ar inseridas na

circulação geral da atmosfera que alteram as condições do tempo dominante (massa de ar que ocorre na região).

Das Correntes Perturbadas, as que atuam mais diretamente sobre o território de São Paulo são as Correntes Perturbadas de Oeste e as de Sul. As Correntes Perturbadas de Oeste correspondem às Linhas de Instabilidade Tropical (LIT) ou Instabilidades Tropicais (IT), originadas na Massa Equatorial Continental. Ocorrem no interior do Brasil entre meados da primavera a meados do outono, sendo mais freqüentes no verão. Provocam chuvas intensas, localizadas, acompanhadas de trovoadas e algumas vezes granizo, conhecidas como chuvas de verão. As Linhas de Instabilidade, que se formam no Mato Grosso são as que atingem o Estado de São Paulo. Essas invasões ocorrem por todo o ano, sendo mais frequentes e extensas no inverno, quando os anticiclones polares penetram no continente sul-americano, atingindo as cinco regiões brasileiras. A região sudeste é totalmente atingida pela Frente Polar (TEIXEIRA et al., 2007).

Em função de avanços e recuos das massas de ar, tem-se, ao longo do ano, diferentes características climáticas. Os anos de pluviosidade mais elevada estão diretamente relacionados com a atividade das massas polares; os anos mais secos resultam de maior atuação das massas intertropicais; e os de pluviosidade média correspondem a um equilíbrio entre os dois sistemas.

A distribuição das chuvas no Estado de São Paulo está, portanto, associada ao domínio das massas tropicais (continental e marítima) e polares, com correntes de sul e leste; à disposição do relevo e à proximidade ou não do mar.

4.2.7 Vegetação

O cerrado é o segundo bioma brasileiro em extensão, abrangendo mais de 200 milhões de hectares e ocupando cerca de 23% do território nacional (CARMO e COMITRE, 2002, apud TEIXEIRA et al., 2007).

A vegetação nativa predominante é o Cerrado, que se caracteriza pela fisionomia e composição florística variável. Juntas, essas composições formam uma grande vegetação que não possui uma fisionomia única em toda a sua extensão. Ao contrário, ela é bastante diversificada, apresentando desde formas campestres bem abertas, como os campos limpos de cerrado, até formas relativamente densas, florestais, como os cerradões (TEIXEIRA et al., 2007).

Por toda a região encontramos fragmentos de vegetação nativa, normalmente cercada pela cultura canvieira, como um dos resultados da expansão agrícola do estado de São Paulo, onde as áreas de florestas naturais encontram-se reduzidas a fragmentos florestais. A substituição da vegetação nativa por áreas de pasto e monoculturas de subsistência implica na perda contínua e irreversível da biodiversidade (TEIXEIRA et al., 2007), como mostra a Figura 5 pela identificação das formações de vegetação densa e espaçadas.

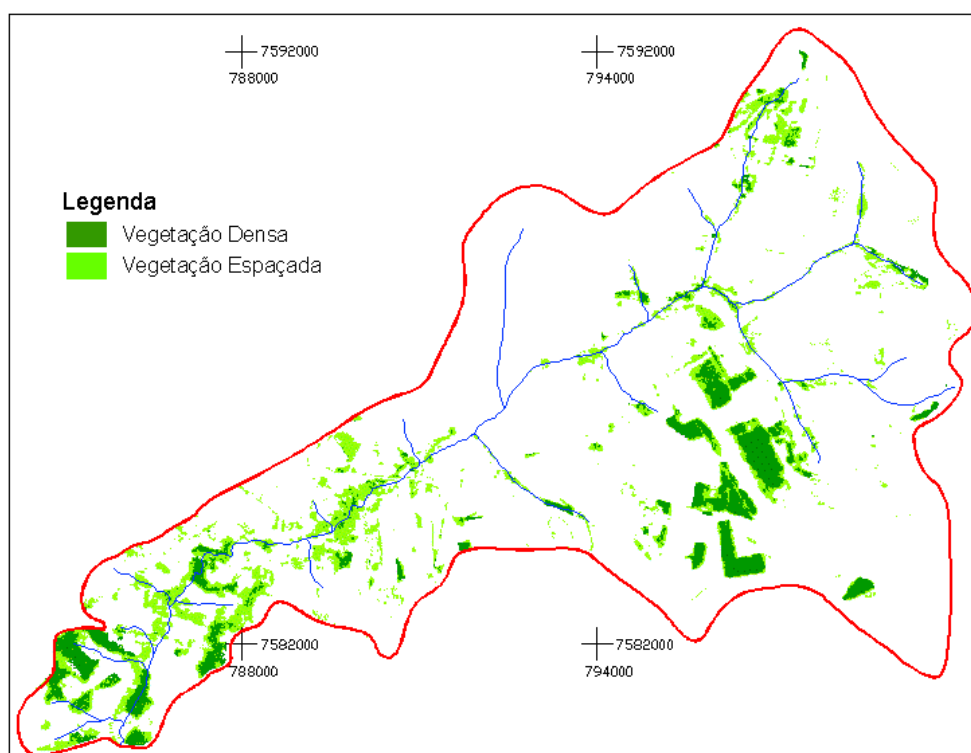


Figura 5 - Distribuição de vegetação na sub-bacia do Ribeirão do Ouro

Fonte: IPT 2000, modificado

4.3 Caracterização morfométrica

A partir da carta topográfica do IBGE (1983), na escala de 1:50.000, considerando-se que diferentes escalas produzirão diferentes resultados, foram extraídos vários dados como: área, perímetro, altitude máxima e mínima, comprimento dos canais principal e secundários, além do número e a ordem dos canais. Esses dados foram utilizados para a caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro. As variações e equações utilizadas estão descritas a seguir:

a) Área (km²): toda área drenada pelo sistema pluvial incluída entre seus divisores topográficos, projetada em plano horizontal, é elemento básico para o cálculo de diversos índices morfométricos (TONELLO, 2005).

b) Perímetro (km): comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas (TONELLO, 2005).

c) Fator de forma: relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz ao ponto mais longínquo do espigão). O fator de forma foi descrito pela seguinte equação (VILLELA e MATTOS, 1975):

$$F = \frac{A}{L^2}$$

Sendo:

F = fator de forma

A = área

L = comprimento do eixo da bacia

d) Índice de circularidade: Simultaneamente ao coeficiente de compacidade, o índice de circularidade tende para unidade à medida que a bacia aproxima-se da forma circular e diminui à medida que a forma se torna alongada, segundo a equação descrita em Cardoso et al. (2006):

$$IC = \frac{12,57 \times A}{P^2}$$

Sendo:

IC = Índice de circularidade

A = Área de drenagem

P = Perímetro

e) Densidade hidrográfica (canais/km²): é a relação existente entre o número de rios ou cursos d'água e a área da bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1969), expressa pela fórmula:

$$Dh = \frac{N}{A}$$

Sendo:

Dh = Densidade hidrográfica

N = Número de rios ou cursos d'água

A = Área da bacia

f) Variação de altitude (m): é a diferença existente entre as cotas máxima e mínima na área da bacia hidrográfica.

g) Ordem dos cursos d'água: consiste no processo de se estabelecer a classificação de determinado curso d'água (ou da área drenada que lhe pertence) no conjunto total da bacia hidrográfica na qual se encontra. A metodologia para descrever a ordem dos cursos d'água da microbacia foi proposta por Strahler, em 1952, pela qual os menores canais sem tributários são considerados de primeira ordem; os canais de segunda ordem surgem da confluência de dois canais de primeira ordem, e só recebem afluentes de primeira ordem; os canais de terceira ordem surgem da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens; os canais de quarta ordem surgem da confluência de canais de terceira ordem, podendo receber tributários de ordens inferiores, assim sucessivamente (GOLDENFUM, 2004).

h) Densidade de drenagem (km/km²): Segundo Christofolletti (1969), correlaciona-se o comprimento total dos canais ou rios com a área da bacia hidrográfica. Para calcular o comprimento, devem ser medidos tanto os rios perenes como os temporários. Neste trabalho utilizou-se a metodologia de Horton (1945), calculada pela seguinte equação:

$$Dd = \frac{L}{A}$$

Sendo:

Dd = densidade de drenagem

Lt = comprimento total dos rios ou canais

A = área da bacia

O comportamento hidrológico das rochas em um mesmo ambiente climático vai repercutir a densidade de drenagem, ou seja, onde a infiltração é mais lenta, há maior escoamento superficial, gerando possibilidades maiores para esculturação de canais permanentes e conseqüentemente densidade de drenagem mais elevada. Segundo o mesmo autor, as densidades de drenagem (km/Km²) podem ser classificadas da seguinte forma: (km/Km²):

Menor que 7,5 = baixa densidade de drenagem;

Entre 7,5 e 10,0 = média densidade de drenagem;

Maior que 10,0 = alta densidade de drenagem.

i) Coeficiente de manutenção dos canais (m/m²): esse parâmetro, conforme Crhistofolletti (1969), fornece a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento, sendo considerado um dos índices mais importantes no sistema de drenagem. A equação utilizada para obter o coeficiente de manutenção é:

$$Cm = \frac{1}{Dd} * 1000$$

Sendo:

Cm = Coeficiente de manutenção dos canais

Dd = Densidade de Drenagem

j) Gradientes de canais: é a relação entre a cota máxima e o comprimento do canal principal expresso em porcentagem. A sua finalidade é indicar a declividade dos cursos d'água (ALVES e CASTRO, 2003). A expressão para o cálculo do gradiente dos canais é descrita pelos autores como:

$$Gc = a \max / L (\%)$$

Sendo:

Gc = Gradiente de canais

L = comprimento do canal principal

k) Índice de Sinuosidade: é a relação entre o comprimento do canal principal e a distância vetorial entre os extremos do canal (ALVES e CASTRO, 2003). A equação, segundo os mesmos autores, para o cálculo do Índice de Sinuosidade está apresentada a seguir:

$$Is = \frac{L}{Dv}$$

Sendo:

Is = Índice de Sinuosidade

L = Comprimento do canal principal

Dv – Distância Vetorial do canal principal

4.4 Caracterização da qualidade da água

As estações de amostragem utilizadas no trabalho são aquelas estipuladas pelo DAAE (Departamento Autônomo de Água e Esgoto) para monitoramento no

ribeirão do Ouro (Tabela 3). Esse mesmo órgão realizou as coletas e análise das amostras, as quais foram realizadas no período da manhã.

Tabela 3 - Localização das estações de amostragem

ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM	LOCALIZAÇÃO
1	ribeirão do Ouro a montante da Nestlé, 100 m após o encontro com o córrego do Vieira.
2	ribeirão do Ouro, avenida Padre José de Anchieta, à montante da Cutrale.
3	ribeirão do Ouro, a jusante da Cutrale e à montante do córrego da Servidão.
4	ribeirão do Ouro, na foz do córrego da Servidão (percorre canalizado a região central da cidade)
5	ribeirão do Ouro, a 100 m da SP 310, em uma ponte próximo ao estabelecimento Beira Rio, à montante do STAR da Cutrale.
6	ribeirão do Ouro, na SP 255, em uma ponte a jusante do STAR da Cutrale, a uma distância de aproximadamente 100m deste.
7	ribeirão do Ouro, a jusante do bairro dos Machados, em uma ponte na estrada Araraquara/Ribeirão Bonito
8	rio Chibarro, em uma ponte de concreto, também na estrada que liga Araraquara/Ribeirão Bonito.
9	ribeirão do Ouro, a montante do rio Chibarro, em uma ponte dentro da propriedade denominada Fazenda Java.
10	ribeirão do Ouro, dentro do sítio Santa Adélia, na estrada Araraquara/Jaú.
11	ribeirão do Ouro, próximo ao bar das Marcianas, no bairro dos Machados

As coletas utilizadas foram aquelas realizadas entre os anos de 2005 a 2007, tendo os dados sido coletados, em média, 2 a 5 vezes por ano, distribuídos em estação seca e estação chuvosa.

As estações de coleta compreendem 11 pontos, os quais foram georreferenciados, como mostra a Tabela 4. Para uma melhor análise e visualização dos resultados, as estações de coleta foram ordenadas de acordo com o percurso realizado nas coletas adotado pelo DAAE (Tabela 4 e Figura 6).

A Figura 7 apresenta o perfil longitudinal topográfico do ribeirão do Ouro, ou seja, mostra a distância entre as estações de amostragem em relação à altitude em que elas se dispõem.

Tabela 4 - Localização geográfica dos pontos de coleta de monitoramento da sub-bacia do ribeirão do Ouro (DAAE)

ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM	FUSO	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA (m)	ELEVAÇÃO (m)	ACURACIDADE
1	22K	0794717E-7587237N	632	15.2
2	22K	0792874E-7586523N	619	9.5
3	22K	0792532E-7586241N	619	9.2
4	22K	0792396E-7585983N	610	9.2
5	22K	0791559E-7585365N	603	8.2
6	22K	0790698E-7584787N	600	8.3
11	22K	0789528E-7583900N	553	8.7
7	22K	0789295E-7583815N	568	8.6
10	22K	0787021E-7583016N	504	8.5
9	22K	0785966E-7580607N	473	8.7
8	22K	0786214E-7580135N	475	9.1

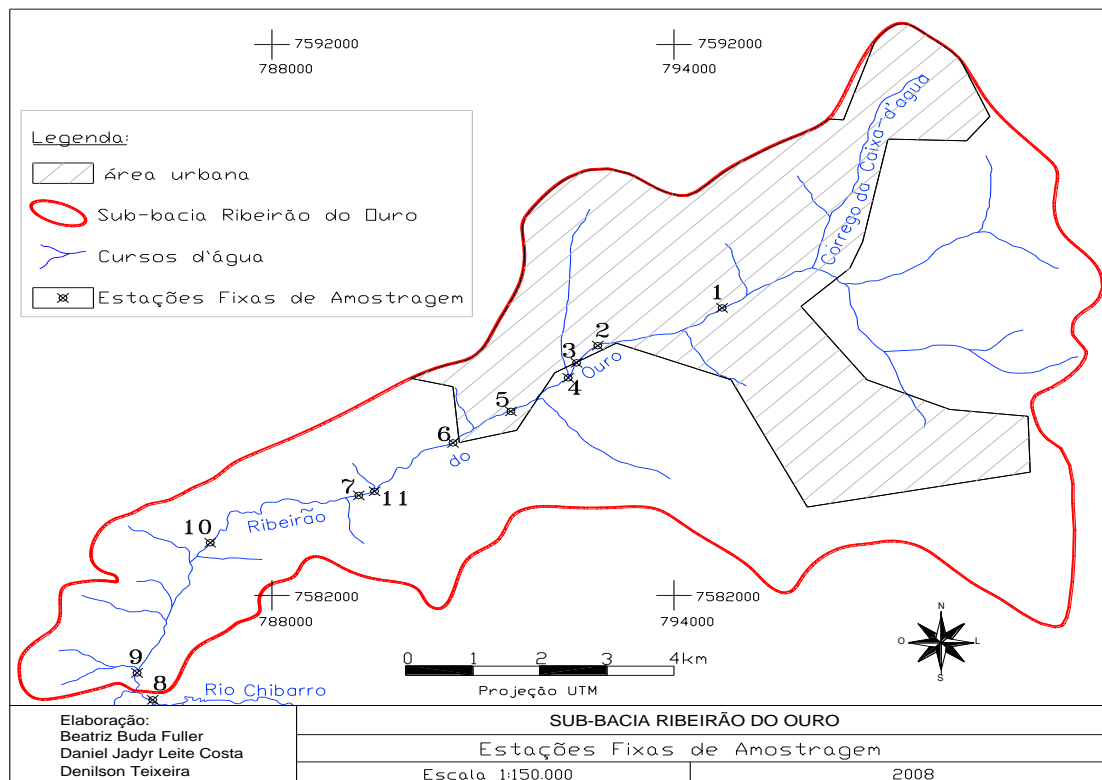


Figura 6 - Localização das estações fixas de amostragem

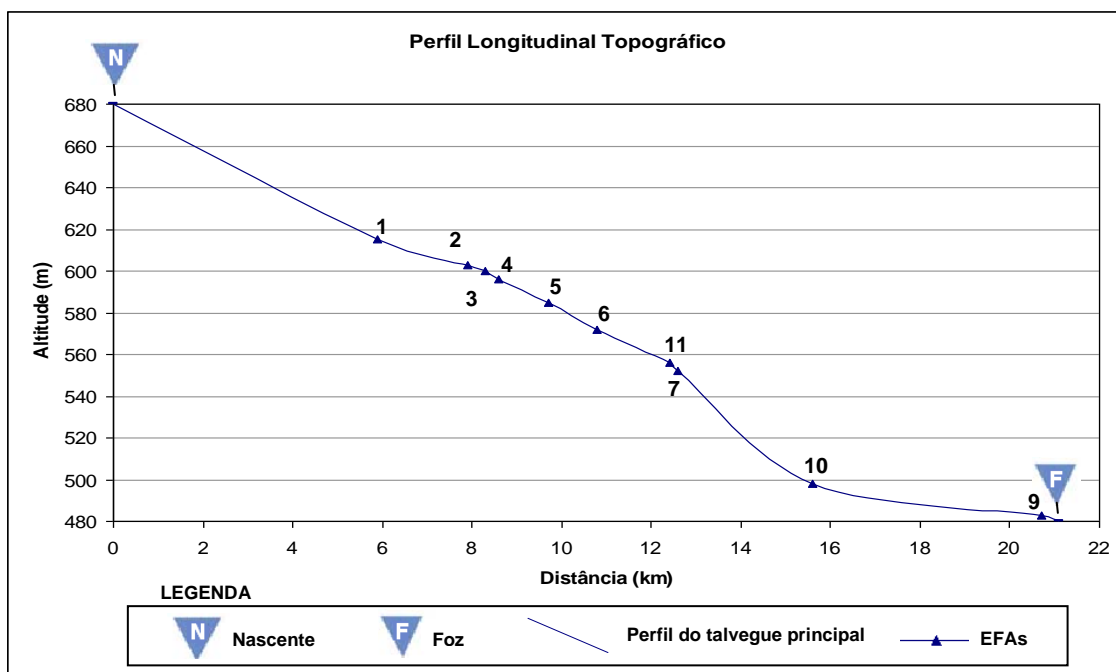


Figura 7 - Perfil longitudinal topográfico para o ribeirão do Ouro

Estão descritos na Tabela 5, os parâmetros considerados para análise neste trabalho e que serviram como base para indicação da qualidade do corpo d'água.

Tabela 5: Parâmetros considerados para análise e os respectivos métodos utilizados para a sua obtenção

PARÂMETRO	MÉTODO
Demanda química de oxigênio (DQO)	APHA (1998) – Seção 5220 B. – Método de refluxo aberto
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	APHA (1998) – Seção 5210 B. – Método de incubação
pH	APHA (1998) – Seção 4500 – Método eletrométrico
Amônia	APHA (1998) – Seção 4500 – Nitrogen Ammonia C. – Método titulométrico
Nitrato	APHA (1998) – Seção 4500 Nitrogen Nitrate E. – Método de redução de cádmio
Nitrito	APHA (1998) – Seção 4500 Nitrogen Nitrite B. – Método colorimétrico
Oxigênio dissolvido (OD)	APHA (1998) – Seção 4500 O. – Método do eletrodo de membrana
Turbidez	APHA (1998) - Seção 2130 B. – Método neflométrico.
Coliformes totais	APHA (1998) – Seção 9221 – Método de fermentação por tubos múltiplos
Coliformes fecais (<i>Escherichia coli</i>)	APHA (1998) – Seção 9221 – Método de fermentação por tubos múltiplos

O laboratório do DAAE realizou as análises de acordo com as normas da 20ª edição do Standart Methods for Examination of Water and Wastewater e do CETESB, e foi utilizada como padrão a Resolução CONAMA nº 357/2005.

4.5 Confeção das figuras

Para a elaboração dos mapas apresentados nas Figuras 1, 6, 7, 3, 4 e 13, foi utilizada a base cartográfica dos mapas do IBGE na escala 1:50.000 (cartas de

Araraquara e Rincão), onde, a partir dos dados de hidrografia e topografia, foi traçada a sub-bacia do Ribeirão do Ouro.

Os mapas apresentados nas Figuras 3 e 4 foram elaborados a partir da base de dados, em formato DWG, existente em IPT (2000).

Os arquivos com extensão DWG foram convertidos para a extensão DXF e posteriormente importados para o programa SPRING 32, a fim de gerenciar as informações e subsidiar a elaboração dos mapas das Figuras 5 e 11.

Para a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo (Figura 11), foram utilizadas imagens do satélite CBERS-2 (29/03/2008), sendo realizada a classificação digital supervisionada, utilizando-se os módulos Image Processing e Hard Classifiers, adotando-se o algoritmo da máxima verossimilhança (Maxlike).

Com o módulo Reclass, o mapa de uso e ocupação do solo foi reclassificado com valor 1, para as áreas ocupadas com vegetação (densa e espaçada), e valor 0, para as demais regiões, elaborando-se assim o mapa de vegetação (Figura 5) da sub-bacia.

A partir do módulo GIS Analysis/Area, encontrou-se a área das feições de uso e ocupação do solo da sub-bacia e, posteriormente, calculou-se o percentual dessas feições (Tabela 7 e Figura 12).

4.6 Análise numérica dos dados

Os métodos hierárquicos são de grande eficiência, pois são técnicas simples pelas quais os dados são particionados sucessivamente, produzindo uma representação hierárquica dos agrupamentos. O método hierárquico requer uma matriz contendo as medidas entre os agrupamentos, conhecida como matriz de similaridade, podendo ser representada graficamente por meio de um dendograma.

A análise dos agrupamentos foi realizada empregando-se a técnica de Análise Multivariada de Agrupamento Hierárquico (Cluster Analysis), e a construção gráfica utilizando o método das distâncias euclidianas.

Antes dos cálculos e análise gráfica dos resultados, os parâmetros foram padronizados para uma mesma escala. Este processo consiste em construir a matriz das variáveis a serem analisadas e transformá-las em logaritmo de base 10, eliminando, assim, as diferenças entre as unidades de medidas utilizadas.

O programa utilizado para análise foi o “PAST – Palaeontological Statistic, versão 1.67”.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura e pluviosidade

A temperatura, em um ecossistema aquático, está intimamente relacionada com a variação da temperatura ambiente entre outros fatores como: sazonalidade, vazão, velocidade e condições climáticas. A variação da temperatura ambiente poderá, portanto, influenciar diretamente a temperatura da água e esta, por sua vez, influenciará processos físicos, químicos e biológicos, afetando a concentração de diversas variáveis e, conseqüentemente, o metabolismo vegetal e animal, bem como a autodepuração das águas (BARRETO, 1999).

Essa variação de temperatura pode ocorrer de acordo com a flutuação das condições climáticas, sazonalmente e no período de 24 horas. Com o aumento da temperatura, ocorre um aumento na velocidade das reações químicas e redução da solubilidade de gases na água, tais como O_2 , CO_2 , N_2 e CH_4 . Causa também o aumento na demanda de O_2 e da decomposição de matéria orgânica. Na presença de nutrientes, o aumento de temperatura resulta em aumento de crescimento do macrófitas e da floração de algas (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001).

A temperatura ambiente pode sofrer influência de alguns fatores ligados ao meio podendo gerar alterações no funcionamento do ecossistema aquático de diversas maneiras. Por exemplo, o grau de sombreamento promovido pela mata ciliar altera a temperatura do ambiente e conseqüentemente a da água. Nos locais onde não existe mata ciliar, a temperatura tende a ser mais alta por causa da exposição direta à radiação solar. Com o desmatamento, além da alteração na temperatura, podem ocorrer mudanças em vários parâmetros, como luz incidente sobre a superfície da água, aporte de material e nutrientes alóctones (SANTOS, 1993).

Outro fator relativo ao tempo que deve ser considerado é a precipitação, medida como a altura de água ou lâmina que seria acumulada em superfície plana se nenhuma perda ocorresse (MARTINS et al., 2003), a qual poderá influenciar tanto a qualidade quanto a quantidade dos cursos d'água.

Tanto a temperatura quanto a pluviosidade são dados de fundamental importância quando se considera a variação espaço-temporal dos ambientes aquáticos.

Os dados apresentados nas Figuras 8, 9 e 10 confirmam as características climáticas do local de estudo (Cwa mesotérmico de inverno seco), onde o período chuvoso concentra-se entre os meses de outubro a março e o período seco entre os meses de abril a setembro. Os meses que compreendem as temperaturas mais baixas são maio, junho e julho.

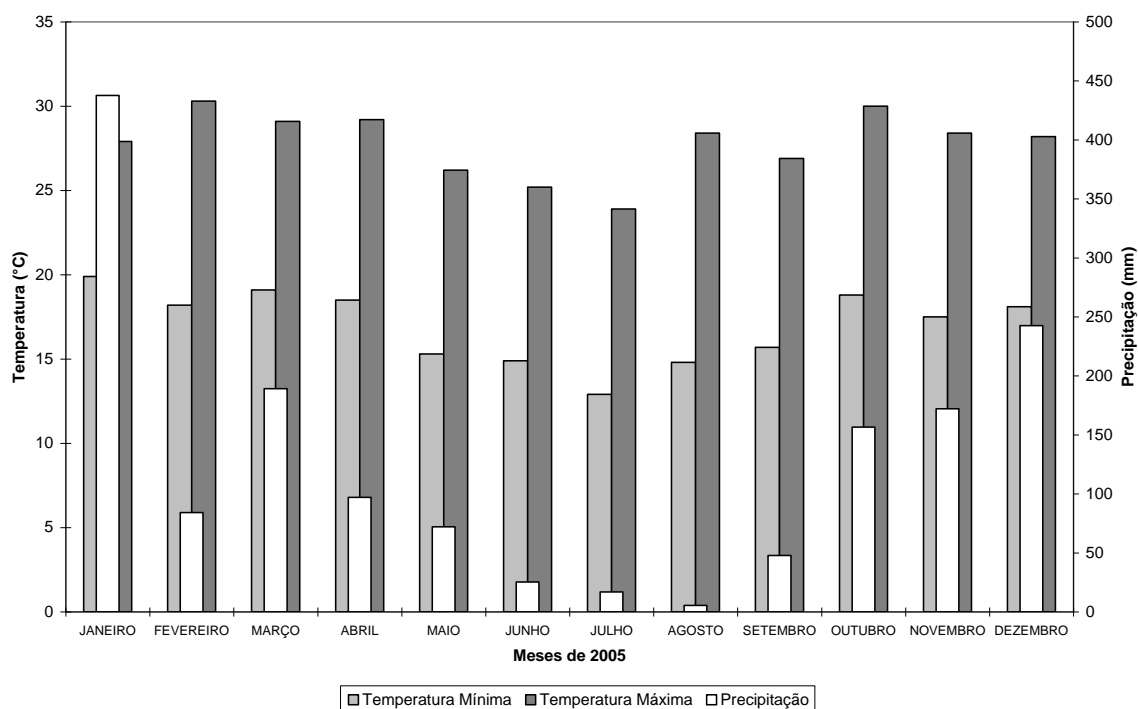


Figura 8 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2005

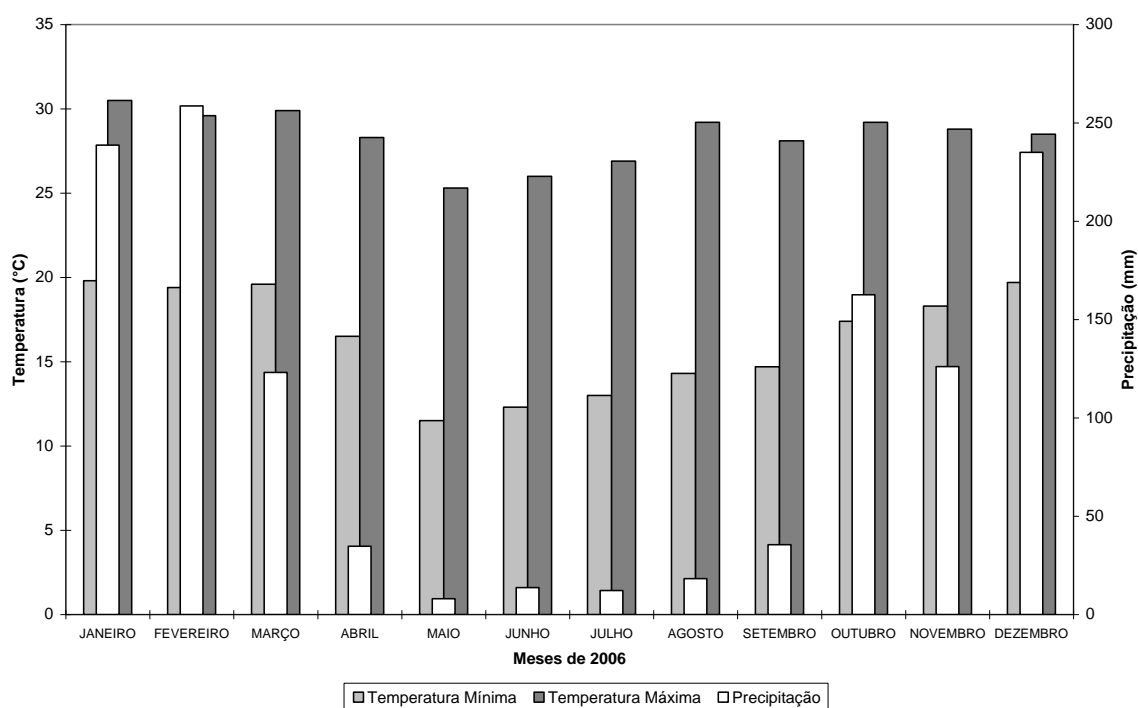


Figura 9 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2006

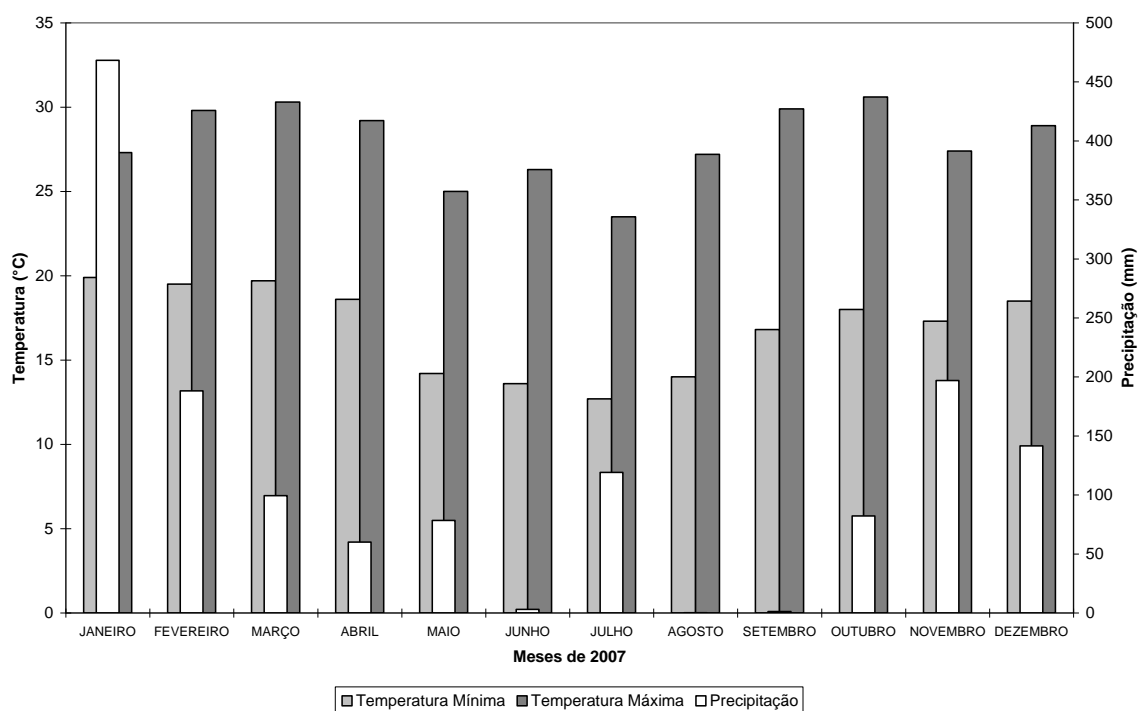


Figura 10 - Dados de temperatura máxima, mínima e precipitação para o ano 2007

5.2 Caracterização morfométrica

As características físicas de uma bacia constituem elementos de grande importância para a avaliação de seu comportamento hidrológico, pois, ao se estabelecerem relações e comparações entre eles e dados hidrológicos conhecidos, podem ser determinados, indiretamente, os valores hidrológicos em locais nos quais faltem dados (VILLELA e MATTOS, 1975). Segundo Christofolletti (1970), a análise de aspectos relacionados a drenagem, relevo e geologia podem levar à elucidação e à compreensão de diversas questões associadas à dinâmica ambiental local.

Os dados da caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro estão apresentados nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 - Parâmetros utilizados para a caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro

PARÂMETROS	VALORES	UNIDADES
Área	84,4	km ²
Perímetro	53,5	km
Comprimento do canal principal	20,0	km
Comprimento dos tributários	36,2	km
Comprimento total da rede de drenagem	56,1	km
Comprimento vetorial do canal principal	15,1	–
Número de rios ou cursos d'água	26	–
Altitude máxima	760	m
Altitude mínima	500	m
Amplitude altimétrica	260	m
Altitude média	630	m
Comprimento da bacia	18,1	km
Fator de forma	0,3	–
Ordem da bacia	3a	–

Tabela 7 - Índices e coeficientes utilizados na caracterização morfométrica da sub-bacia do ribeirão do Ouro

COEFICIENTES E ÍNDICES	VALORES	UNIDADES
Relação de relevo	13,1	m/km ²
Densidade hidrográfica	0,3	canais/km ²
Densidade de drenagem	0,7	km/km ²
Coeficiente de manutenção	1505,2	m/m ²
Gradientes de canais	38,1	–
Índice de circularidade	0,4	–
Índice de sinuosidade	1,3	–
Índice de rugosidade	172,7	–

A sub-bacia possui uma área de 84,4 km² e perímetro de 53,5 km. O comprimento total do canal principal e dos tributários é de 20 km e 36,2 km, respectivamente, com uma rede de drenagem total de 56,1 km, compreendendo 26 cursos d'água em um comprimento de 18,1 km de sub-bacia.

A sub-bacia em estudo é de 3ª ordem, indicando que o seu sistema de drenagem é pouco ramificado, ou seja, pouco eficiente, haja vista que, quanto mais ramificado o curso d'água, mais eficiente será o sistema de drenagem. A densidade hidrográfica apresentou-se bastante baixa, com 0,3 canais por km².

A sub-bacia do ribeirão do Ouro apresenta um fator de forma e um índice de circularidade que indicam que a sub-bacia possui um formato alongado, o que caracteriza baixa concentração do deflúvio. Assim sendo, pode-se dizer que essa sub-bacia apresentará menor risco de enchentes em condições normais de precipitação (TONELLO, 2005).

A densidade de drenagem indica uma bacia com drenagem pobre, com boa capacidade de infiltração da água no solo, evidenciado também pela relação de relevo que mostrou que a sub-bacia encontra-se em uma área de relativa baixa declividade. Esses fatores, geralmente, estão associados a regiões de solo permeável, rochas resistentes ou relevo suave (COSTA et al., 2004), com regime

pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade ou pouca concentração da precipitação (TONELLO et al., 2006). A baixa capacidade de drenagem indica que o comportamento hidrológico das rochas, onde elas existirem, repercute diretamente na densidade de drenagem, pois, naqueles em que a infiltração ocorre com dificuldade, o escoamento superficial é maior, gerando, assim, maior esculturação dos canais, bem como a atuação dos processos erosivos (CHRISTOFOLETTI, 1974). Esses resultados corroboram o tipo de formação geológica apresentada pela bacia, como a formação Serra Geral, por exemplo, composta por basaltos toleíticos, que se definem como uma rocha ígnea extrusiva, relativamente impermeáveis e resistentes, impedindo a percolação e possibilitando a ação de processos erosivos (EMBRAPA, 2009).

Segundo Shum (1977), para sinuosidade, valores próximos a 1,0 indicam que o canal tende a ser retilíneo. Já os valores superiores a 2,0 indicam que os canais tendem a ser tortuosos, e os valores intermediários, como é o caso do ribeirão do Ouro (1,3), indicam formas transicionais entre canais regulares e irregulares. Essa sinuosidade é influenciada pela carga de sedimentos, pela característica litológica, pela estrutura geológica e pela declividade.

Segundo o gradiente de canal, a sub-bacia possui relevo forte-ondulado, com altitude média igual a 630 m, variando de 500 m a 760 m. De acordo com Castro et al. (2001), apud Cardoso (2006), em altitudes baixas, como é o caso da sub-bacia do ribeirão do Ouro, quase toda a energia absorvida é usada para a evaporação da água. Esse tipo de relevo em conjunto com a declividade do ribeirão influenciará a relação entre a precipitação e o deflúvio da bacia hidrográfica, ou seja, quanto menos acentuado o relevo, menor será a velocidade de escoamento superficial, aumentando a possibilidade de infiltração da água no solo (CARDOSO, 2006).

O coeficiente de manutenção dos canais foi de 1.505,2 m/m², ou seja, é necessária uma área de 1.505,2 m² para a manutenção de um metro do canal de escoamento.

Observa-se que a cobertura vegetal é praticamente nula quando considerada a escala trabalhada, o que é importante considerar, pois esta exerce função hidrológica de interceptação e redistribuição da água da chuva. A ausência de cobertura vegetal, juntamente com a classe do solo e a intensidade das chuvas, entre outros, associada a maior velocidade de escoamento e menor quantidade de água armazenada no solo, resultarão em enchentes mais pronunciadas, que

poderão repercutir em erosões do solo cuja intensidade dependerá da velocidade do escoamento superficial que está relacionada com o relevo do local (TONELLO, 2006).

Assim, a declividade juntamente com a cobertura vegetal são fatores importantes na tomada de decisão de um manejo adequado da bacia hidrográfica, visto que influenciam a precipitação efetiva, o escoamento superficial e o fluxo de água no solo, entre outros (CARDOSO, 2006).

Esses dados condizem com as características pedológicas apresentadas para a sub-bacia do ribeirão do Ouro, para a qual é descrito que a bacia apresenta elevada permeabilidade, baixa capacidade adsortiva e conseqüentemente alta sensibilidade a materiais tóxicos.

No entanto, a sub-bacia do ribeirão do Ouro está inserida quase que totalmente na área urbana do município de Araraquara, estando sob efeito dos vários processos de degradação existentes no mesmo.

A ausência de cobertura vegetal (mata ciliar) e a predominância de vias de concreto, deposição de resíduos nas margens e nos canais, deposição de cargas tóxicas (óleos, fertilizantes) através de lixiviação ou escoamento superficial podem contribuir para o assoreamento dos corpos d'água, a intensificação dos processos erosivos e a contaminação da água do ribeirão. Fatores esses que vão contra o estipulado pela análise morfométrica e pela caracterização pedológica da sub-bacia e corroboram os dados apresentados por Teodoro (2008) para a microbacia do córrego do Marivan, localizada também no município de Araraquara.

Considerando as várias intervenções humanas a que a bacia está exposta, a teoria que melhor representa o ribeirão do Ouro é a do conceito da descontinuidade serial, pela qual uma interferência produz alterações longitudinais nos processos bióticos e abióticos e a direção da mudança (montante ou jusante) depende da posição do impacto (WARD, 1989).

5.3 Uso e ocupação do solo

Na Figura 11 está apresentado o mapa temático de uso e ocupação do solo para a sub-bacia do ribeirão do Ouro. A Figura apresenta as feições de uso e ocupação do solo relacionadas às estações fixas de amostragem. Por ela pode-se

inferir sobre os prováveis impactos potenciais que influenciam a qualidade da água em cada estação.

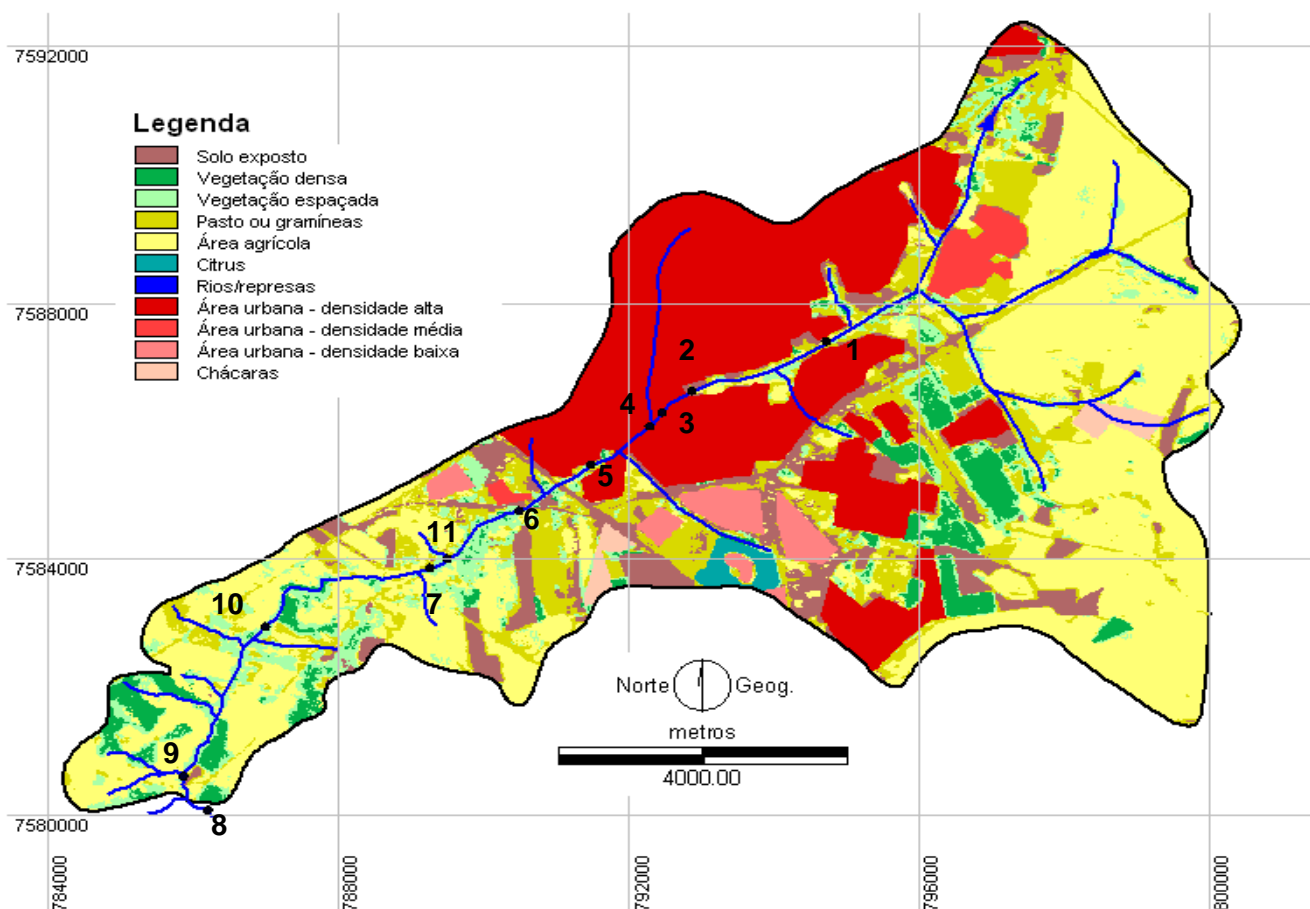


Figura 11 - Uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão do Ouro e localização das estações fixas de amostragem

Verifica-se que o solo da sub-bacia é ocupado, predominantemente, por áreas agrícolas e pastos, que, somadas, ocupam 49,5% da área total da sub-bacia, correspondendo a 41,8 km². As áreas urbanas são responsáveis por 27,1% da ocupação da sub-bacia (22,9 km²), e as áreas com vegetação (densa e espaçada) ocupam 13,3% da área (11,2 km²). No entanto, muito pouco desta vegetação é composta por mata ciliar, o que é comprovado pelos dados apresentados na Tabela 8 e Figuras 11 e 12.

Tabela 8 - Área e percentual das feições de uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão do Ouro

Uso e Ocupação	Área (ha)	Percentual (%)
Solo exposto	719,6	8,5
Rios/Represas	7,4	0,1
Vegetação densa	411,0	4,9
Vegetação espaçada/rasteira	711,7	8,4
Pasto/gramíneas	1167,7	13,8
Área agrícola	3010,8	35,7
Citrus	48,4	0,6
Área urbana - densidade alta	1995,5	23,6
Área urbana - densidade média	122,6	1,5
Área urbana - densidade baixa	167,0	2,0
Chácaras	78,0	0,9

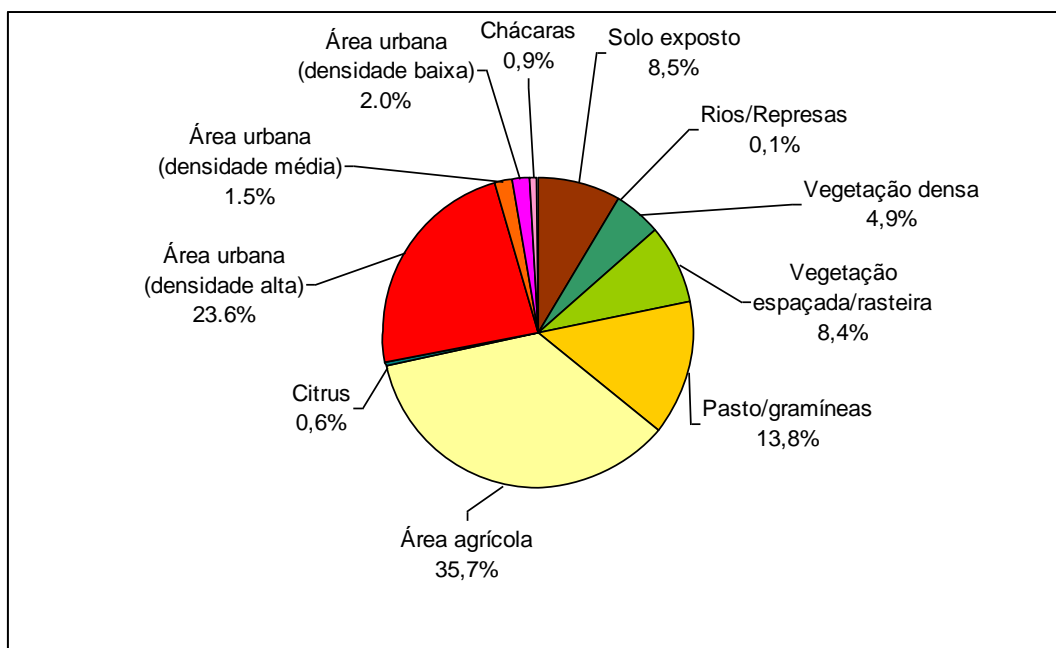


Figura 12 - Percentual das feições de uso e ocupação do solo da sub-bacia do ribeirão do Ouro

De acordo com as características morfométricas, a sub-bacia apresenta uma drenagem pouco eficiente, com baixa concentração de deflúvio, boa capacidade de infiltração, baixa declividade e conseqüentemente baixo risco de enchentes, além do relevo que é pouco acentuado, apresentando baixa velocidade de escoamento superficial e propiciando a infiltração da água no solo. Em contrapartida, as formas de uso e ocupação do solo apresentadas pela sub-bacia contribuem para o desenvolvimento de processos erosivos, baixa capacidade de depuração,

assoreamento, afetando dessa forma a qualidade e a quantidade da água do ribeirão do Ouro.

Essas formas de uso e ocupação propiciam o desenvolvimento de processos erosivos, por causa, por exemplo, da grande malha urbana que envolve a área da sub-bacia e o fato desta ser quase que totalmente pavimentada, aumentando a velocidade de escoamento da água das chuvas e diminuindo a possibilidade de infiltração dessa água no solo, gerando um aumento na vazão dos cursos d'água e facilitando desbarrancamentos das margens, dando início a processos erosivos. Esses desbarrancamentos juntamente com a entrada de material alóctone no sistema por meio das águas das chuvas ou dos resíduos que a população despeja em suas margens vão contribuir com o aumento de matéria orgânica em determinados pontos do ribeirão, dando início aos processos chamados de assoreamento e eutrofização nesses locais.

A baixa capacidade de depuração pode estar ocorrendo, pois tudo aquilo que afeta a qualidade da água, tudo aquilo que é alóctone e em excesso ao sistema contribui para alterações nos parâmetros tanto físicos como químicos e biológicos, que atuam no processo de depuração. Portanto, quando esses fatores são alterados, o processo de depuração também sofre alterações.

A Figura 13 apresenta alguns impactos pontuais encontrados nas estações de amostragem que corroboram a afirmativa anterior. Somando-se a esta existe a possível contribuição desses impactos na geração de contaminantes que podem estar entrando em contato com as águas do ribeirão. Entre os impactos, encontram-se tubulações antigas expostas, lixo nas margens, pavimentação em praticamente toda a extensão do ribeirão, postos de gasolina, indústrias, utilização das margens para recreação, erosões bastante acentuadas.

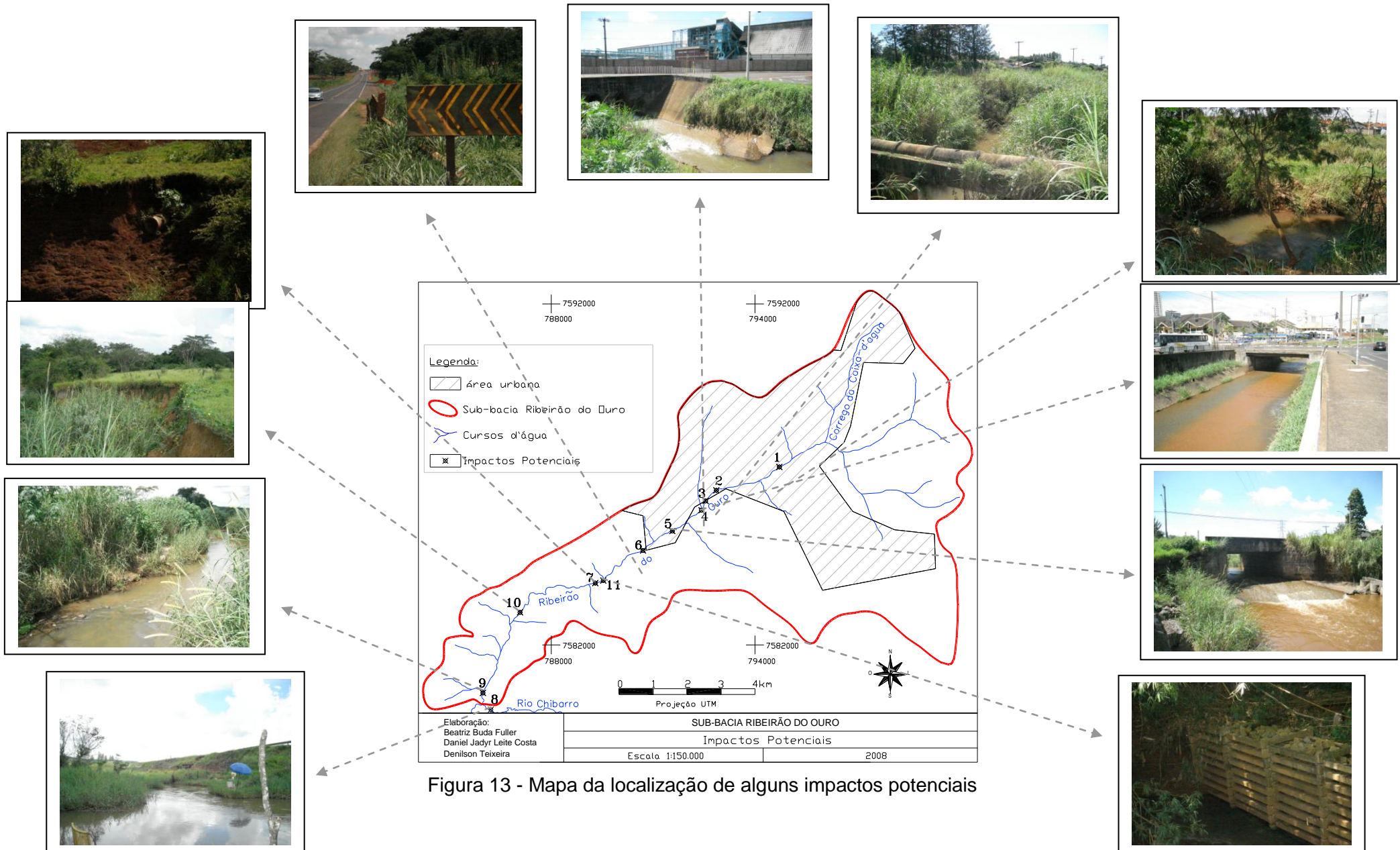
Os lançamentos de resíduos tanto sólidos como líquidos na água do ribeirão ou em suas margens contribuem não só para o assoreamento e erosão, mas principalmente para o surgimento de problemas relacionados à saúde humana, pois, de acordo com Teodoro (2008), o ambiente poluído é propício para a proliferação de pragas urbanas, como roedores e animais peçonhentos, além de microrganismos patogênicos. A preocupação torna-se ainda maior quando pessoas utilizam esse espaço do ribeirão para fins recreacionais, como, por exemplo, a pesca.

Outro importante impacto a ser considerado são as indústrias e postos de gasolina localizados nas margens do ribeirão, contribuindo com seus efluentes e

possíveis vazamentos que possam ocorrer derivados de acidentes nesses locais, comprometendo a manutenção da biota dependente da sub-bacia, bem como suas características físicas.

Próximo às nascentes do ribeirão, encontram-se áreas agrícolas compostas basicamente por monoculturas de cana-de-açúcar que contribuem para a diminuição da área de mata ciliar e com possíveis acréscimos de efluentes tóxicos provenientes de aplicações de defensivos nas culturas, os quais alcançam o rio por lixiviação ou através dos lençóis freáticos. Quando a água juntamente com os produtos químicos utilizados nas culturas percolam o solo, que, no caso da região, é bastante propício à infiltração, alcançando o lençol freático, seguem seu curso natural chegando aos cursos d'água, contaminando-os com materiais tóxicos. Outra possibilidade é essa água ser captada quando ainda está nos lençóis freáticos para utilização como água de abastecimento nos municípios, que é o que ocorre no município de Araraquara, onde 50% da captação é realizada em águas subterrâneas, sendo extremamente importante a consideração acerca das contaminações dessas águas, principalmente quando se tem que Araraquara está sobre um dos mais importantes aquíferos do mundo, o Aquífero Guarani.

O fato de as margens do ribeirão possuírem grandes trechos cobertos por concreto, ou seja, com mata ciliar ausente, contribui para o aumento dos riscos de erosão, assoreamento e desabamentos das encostas, que podem deixar expostas, ou até mesmo romper, tubulações de efluentes domésticos ou industriais.



5.4 Análises físicas químicas e biológicas da água

A água é um poderoso solvente e importante agente de intemperismo, erosão, transporte e disposição de materiais da terra. Há uma interação entre precipitação pluviométrica e geologia local, modificada pela extensão e pelo tipo de cobertura vegetal, fatores que determinam a transferência de minerais da terra para a água (VINNER, 1975, apud SANTOS, 1993). Por outro lado, atividades humanas tais como urbanização, agricultura, construção de estradas, entre outras, frequentemente aceleram as condições que conduzem a um estado de erosão (SANTOS, 1993).

A composição da água de um rio reflete, em maior grau do que nos lagos, as condições físicas, químicas e biológicas do entorno como, por exemplo, a natureza das rochas e o grau de maturidade dos solos (OLIVEIRA, 2002). Segundo Lage Filho (1996) apud Oliveira (2002), a interação entre as chuvas, as rochas, os solos e a vegetação exerce uma forte influência sobre os microrganismos da água, apresentando íntima relação com o tipo do solo e com a geologia.

5.4.1 pH

Em água pura existe uma determinada quantidade de íons H^+ e OH^- em equilíbrio com as moléculas de água, provenientes da dissociação da molécula de H_2O . Quando uma solução possui a mesma quantidade de íons H^+ e OH^- ela é dita neutra; quando ela possui uma concentração maior de íons H^+ ela é dita ácida e quando a concentração é maior de íons OH^- ela é dita básica. Essa concentração é medida pelo chamado pH (ESTEVES, 1998).

Segundo o mesmo autor, o pH pode ser considerado uma das variáveis mais importantes e, ao mesmo tempo, mais difíceis de se interpretar, pois são inúmeros os fatores que podem influenciá-lo. Por exemplo, o pH pode ser influenciado pela concentração de H^+ proveniente de íons da dissociação do ácido carbônico, que gera valores de pH baixos, ou pela concentração de OH^- através das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água.

Os principais fatores que influenciam as variações de pH da água são o ácido carbônico, bicarbonatos, carbonatos, ácidos fortes dissociáveis, constituição do solo, decomposição de matéria orgânica, ácidos orgânicos, efluente sanitário, efluentes industriais, tributários e solubilização de gases da atmosfera, como também os processos biológicos como fotossíntese, respiração e decomposição (PERES, 2002).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente em razão de seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto também é muito importante, pois determinadas condições de pH podem contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, ou exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Assim, o pH é um importante indicador dos aspectos metabólicos de um sistema. Em meios com pH ácido, nota-se baixa produtividade primária e baixa concentração de nutrientes (ODUM, 1988), além do fato de que, se há presença de matéria orgânica autóctone em decomposição, a liberação de CO₂ será aumentada e, conseqüentemente, o valor de pH cairá (PERES, 2002).

A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 e 8, com algumas exceções que ocorrem em ecossistemas que apresentam uma comunidade vegetal e animal bastante característica, como os rios amazônicos (ESTEVEVES, 1998).

Maier (1983) apud Oliveira (2003) relatou que as águas dos rios brasileiros têm tendência à variação do pH de ácidos a neutros. No entanto, o pH sobre influência antrópica depende fortemente do uso e da ocupação do solo da bacia, variando de acordo com os efluentes domésticos e/ou industriais, tipo de solo, entre outros (SILVA FILHO, 1998).

Todas as estações de amostragem apresentaram, em média, entre os anos analisados, valores de pH dentro dos padrões estipulados pela CONAMA 357/05 (pH entre 6,0 e 9,0 para os rios de classe 4, classe em que o ribeirão do Ouro se enquadra). O mesmo foi observado por Chinalia (1996) para os rios Jacaré-Guaçu e Monjolinho, Silva Filho (1998) para o ribeirão do Feijão, Peres (2002) para o rio Monjolinho, Takenaka (2002) para a represa do ribeirão das Anhumas, Lot (2006) e Macedo (2007) para o ribeirão das Cruzes. Somente Santos (1993), trabalhando com os córregos da Água Quente e da Água Fria, em São Carlos, Oliveira (2003) com o córrego do Cancã em São Carlos e

Teodoro (2008) com o córrego Marivan em Araraquara observaram um pH ácido nas análises realizadas, o que pode ser decorrente do fato de esses rios possuírem menor bacia de drenagem que os demais, não sendo, conseqüentemente, bem tamponados pelo qual motivo apresentam menores valores de pH (PERES, 2002).

Os valores comparativamente mais ácidos foram observados nas estações 11 e 7 para o ano 2005 e estações 11, 7 e 10 para o ano 2006 (Figura 14). Essa variação pode ter ocorrido por causa da entrada de matéria orgânica nesses pontos através, provavelmente, do STAR da Cutrale, de possíveis vazamentos de interceptores que passam pelo local e das criações de porcos existentes em muitas chácaras da região. Além disso, esse trecho do ribeirão apresenta mais vegetação nas margens e está em um local onde a atividade predominante é a agricultura.

Oliveira (2003), Sé (1992), Teixeira (1993), Santos (1993) e Peres (2002) observaram que os menores valores de pH encontravam-se próximos às nascentes e atribuíram isso à entrada de material alóctone oriundo da vegetação ciliar presente no local, o que ocasionou intensa decomposição. O oposto foi observado no presente trabalho, visto que a montante do ribeirão está predominantemente em áreas agrícolas e urbanas. Por outro lado, a jusante possui maior quantidade de áreas com mata ciliar, além, é claro, de áreas de maior impacto ambiental que colaboram com a entrada de material alóctone e do fato de a bacia estar localizada numa área de cerrado, onde os solos são predominantemente ácidos, e que, no caso da bacia em estudo, é caracterizado, entre outros tipo de solo, pelo latossolo definido por possuir pH baixo.

Portanto, são vários os processos que podem gerar um pH mais ácido ou mais básico. Entre os processos metabólicos existentes que ocorrem em águas naturais e podem contribuir para baixar o pH do meio são citados por Esteves (1998) os processos de oxidação biológica, de troca catiônica e de hidrólise de cátions.

Além desses fatores, o pH sofre influência também das inter-relações existentes entre as comunidades vegetais e animais e o meio aquático. Nessa relação, tanto as comunidades biológicas influenciam o pH quanto este interfere de diferentes maneiras no metabolismo dessas comunidades, atuando

diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, influenciando, deste modo, no transporte iônico intra e extracelular e entre os organismos e o meio (ESTEVEES, 1998).

As comunidades, por sua vez, podem influenciar o pH através, por exemplo, da assimilação de CO_2 pelo processo da fotossíntese, elevando o pH do meio. Este fato ocorre principalmente em águas com baixa alcalinidade. Em ambientes com alta alcalinidade, o pH pode baixar mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas em virtude da compensação do consumo de CO_2 pela dissociação de bicarbonato de cálcio (ESTEVEES, 1998).

Apesar das várias influências decorrentes do uso e ocupação do solo, o ribeirão consegue manter seus valores de pH próximos da neutralidade. Segundo Jordan (1989) apud Chinalia (1996), observa-se, em muitos ambientes, a existência de compostos tamponantes que absorvem a entrada de compostos ácidos.

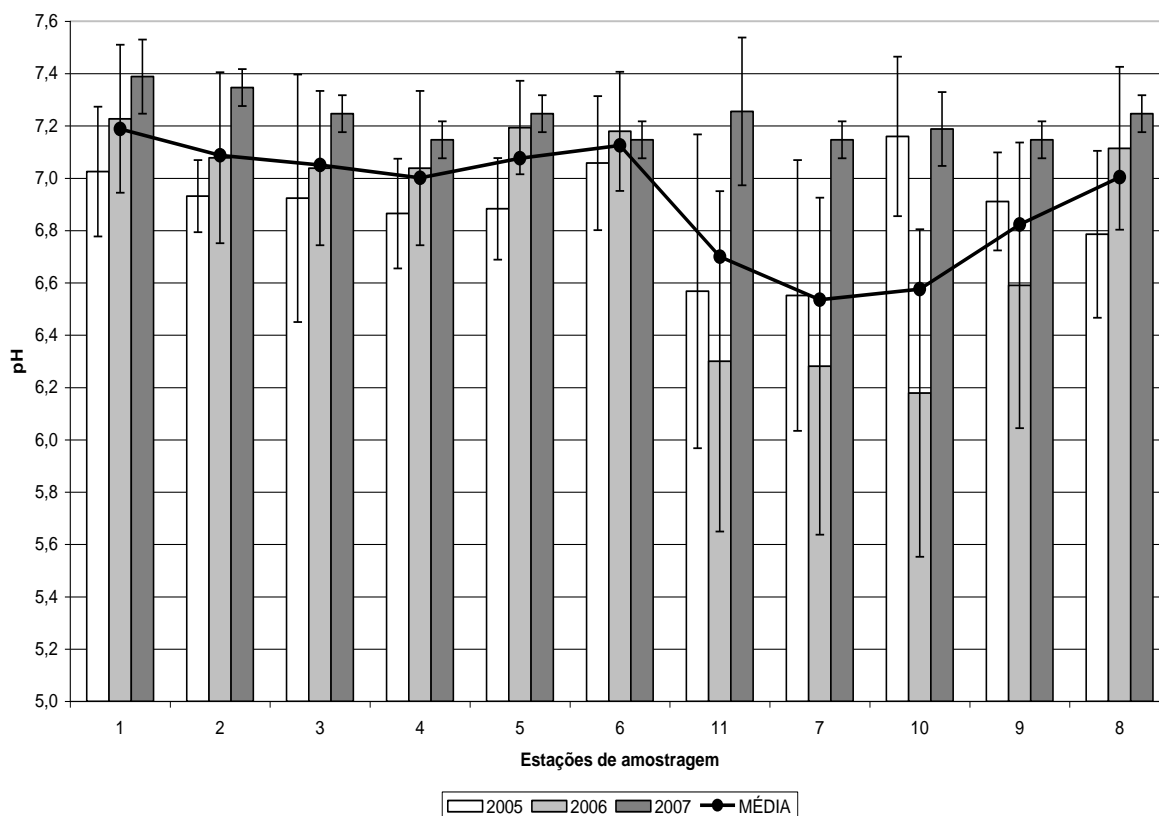


Figura 14 - Variação espaço temporal da pH nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

O ribeirão do Ouro obedeceu ao padrão apresentado por Santos (1993), pelo qual, na estação seca, a água tende a ter caráter mais ácido, aumentando o seu valor de pH progressivamente e tendendo à neutralidade na estação chuvosa (Figura 15).

O mesmo padrão foi observado por Oliveira (2003) para o córrego do Cancã, por Rios (1993) para o ribeirão do Feijão e por Santos (1993) para o córrego da Água Fria e o córrego da Água Quente.

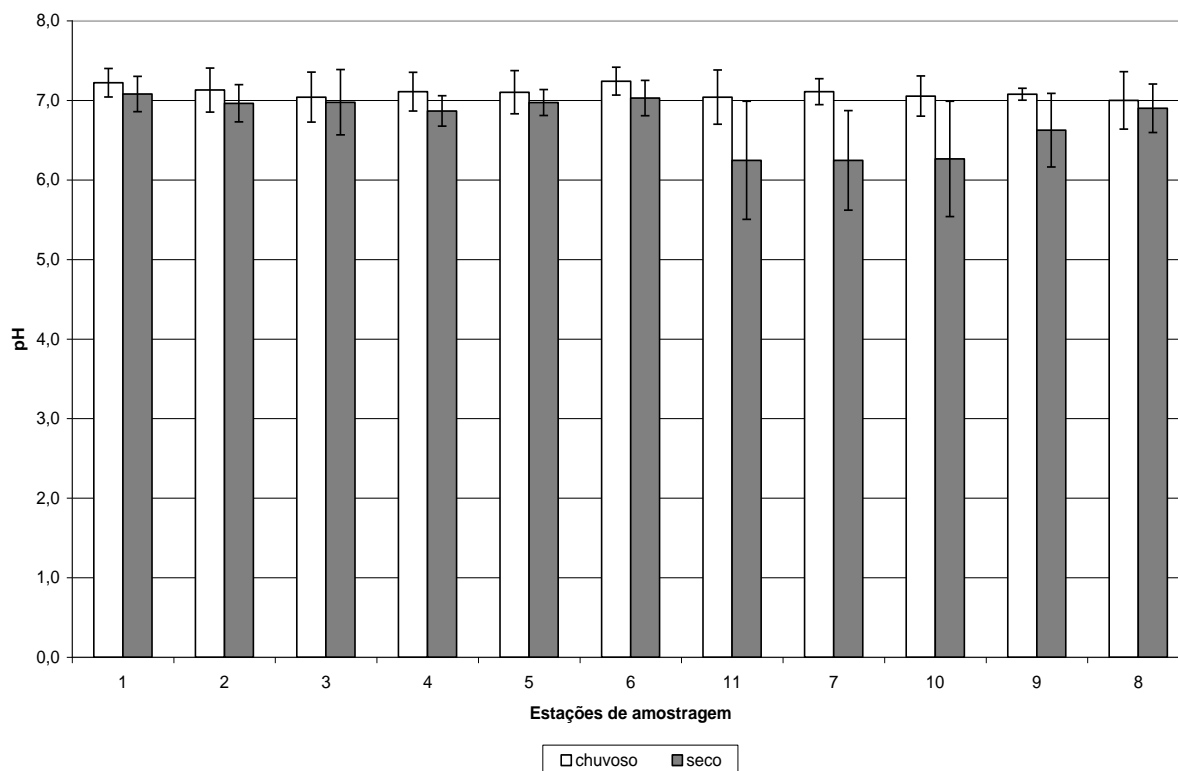


Figura 15 - Variação espacial do parâmetro pH entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Pode-se dizer, portanto, que, quanto maior for a biomassa vegetal em relação à massa d'água, maiores serão e em menor período de tempo ocorrerão as alterações de pH do meio. Assim, podem ocorrer grandes variações no pH no mesmo ecossistema no período de 24 horas e/ou em diferentes locais do mesmo ecossistema podem ser observados padrões e amplitude de pH diferenciados.

Dessa forma, para se inferir algo bastante seguro com relação ao fator pH isoladamente, são necessárias coletas mais frequentes, um

acompanhamento de 24 horas em todos os pontos de coleta determinados, além de um número de coletas maior ao longo do ano.

5.4.2 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca) em virtude da presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e partículas finas de matéria orgânica e inorgânica, compostos orgânicos solúveis, plâncton e outros organismos microscópicos. O tipo e a concentração dessa matéria orgânica controlam a turbidez e a transparência da água. Assim, a turbidez resulta do espalhamento e da absorção da luz incidente por partículas, diferente de transparência, que é o limite de visibilidade na água (GASTALDINI e MENDONÇA, 2003). A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas.

A turbidez tem como principais consequências as reduções da atividade fotossintética, e os principais fatores que podem influenciar essa variável estão ligados tanto a processos naturais quanto antrópicos, como precipitação pluviométrica, descartes industriais, lançamentos de efluente sanitário, vazão, constituição do sedimento de fundo, profundidade e ventos. A turbidez influencia diretamente a concentração e a diversidade específica dos organismos presentes no meio (PERES, 2002).

O ribeirão do Ouro apresentou valores de turbidez crescentes no sentido de montante a jusante no ribeirão. No entanto, algumas estações apresentaram médias bastante altas (acima de 100 NTU). No ano 2006, foram as estações de amostragem 11 e 10 que apresentaram valores extremamente altos; já no ano 2007 foram as estações 4, 10 e 9 (Figura 16).

Essas alterações nos valores de turbidez devem-se provavelmente ao aporte de matéria orgânica nessas estações de amostragem, já que estas estão localizadas em pontos de despejo de efluentes industriais e intensa

atividade agropecuária, considerando-se ainda que o ponto 4 recebe todo o efluente da área central da cidade de Araraquara.

O mesmo padrão foi observado por Lot (2006) para o ribeirão das Cruzes, Araraquara, que obteve valores crescentes no sentido montante-jusante apontando para a influência das áreas urbanas no aporte de materiais para o interior do ribeirão.

É possível, pelos resultados obtidos, estabelecer uma tendência na qual as estações a montante no ribeirão apresentam valores para turbidez mais baixos, ou seja, são estações onde a qualidade é melhor do que aquela apresentada pelas estações à jusante no ribeirão, que apresentou alguns valores bastante elevados em pontos que sofrem influências industriais, de vazamentos frequentes em interceptores e criação de animais. Essa tendência tem sua exceção na estação 8, pois esta, apesar de estar a jusante no ribeirão, encontra-se fixada no rio Chibarro, não sofrendo qualquer influência proveniente do ribeirão do Ouro. Outra exceção é a estação 4, que apresentou valor alto no mês de fevereiro de 2007 devido provavelmente às chuvas que nesse período são frequentes na região.

Em geral, a turbidez apresentou valores crescentes a partir da primeira coleta analisada em fevereiro de 2005 até a última em abril de 2007, indicando que houve, no decorrer dos anos, um acréscimo na demanda de material alóctone nas águas do ribeirão.

Além disso, esses valores encontrados para turbidez corroboram aqueles encontrados para o oxigênio dissolvido, DQO e DBO, como será visto adiante. Nas estações onde os valores de turbidez foram elevados, a concentração do oxigênio foi baixa chegando a ser nula em alguns pontos, e as demandas química e bioquímica de oxigênio foram elevadas.

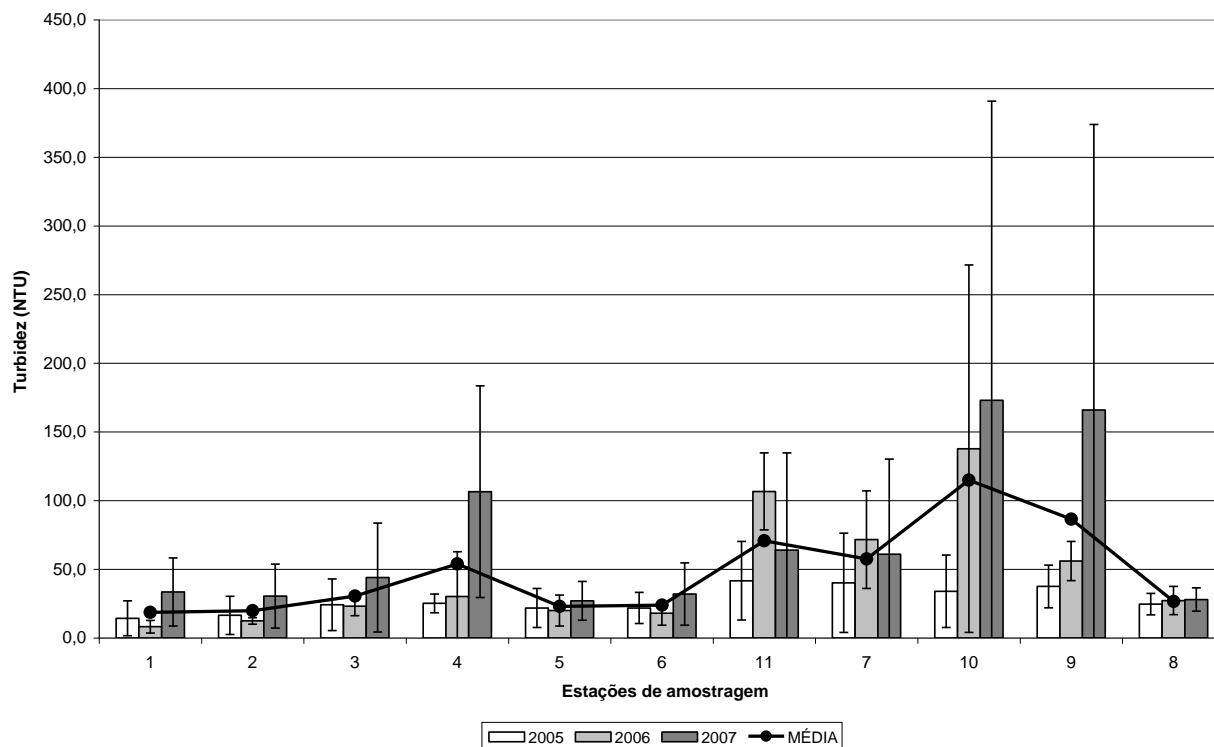


Figura 16 - Variação espaço-temporal da turbidez nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Na Figura 17 estão os dados para os períodos chuvosos e secos, apresentando valores, em média, mais altos nos períodos chuvosos para turbidez, quando ocorreu o revolvimento do sedimento de fundo e o carreamento de maior quantidade de material alóctone, corroborando os dados encontrados por Barreto (1999) para o rio Monjolinho e por Macedo (2007) para o ribeirão das Cruzes. No entanto, para este não foram encontrados valores muito altos (acima de 100 NTU) como o encontrado para o ribeirão do Ouro, evidenciando uma melhor qualidade da água para o ribeirão das Cruzes quando considerado o fator turbidez.

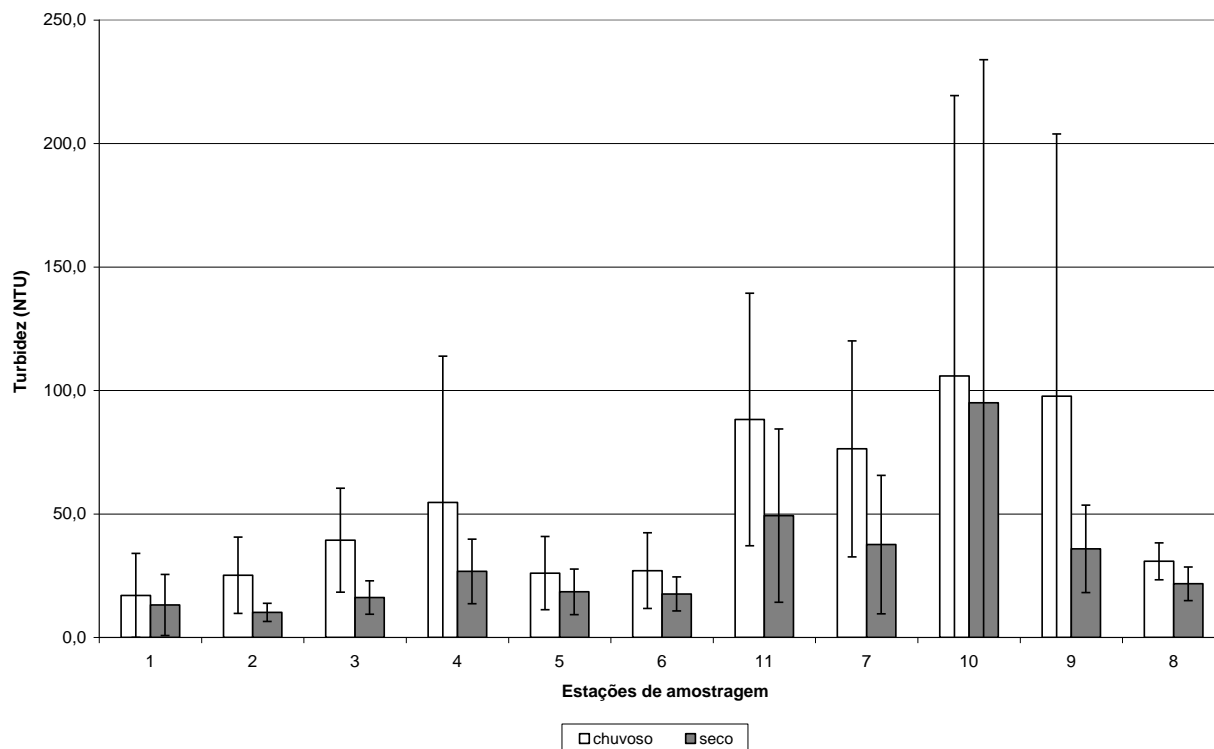


Figura 17 - Variação espacial do parâmetro turbidez entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.3 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é um dos principais responsáveis pela dinâmica e pela caracterização dos ecossistemas aquáticos. Suas principais fontes são a atmosfera e a fotossíntese e as principais fontes de perda são a difusão para a atmosfera, a oxidação da matéria orgânica e de íons metálicos (principalmente ferro e manganês) (ESTEVES, 1988 apud PERES, 2002; SILVA FILHO, 1998).

O oxigênio dissolvido na água é essencial para todas as formas de vida aquática, incluindo os organismos responsáveis pela depuração em águas naturais. Vários fatores podem contribuir para a perda ou ganho de oxigênio pelas águas dos rios os principais são a pressão atmosférica e a temperatura.

Com a elevação da temperatura e a diminuição da pressão, ocorre redução da solubilidade do oxigênio na água. Assim, a baixa pressão por causa da altitude pode levar a uma diminuição na solubilidade do oxigênio dissolvido na água. Por outro lado, a temperatura que, em grandes altitudes, é baixa

possibilita uma maior solubilidade do oxigênio na água. Dessa forma, um aumento na temperatura causará uma diminuição no teor de oxigênio, o que pode ser compensado pela pressão atmosférica maior. Portanto, pode-se dizer que organismos aquáticos tropicais têm, em princípio, menos oxigênio disponível na água que aqueles de locais de climas temperados (ESTEVES, 1998).

Outros fatores também contribuem para o aumento ou a diminuição na concentração de oxigênio na água, tais como flutuações nas atividades fotossintéticas que influenciam a quantidade de oxigênio dissolvido, principalmente em águas mais calmas onde possam existir macrófitas submersas, a oxidação de matéria orgânica que utiliza o oxigênio dissolvido na água e a entrada de afluentes contendo baixos teores de oxigênio (TEIXEIRA, 1993).

A concentração de oxigênio na água dos rios também sofre o efeito da geomorfologia e do consumo biótico. Geralmente em rios, a concentração de oxigênio é alta em razão da turbulência das águas correntes e, sem contaminação, ela estará normalmente próxima da saturação, sendo proporcionalmente maior em segmentos do rio onde a água atinge velocidade alta o suficiente para impedir a sedimentação de areia, argila ou silte fazendo com que o leito do rio seja caracterizado pela presença de cascalhos e seu curso caracterizado por corredeiras (CHINALIA, 1996).

Além de sofrer influências da geomorfologia e do clima, o teor de oxigênio dissolvido varia de um curso d'água para outro e ao longo do próprio curso pelo fato da constituição da bacia influir na erosão marginal aumentando o fluxo de substâncias oxidáveis para o interior dos rios. A ocupação do solo ao longo da bacia é responsável pelo acréscimo de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, contribuindo também para a depleção do oxigênio dissolvido (MATHEUS e TUNDISI, 1986 apud SANTOS, 1993; SILVA FILHO, 1998; PERES, 2002).

Rutherford et al. (1991) apud Chinalia (1996) relataram que o impacto causado pela entrada da matéria orgânica dos despejos de esgoto é maior em rios pequenos com fundo de areia. Quando a velocidade da água de um rio é baixa, sua aeração também será menor, permitindo um maior tempo de decomposição de materiais, dando origem a um leito arenoso, no qual a

colonização de macroinvertebrados diminui e a densidade de microrganismos aumenta, propiciando naturalmente um maior consumo de oxigênio. Esse complicador, associado à queda na força de atrito causado por esse tipo de curso d'água, diminui a concentração de oxigênio dissolvido. Nesses casos, a concentração de oxigênio pode vir a se tornar um fator limitante para a instalação de um biofilme adequado para a degradação de matéria orgânica.

O oxigênio dissolvido pode ser considerado um importante parâmetro de análise de água, pois taxas reduzidas desse gás podem comprometer a sobrevivência da fauna aeróbia aquática. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar a redução da sua concentração no meio. Concentrações em torno de 4mg/L a 5mg/L causam a morte de alguns peixes mais exigentes e inferiores a 2mg/L são letais para a grande maioria das espécies de peixes (LIMBERGER e CORRÊA, 2005).

Segundo Gastaldini e Mendonça (2003), em água doce o oxigênio dissolvido varia de 15 mg/L a 0°C a 8 mg/L a 25°C. O OD pode ser expresso em porcentagem do teor de saturação e varia sazonalmente e dentro do período de 24 horas, de acordo com a temperatura, pressão e atividade biológica (fotossíntese e respiração). De acordo com a resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 4, que é o caso do ribeirão do Ouro, o oxigênio dissolvido em qualquer amostra deve ser superior a 2,0 mg/L.

De acordo com as análises realizadas, somente as estações 11 e 7 do ano 2006 obtiveram valores abaixo do preconizado pela CONAMA 357/05. No entanto, as estações 11, 7, 10 e 9 para o ano 2005 e 10 e 9 para o ano 2007 também apresentaram valores bastante baixos quando considerado o valor mínimo estipulado para os ribeirões de classe 3 (< 4,0 mg/L O₂) (Figura 18).

O ribeirão em estudo é considerado como um curso d'água de classe 4, ou seja, seu limite para concentração de oxigênio dissolvido é bastante baixo, o que permite que suas águas sejam vítimas de diversos processos de degradação e ainda estejam dentro das normas. Portanto, este ribeirão deveria ser reenquadrado segundo essas normas, haja vista sua importância para o município ao qual pertence e para a bacia na qual está inserido, além de, estando suas águas em melhores qualidades, outros usos poderem ser atribuídos a ele, como o recreacional. O ideal deveria ser que se buscasse

sempre, em qualquer bacia, a melhoria em sua qualidade e não somente ficar dentro dos padrões que foram preconizados como corretos.

Santos (1993) observou que o córrego da Água Quente apresentou menores concentrações de oxigênio dissolvido que o córrego da Água Fria, em virtude provavelmente, da grande quantidade de matéria orgânica resultante da entrada de efluentes domésticos, e Takenaka (2002) verificou que o ribeirão das Anhumas, em geral, apresenta concentrações de oxigênio dissolvido inferiores ao limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 para as águas de classe 2. Em contrapartida, Teodoro (2008) observou que, para o córrego Marivan, os valores de oxigênio dissolvido estão dentro dos padrão para águas de classe 3.

Quando comparada a concentração de oxigênio dissolvido com a DBO e DQO, observa-se uma relação entre os resultados, e que, naquelas estações e meses em que os valores de OD foram menores, os de DQO e DBO foram mais elevados. Além disso, é possível observar para o OD a mesma tendência apresentada para turbidez, quando as estações localizadas a montante no ribeirão (estações 1, 2, 3, 4, 5 e 6) e a estação 8 apresentaram valores mais condizentes com uma boa qualidade de água do que aqueles a jusante (estações 7, 9, 10 e 11), onde, em alguns momentos, a concentração de oxigênio chegou a ser nula.

Essa diferença na concentração de oxigênio se deve provavelmente ao aporte de matéria orgânica proveniente principalmente de efluentes agrícolas e industriais e a possíveis vazamentos de interceptores e criação de animais, atividades estas concentradas na região a jusante no ribeirão.

É possível observar também que, para o mês de setembro de 2006, houve uma queda na concentração de O₂ a partir da estação 2, fato este que não foi observado nas demais coletas. Essa queda pode também ser observada nos dados apresentados para DQO e DBO, mas não nos dados referentes a coliformes, o que determina que a carga que entrou no sistema não foi proveniente de efluentes domésticos, mas pode ter ocorrido em consequência de algum tipo de incremento de matéria orgânica que houve na região no período da coleta dos dados.

O fato de o ribeirão do Ouro ser pequeno, com fundo predominantemente arenoso, e apresentar baixa declividade gera uma redução no atrito, diminuindo conseqüentemente a aeração da água.

A erosão marginal observada em vários pontos do ribeirão, principalmente naqueles com valores de oxigênio baixos, também pode contribuir para o comprometimento da quantidade de oxigênio disponível na água, pois pode aumentar o fluxo de substâncias oxidáveis para o interior dos rios.

Essa combinação de fatores pode também ser prejudicial quando em contato com algum tipo de contaminante, que irá demorar mais para ser depurado, quando isso for possível, aumentando a sua possibilidade de percolação no solo do ribeirão.

Pelos resultados obtidos para o ribeirão do Ouro, pôde-se observar que a entrada de resíduos domésticos e industriais e a alta decomposição interferem na quantidade de oxigênio dissolvido, corroborando os dados apresentados por Peres (2002) para o rio Monjolinho. Já Teixeira (1993), que estudou o ribeirão do Feijão, Santos (1993) o córrego da Água Fria e Oliveira (2003) o córrego do Cancã observaram um gradiente crescente de continuidade fluvial em relação à quantidade de oxigênio dissolvido com valores menores na nascente, onde ocorre a entrada de grande quantidade de material alóctone proveniente da mata ciliar ali existente.

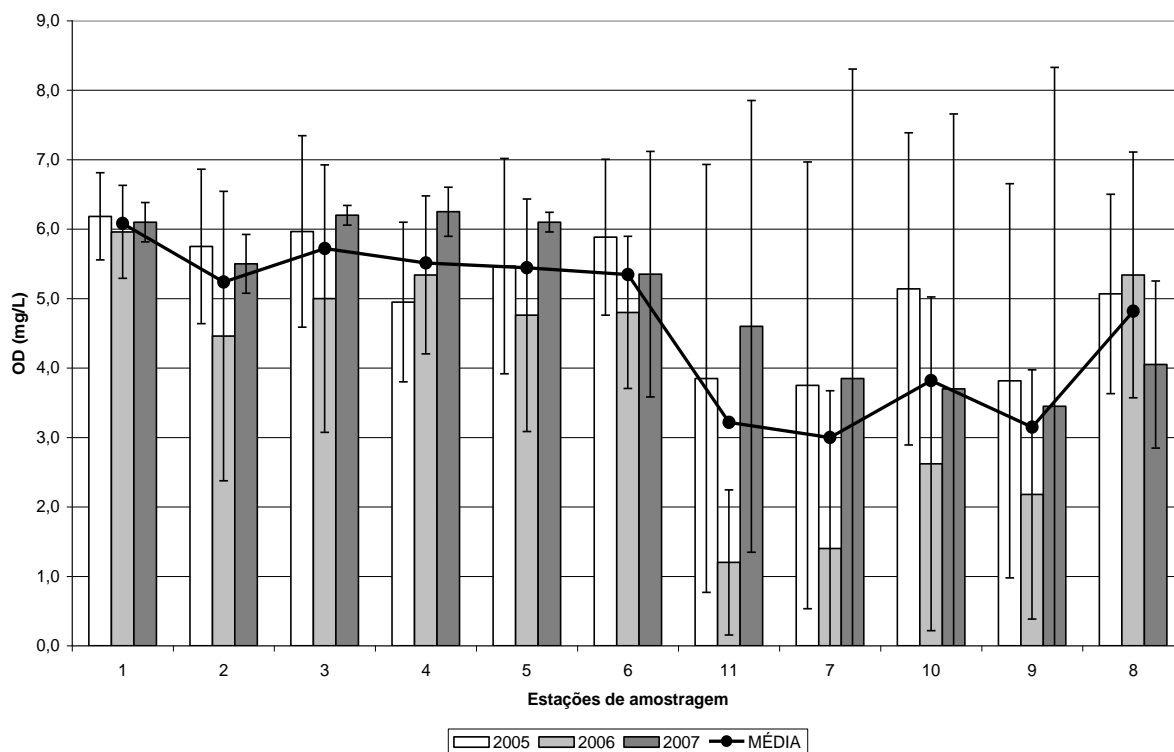


Figura 18 - Variação espaço-temporal do OD nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Com relação aos períodos de seca e chuva, a maioria das estações apresentou valores mais baixos nos períodos chuvosos, decorrente talvez de cargas de material provenientes do escoamento superficial urbano nesses períodos, gerando uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, além do fato de as temperaturas serem maiores nesse período, diminuindo a solubilidade do oxigênio e aumentando a intensidade dos processos biológicos, ou seja, o metabolismo dos organismos, provocando um maior consumo de oxigênio (Figura 19).

O mesmo padrão foi relatado por Santos (1993) para os córregos da Água Quente e Água Fria, Silva Filho (1998) e Rios (1993) para o ribeirão do Feijão, Oliveira (2003) para o córrego do Cancã, Chinalia (1996) para os rios Jacaré-Guaçu e Monjolinho e Macedo (2007) para o ribeirão das Cruzes.

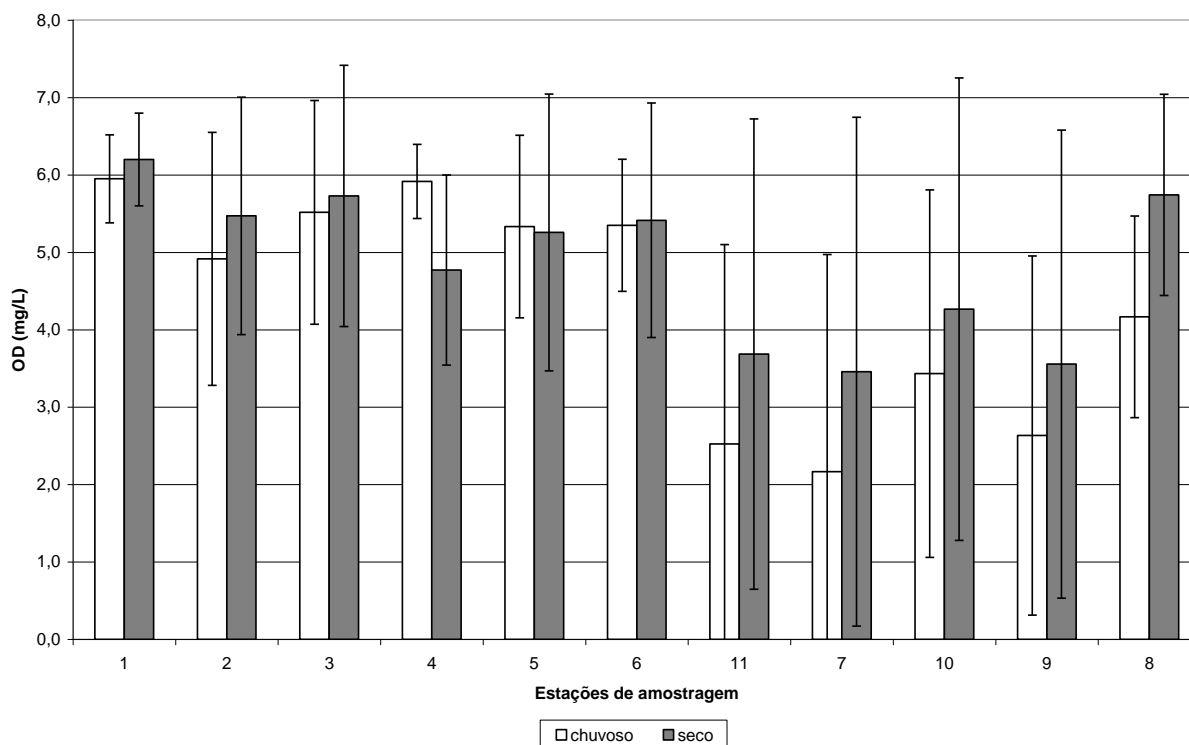


Figura 19 - Variação espacial do parâmetro OD entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio representa uma medida equivalente em oxigênio da matéria orgânica em uma amostra de água que é sujeita à oxidação por um forte oxidante, tal como dicromato de potássio. É amplamente utilizado como uma medida da susceptibilidade para oxidação de materiais orgânicos e inorgânicos presentes em corpos d'água e efluentes sanitários e industriais (GASTALDINI e MENDONÇA, 2003; PELAÉZ, 2001).

Os principais fatores que podem influenciar essa demanda são os lançamentos domésticos e industriais (influências antropogênicas), carreamento por chuvas de compostos de áreas adjacentes que demandam oxigênio para sua estabilização (influências naturais), a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos, o revolvimento do sedimento do fundo e a turbulência, devidos à ação dos ventos e da influência das margens e do fundo (BARRETO, 1999).

Como consequência da DQO elevada, ocorre a diminuição do oxigênio dissolvido. Os maiores valores de DQO e DBO ocorrem junto com uma queda nos valores de OD, o que pode ser melhor elucidado quando analisados os dados por coleta, provavelmente por causa da entrada no sistema de compostos provenientes de efluentes industriais, agropecuários e de possíveis vazamentos de interceptores. As condições da água podem melhorar com a presença de afluentes e corredeiras, ou seja, estes fatores podem melhorar o processo de autodepuração do ribeirão.

Os valores da DQO geralmente são maiores que os da DBO. No entanto, a análise conjunta da DBO e da DQO é de grande valia para verificar a biodegradabilidade no sistema hídrico. Quanto mais próximo dos valores da DQO estiverem os da DBO, maior será a biodegradabilidade.

Os valores de DQO apresentados na Figura 20 mostram uma maior concentração no ponto 11 e 7, decaindo na estação 10 e aumentando novamente na estação 9 no ano 2005, evidenciando uma provável entrada de matéria orgânica na região desta estação. No ano 2006, houve uma apresentação decrescente da concentração de DQO iniciando no ponto 11 até o 9. O oposto foi observado no ano 2007, no qual os maiores valores foram encontrados nas estações 10 e 9 seguidas das estações 7 e 11.

Todos os pontos em que se pôde observar valores altos encontram-se após a área urbana, após a Cutrale e seu STAR (Sistema de Tratamento de Águas Residuárias) ou após o bairro dos Machados, onde há passagem de interceptores de esgoto e pocilgas, evidenciando que o excesso de matéria orgânica oriunda desses despejos está influenciando a qualidade da água do ribeirão.

Esses dados corroboram aqueles encontrados por Pelaéz (2001) que estudando o rio Monjolinho e o ribeirão do Feijão, obteve valores de DQO altos para pontos localizados após a área urbana e por Teodoro (2008), que encontrou valores altos numa área de transição com a região urbanizada para o córrego Marivan.

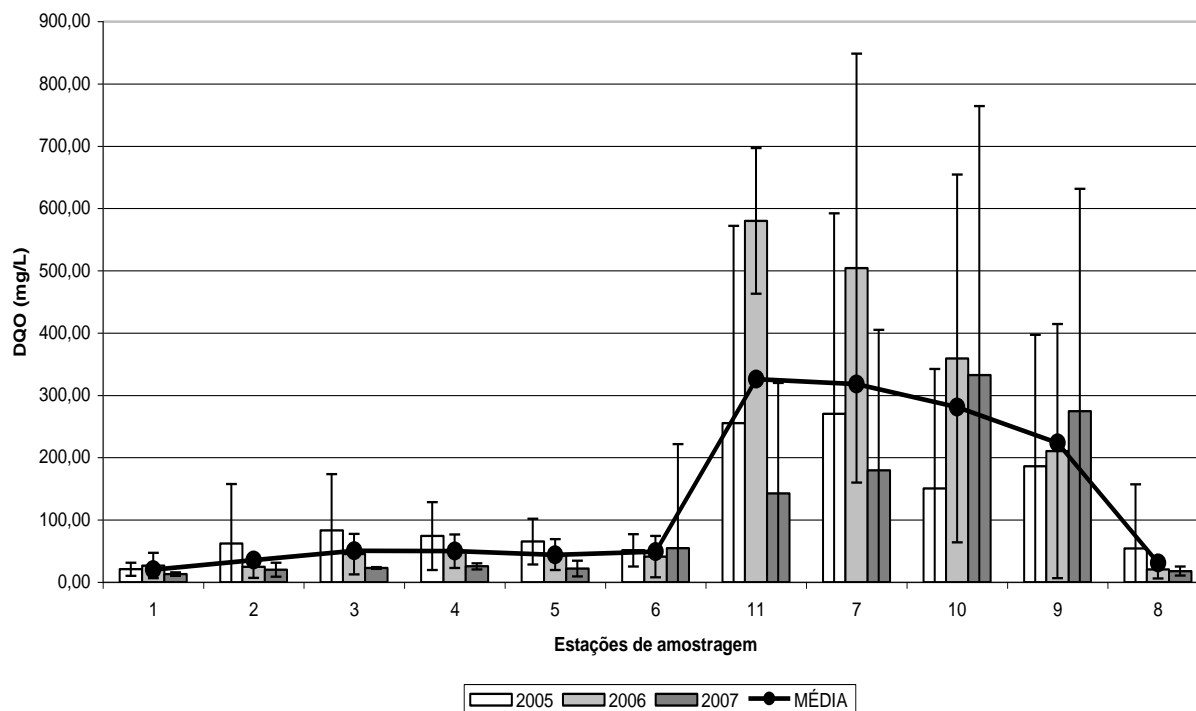


Figura 20 - Variação espaço-temporal da DQO nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Constatou-se também que, durante o período seco, os valores foram mais altos do que durante o chuvoso, provavelmente pela menor vazão do ribeirão durante a estiagem, o que resulta em diminuição na capacidade de depuração (Figura 21). O mesmo foi observado por Macedo (2007) para o ribeirão das Cruzes.

A estação 8 foi a que apresentou menor diferença entre os períodos amostrados, provavelmente por estar localizada no rio Chibarro, antes da foz com o ribeirão do Ouro, não sofrendo influência do mesmo e, também, por se tratar de um corpo d'água que possivelmente encontra-se numa situação mais estável, pois sofre menos influências antrópicas e possui uma maior vazão.

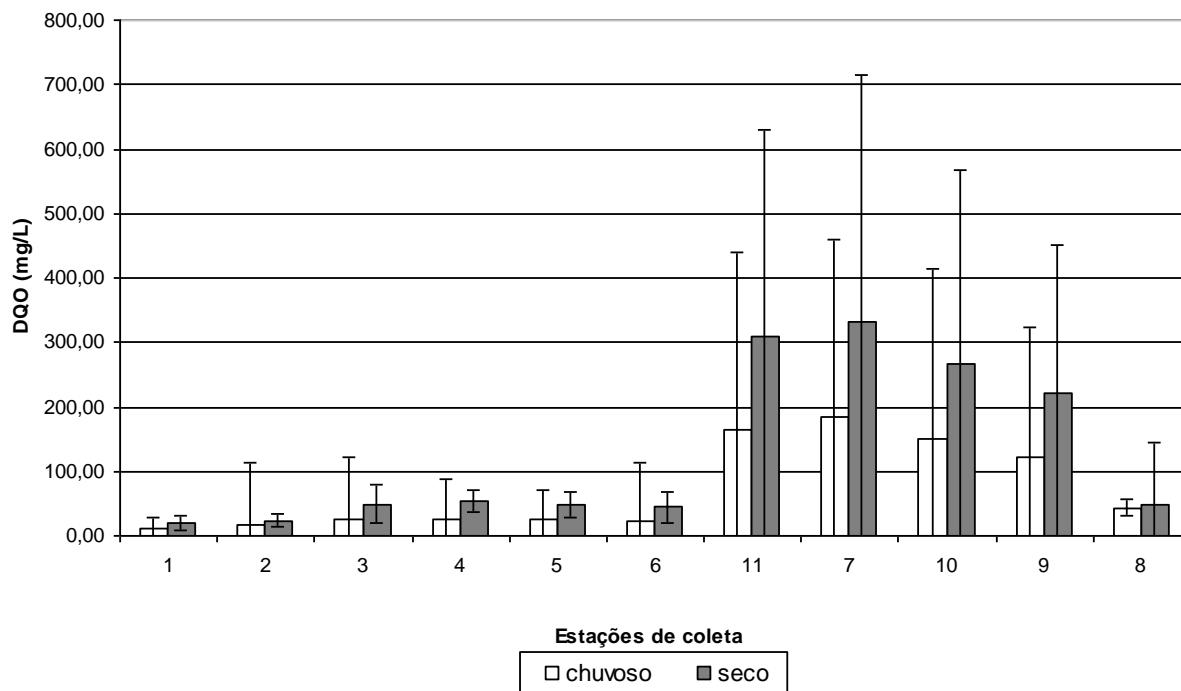


Figura 21 - Variação espacial do parâmetro DQO entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Demanda bioquímica de oxigênio é uma medida aproximada da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente em uma amostra de água e representa a quantidade de oxigênio necessária para os microrganismos presentes na amostra oxidarem a matéria orgânica para uma forma estável inorgânica (SILVA e MENDONÇA, 1996 apud GASTALDINI e MENDONÇA, 2003). A quantidade de oxigênio consumido durante a degradação bioquímica da matéria orgânica, juntamente com o oxigênio utilizado na oxidação de produtos inorgânicos em certo período de tempo, e também com o oxigênio utilizado para oxidar formas reduzidas de nitrogênio (demanda nitrogenada) pelo metabolismo de microrganismos aeróbios, promove a estabilização dessa matéria orgânica (BARRETO, 1999)

A DBO é mantida através de um procedimento laboratorial padrão que mede a quantidade de oxigênio consumida após a incubação da amostra a uma temperatura especificada, geralmente 20°C, por um período específico de

tempo, geralmente 5 dias. Em consequência do maior custo e do maior tempo demandado para a análise laboratorial, a DBO vem sendo parcialmente substituída em monitoramentos pela DQO (SILVA e MENDONÇA, 1996 apud GASTALDINI e MENDONÇA, 2003).

A DBO está associada, geralmente, ao nível trófico de um ecossistema aquático, seja este lótico ou lêntico. Alguns dos fatores que podem influenciar essa demanda são: temperatura, turbulência, população biológica envolvida no processo, concentração de matéria orgânica e lançamento de efluente sanitário e resíduos industriais (BARRETO, 1999).

A DBO apresentou valores que corroboram o apresentado pela DQO, ou seja, para o ano 2005, pode-se observar um grande aumento da DBO nas estações 11 e 7 seguido de queda na estação 10 e novo aumento na 9. Para o ano 2006, a estação 11 apresentou a maior taxa de DBO, podendo-se observar o efeito de autodepuração nas estações subseqüentes, e, no ano 2007, o aumento foi gradativo a partir da estação 6 até a 9 (Figura 22).

Comparando-se com os valores encontrados por Macedo (2007), tem-se que o ribeirão do Ouro apresentou médias muito superiores àquelas apresentadas pelo ribeirão das Cruzes e também superiores às encontradas por Teodoro (2008) para o córrego Marivan. Este fato deve-se provavelmente aos lançamentos tanto domésticos como industriais e agrícolas feitos no ribeirão, que aumentam a quantidade de matéria orgânica, aumentando a população biológica e conseqüentemente diminuindo a concentração de oxigênio nesses locais.

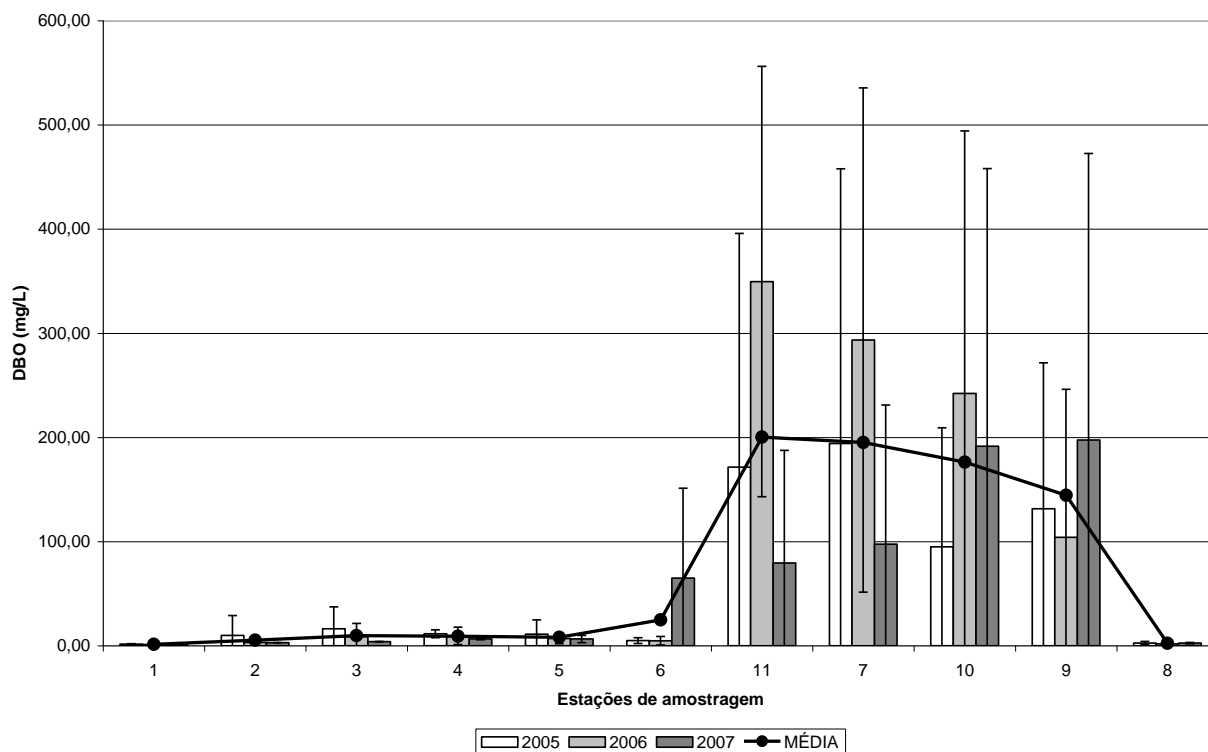


Figura 22 - Variação espaço-temporal da DBO nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Os valores foram mais elevados no período chuvoso nos pontos 2, 6 e 11 do que no período seco, evidenciando uma provável entrada de matéria orgânica no sistema, proveniente talvez da lixiviação do solo pelas águas das chuvas, fazendo com que todo o substrato lixiviado daquela região da bacia escoasse e se concentrasse nesses pontos (Figura 23). Já o ribeirão das Cruzes apresentou todos os valores mais elevados durante o período seco (MACEDO, 2007).

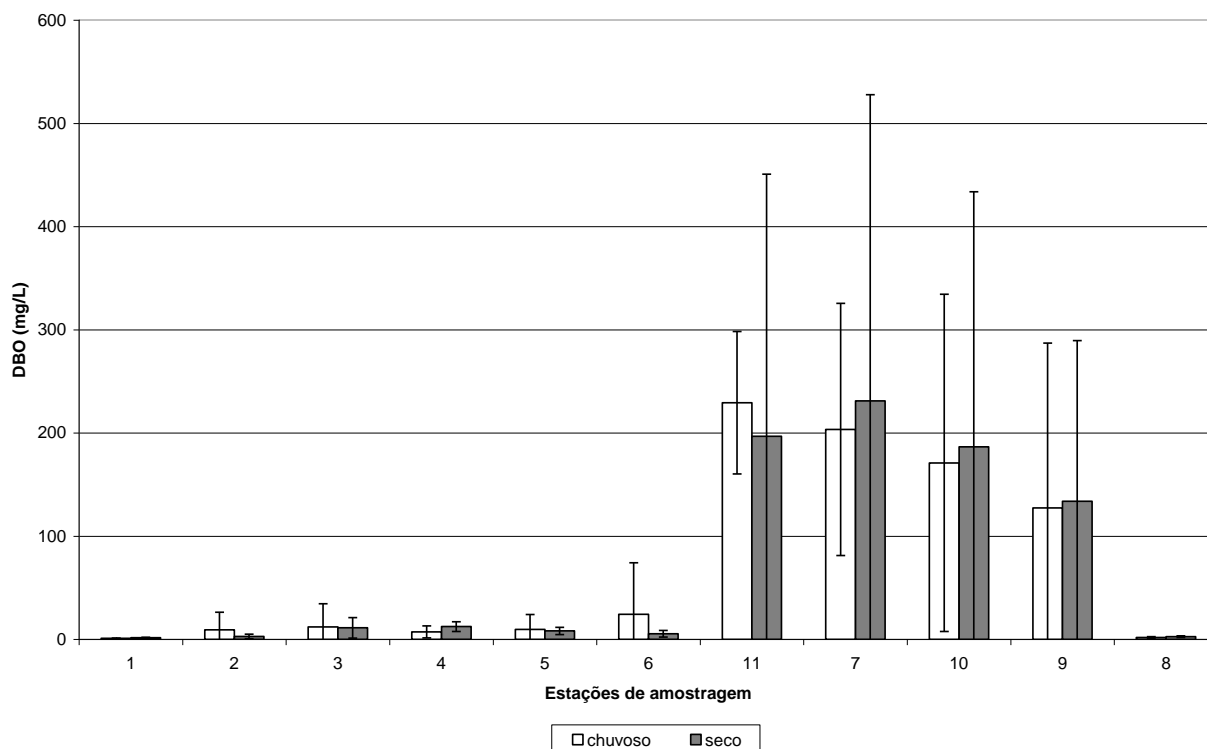


Figura 23 - Variação espacial do parâmetro DBO entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Assim, verifica-se que os valores da DBO estão sendo condizentes com os da DQO e com a concentração de oxigênio dissolvido na água quando comparados como indicadores de matéria orgânica no sistema. No entanto, os valores são extremamente altos se comparados com os dados da região, como aqueles apresentados pelo ribeirão das Cruzes, e estão bem acima do estipulado pela resolução CONAMA 357/05 para corpos d'água classe 3 (10mg/L). Isso se deve provavelmente à grande descarga de matéria orgânica realizada neste ribeirão durante o período analisado.

Esses três parâmetros apresentam uma tendência temporal, em que os menores valores apresentados de cada ano aumentam de 2005 a 2007 e os maiores valores diminuem, apesar de continuarem sendo extremamente altos, evidenciando que materiais alóctones continuam entrando no sistema da sub-bacia do ribeirão do Ouro.

5.4.6 Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio na biosfera alterna-se entre várias formas e estado de oxidação como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado no estado inorgânico, sob a forma de: nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, nitrogênio orgânico dissolvido (peptídios, aminas, aminoácidos, etc) e de nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fito e zooplâncton, etc) entre outras (SILVA FILHO, 1998).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo aquático. Essa importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um componente básico da biomassa de qualquer ser vivo. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos, comprometendo a sobrevivência da biota aquática (SILVA FILHO, 1998).

O nitrogênio é um componente de grande importância, pois é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo conduzir à eutrofização. O nitrogênio utiliza o oxigênio dissolvido na água para os processos de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato. Em um curso d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio de poluição ocasionada eventualmente por algum lançamento de efluente sanitário a montante e se essa poluição é recente (SPERLING, 1996).

É também um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de efluentes. O nitrogênio nos processos de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato que eventualmente possa ocorrer numa estação de tratamento de efluentes implica no consumo de oxigênio, e o nitrogênio no processo de conversão do nitrato a nitrogênio gasoso implica em economia de oxigênio (SPERLING, 1996).

A descarga de esgoto é caracterizada não somente pelas altas concentrações de nutrientes, mas também de matéria orgânica ou carbono. É sabido que as bactérias nos sistemas aquáticos são mais limitadas pela fonte de carbono do que por nutrientes, pois estes são facilmente obtidos por esses organismos por causa de sua baixa relação tamanho/volume. Uma maior

disponibilidade de carbono pode aumentar a atividade bacteriana que, por sua vez irá influenciar os outros níveis tróficos (CHINALIA, 1996).

Alguns fatores influenciam a dinâmica do nitrogênio, como a velocidade da corrente e a atividade biológica. Outro importante fator a ser considerado é a poluição atmosférica, que contribui mais com a entrada de nitrogênio no sistema do que a precipitação na forma de chuva. Essa contribuição tem sido alterada pela ação do homem no equilíbrio atmosférico em razão de constantes e excessivas emissões de óxidos de nitrogênio, pela queima de combustíveis fósseis, nos processos de urbanização e industrialização (MARGALEF, 1986).

Odum (1988) relatou, em estudos realizados com bacias hidrográficas, que as perdas de nutrientes em bacias não perturbadas são pequenas e, geralmente, provocadas por chuva e intemperismo. À medida que aumenta a porcentagem de solos sob uso agrícola ou urbano, observa-se um aumento repentino nas concentrações de alguns nutrientes como o nitrogênio.

5.4.6.1 Amônia

A amônia é formada durante o processo de decomposição tanto aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica dissolvida e particulada realizado por organismos heterotróficos, sendo o sedimento o principal sítio de realização desse processo (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio amoniacal indica se o ponto de monitoramento está sofrendo uma influência recente das fontes de contaminação por efluente doméstico, pois esta é caracterizada pela presença de uréia hidrolisada proveniente de fontes diretas de proteínas.

Altas concentrações de amônia podem ter grandes implicações ecológicas, como influenciar a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que grandes quantidades de oxigênio são requeridas para sua oxidação, e influenciar a comunidade de peixes, pois em pH básico o íon amônio se transforma em amônia que, dependendo de sua concentração, pode ser tóxica para esses organismos. Concentrações de 0,25 mg/L ou superior afetam o crescimento de peixes e valores superiores a 0,5 mg/L são letais para metade da população de peixes, embora este valor seja dificilmente atingido, pois é

necessário que ocorra simultaneamente elevados valores de pH, temperatura e baixos valores de potencial de oxirredução (ESTEVES, 1998).

Em rios bem oxigenados, os compostos de amônia são rapidamente oxidados a nitrito e este a nitrato por ação de organismos nitrificantes, e a concentração de nitrato possui forte relação com as práticas agrícolas e com a decomposição de efluentes sanitários.

Com relação à amônia, os três anos apresentaram diferentes resultados, evidenciando que ocorreram, provavelmente, diferentes entradas de fontes de contaminação no sistema, corroborando a teoria da descontinuidade fluvial, ou seja, o ribeirão apresenta, ao longo de seu curso, pulsos de entrada de material alóctone proveniente principalmente de atividades antrópicas e que vão alterar a qualidade da água daquele ponto em diante.

Para o ano 2005, os maiores valores foram encontrados nas estações 2, 3, houve um aumento da taxa de amônia na estação 4 e redução desta taxa na estação posterior. No ano 2006, foram as estações 4 e 11 que apresentaram picos de concentração de amônia. Já no ano 2007, os maiores valores foram encontrados em estações mais próximas à foz do ribeirão, estações 11 e 7 e 10 e 9 (Figura 24).

Esses valores evidenciam a intensa atividade de decomposição a que esses pontos estão sujeitos, pois a entrada de matéria orgânica nessas regiões está sendo elevada, proveniente, provavelmente, de efluentes tanto sanitários como industriais e agrícolas. O mesmo padrão foi observado por Santos (1993) para o córrego da Água Quente. No entanto, Macedo (2007) observou valores, em média, mais altos para o ribeirão das Cruzes quando comparados aos apresentados pelo ribeirão do Ouro.

As concentrações elevadas nos anos 2005 e 2006 para a estação 4 podem estar ocorrendo por causa da canalização do ribeirão que deságua nessa região, já que este é responsável pela drenagem da água de todo o centro urbano do município, podendo estar carregando grande quantidade de matéria orgânica e de produtos químicos que podem estar sendo utilizados nos estabelecimentos dessa região, que é bastante densa.

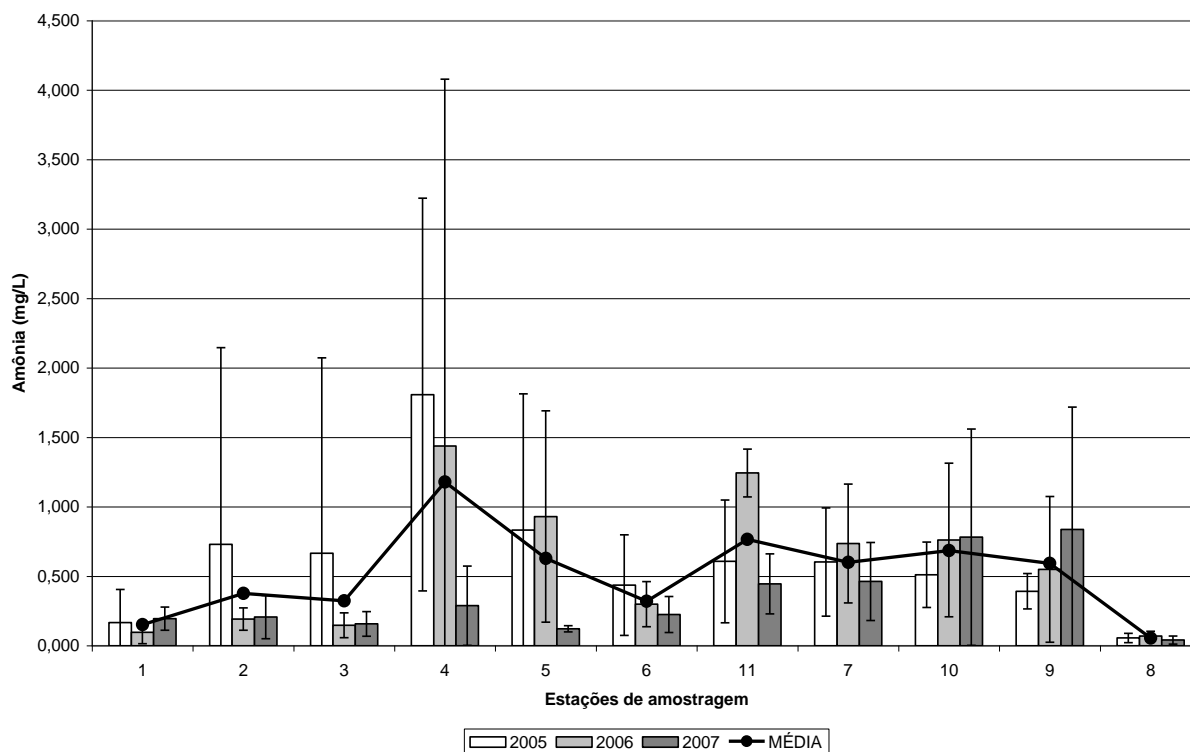


Figura 24 - Variação espaço-temporal da amônia nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Os resultados obtidos quando relacionados período seco e chuvoso mostraram uma tendência para maiores concentrações no período chuvoso, em consequência, provavelmente, do carreamento das águas superficiais. No entanto, cabe destacar que as estações 1, 4, 5 e 8 não apresentaram a mesma tendência, observando-se, principalmente na estação 4, maiores concentrações de amônia no período seco (Figura 25). Isso se deve, provavelmente, ao fato de o ribeirão apresentar nesse período uma menor vazão, fazendo com que a quantidade de todos os possíveis poluentes tornasse mais concentrada. Portanto, essa grande entrada de material alóctone nesse ponto juntamente com a baixa vazão característica do período, gerou uma menor capacidade de depuração das águas do ribeirão e, conseqüentemente, do processo de oxidação da amônia.

Comparando os valores encontrados para o ribeirão do Ouro com aqueles encontrados para o ribeirão das Cruzes, tem-se que ambos apresentaram médias mais elevadas no período chuvoso, decorrente provavelmente da lixiviação do solo.

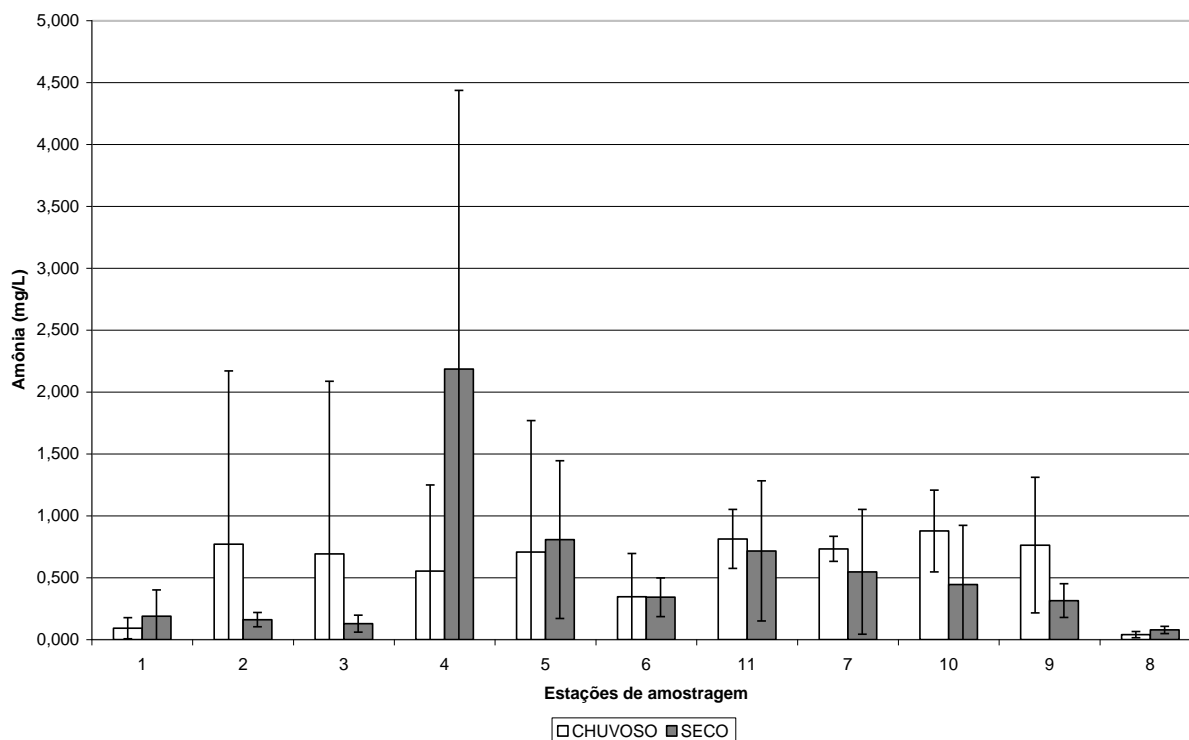


Figura 25 - Variação espacial do parâmetro amônia entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.6.2 Nitrito

O nitrito representa uma fase intermediária entre amônia e nitrato; é um composto intermediário e instável, dependendo da ação de bactérias para ser convertido em nitrato (TEIXEIRA, 2000).

Segundo Esteves (1988) apud Silva Filho (1998), o nitrito é encontrado em baixas concentrações em ambientes aquáticos com altas concentrações de oxigênio, pois, havendo o oxigênio, ele é rapidamente convertido em nitrato. Assim, concentrações altas de nitrito são indicadoras de águas poluídas por efluentes industriais, por exemplo, visto que esse geralmente aparece em baixas concentrações nos corpos d'água como um todo, sendo a qualidade de água frequentemente classificada como insatisfatória microbiologicamente (PELAÉZ, 2001).

Os maiores valores encontrados para o ano 2005 corresponderam às estações 2, 3, com um pico na 4, decaindo na 10 e na 9. No ano 2006, as

maiores concentrações foram nas estações 4, 5 e 6, e o maior valor na 5. No ano 2007, foram as estações 10 e 9 que apresentaram as maiores concentrações. As estações de amostragem correspondem à foz do córrego da Servidão no encontro com o ribeirão do Ouro (estação 4), a estação de coleta após o mesmo (estação 5), o ponto próximo ao STAR da Cutrale (estação 6) e os pontos localizados após o bairro dos Machados (estações 9 e 10) (Figura 26).

Esses valores encontrados corroboram aqueles observados para a amônia, visto que o nitrito é um elemento proveniente da reação de oxidação desta, ou seja, o nitrito apresentou concentrações maiores nos mesmos pontos que a amônia, o que indica também que, nesses pontos, havia uma concentração de oxigênio suficiente para que o processo de nitrificação ocorresse rapidamente.

Já, o córrego Marivan apresentou baixas concentrações de nitrito, o que, segundo Teodoro (2008), pode significar grande atividade bacteriana e carência de oxigênio.

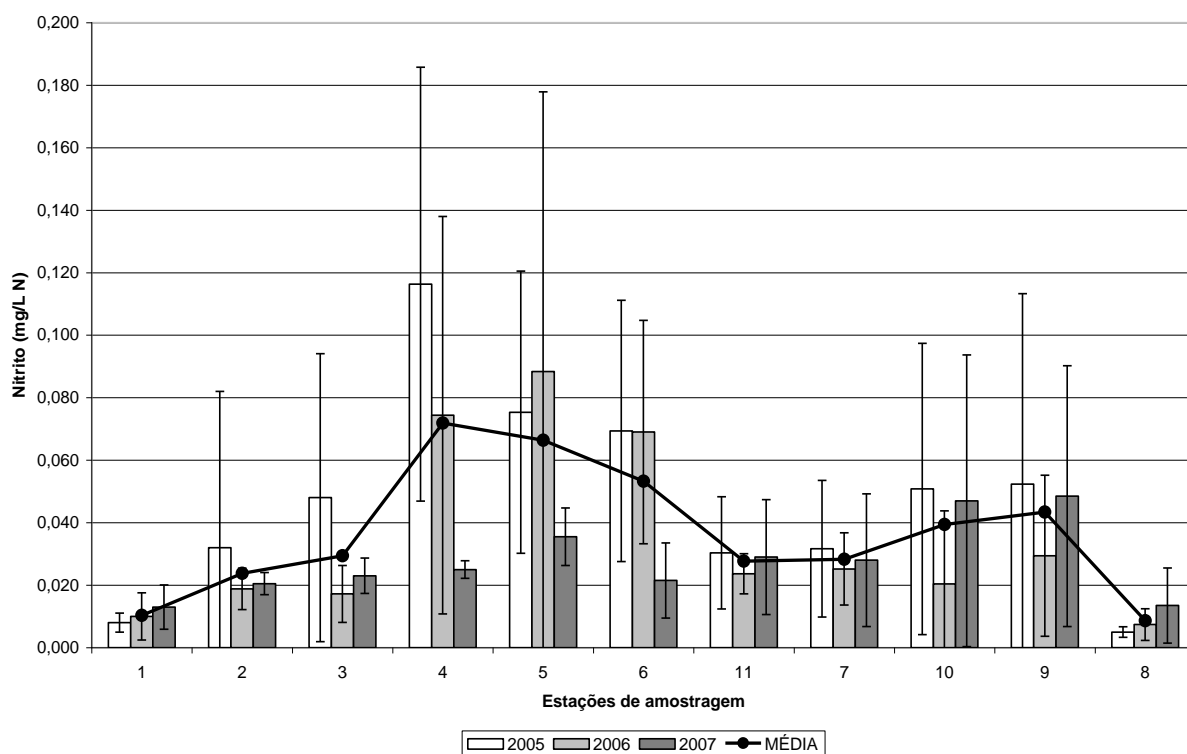


Figura 26 - Variação espaço-temporal do nitrito nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

A maioria dos valores foi mais alta durante o período seco, com exceção das estações 2, 3 e 8 (Figura 27), evidenciando a interferência da vazão no processo de diluição do nitrito, ou seja, durante o período de seca, a vazão do ribeirão é menor, acarretando uma queda na capacidade de diluição do mesmo e aumentando a concentração de nitrito na água, o que fica ainda mais evidente em cursos d'água sujeitos a receber material alóctone de fontes potencialmente poluidoras.

No entanto, o valor máximo médio encontrado para o ribeirão do Ouro foi menor do que o encontrado para o ribeirão das Cruzes (MACEDO, 2007).

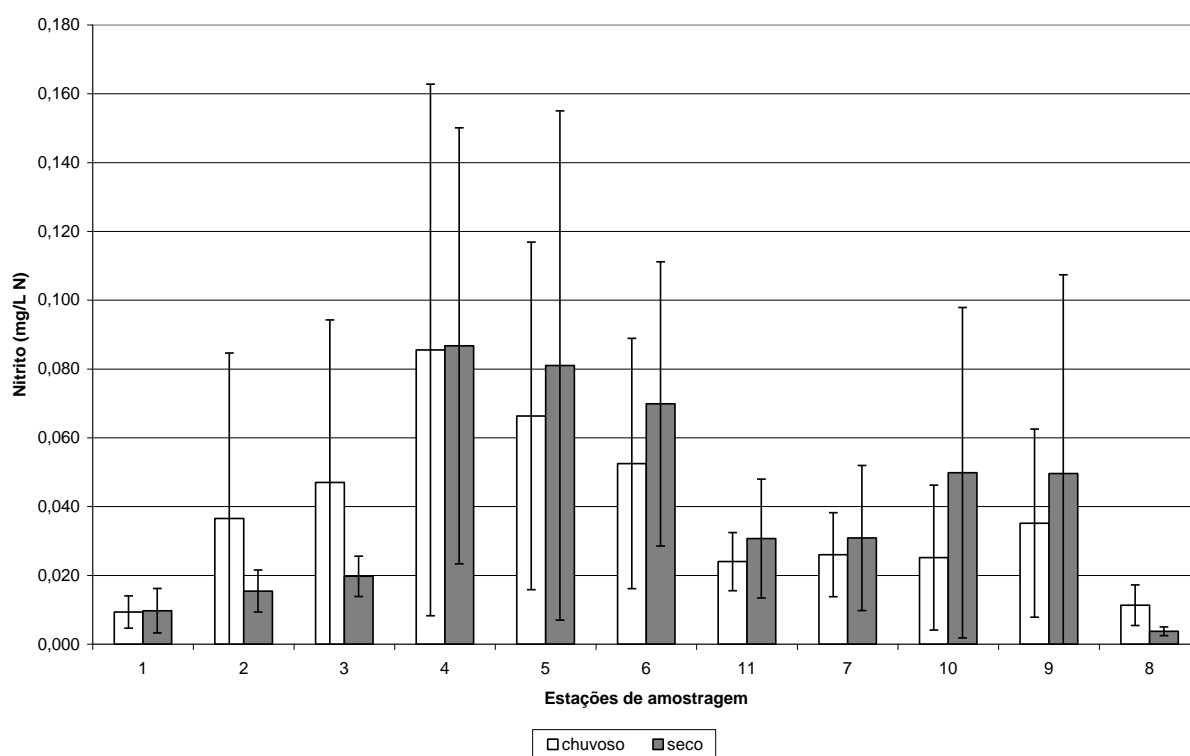


Figura 27 - Variação espacial do parâmetro nitrito entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.6.3 Nitrato

O nitrato é a forma mais oxidada das formas nitrogenadas e suas principais fontes naturais são as águas de chuva e enxurrada (TEIXEIRA,

2000). A forma salina completamente oxidada do nitrato é a forma utilizada pelos vegetais e também a mais abundante na ambiente aquático (OLIVEIRA, 2003).

Fontes naturais de nitrato nas águas superficiais incluem rochas ígneas, drenagem de solos e resíduos de animais e plantas. Níveis naturais raramente excedem 0,10mg/L, mas podem ser aumentados por águas residuais industriais e sanitárias. Em áreas rurais, o uso de fertilizantes pode ser uma fonte significativa.

Os valores para o nitrato também corroboram os valores encontrados para as demais formas de nitrogênio e suas propriedades. Assim, tem-se que nos anos 2005 e 2006, o maior valor encontrado para o nitrato correspondeu à estação 4, diminuindo nas estações seguintes, e, para o ano 2007, houve uma variação, na qual observou-se um aumento na estação 5 com decréscimo na estação 6, seguido de novo acréscimo na estação 11 e decréscimo na estação 7 e novamente um aumento na concentração na estação 10 e diminuição na 9 (Figura 28).

Em relação ao nitrato, análises realizadas por Macedo (2007) no ribeirão das Cruzes apresentaram médias inferiores àquelas encontradas para o ribeirão do Ouro, mostrando-o em melhores condições do que este.

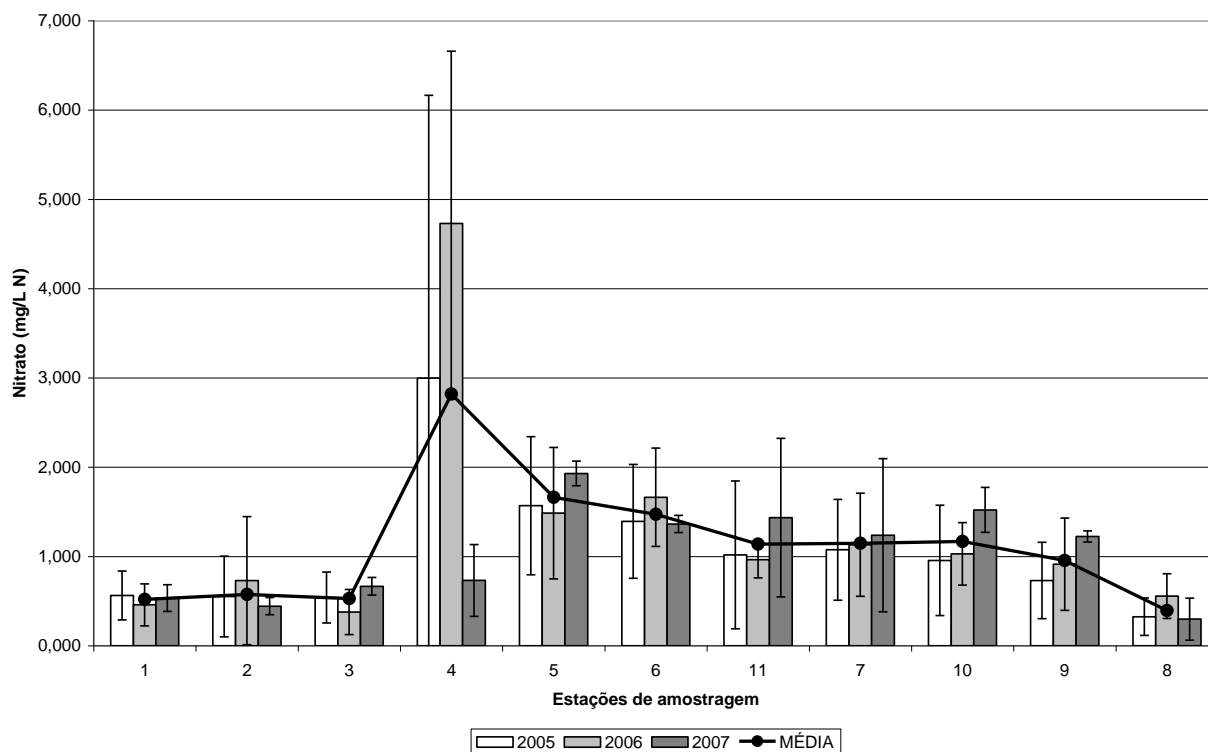


Figura 28 - Variação espaço-temporal do nitrato nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Diferente do nitrito, o nitrato apresentou maiores valores na estação chuvosa, com exceção das estações de amostragem 2, 7 e 9 (Figura 29), evidenciando que uma lixiviação do solo pode ter contribuído para essa tendência.

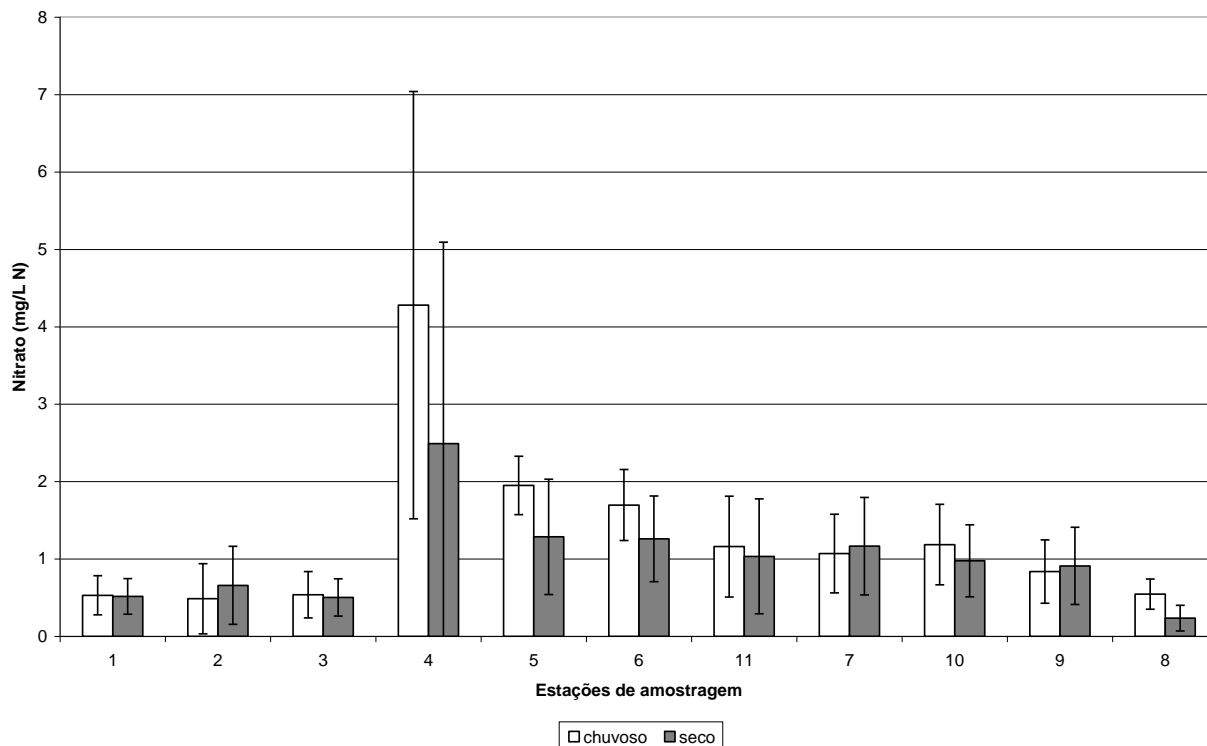


Figura 29 - Variação espacial do parâmetro nitrato entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Considerando todas as formas do nitrogênio analisadas neste trabalho pode-se dizer que os resultados encontrados evidenciam a grande influência dos efluentes domésticos e industriais e da lixiviação do solo na concentração de nutrientes do ribeirão, assim como observou Barreto (1999) para o rio Monjolinho e Pelaéz (2001) para o ribeirão do Feijão e o rio Monjolinho, nos quais os menores valores foram obtidos na nascente, tendendo a aumentar a partir desse ponto, principalmente pela ação antrópica em consequente ao lançamento de efluentes.

Em concordância, os resultados das análises de nutrientes nas águas dos córregos da Água Fria e da Água Quente realizadas por Santos (1993) mostraram que os pontos que têm maior influência de atividades humanas apresentam as maiores concentrações dos diferentes elementos.

Assim como o encontrado por Oliveira (2002) para o córrego do Cancã, o nitrato foi a forma mais abundante registrada neste estudo, seguido pelo amônio. Esse resultado pode ser atribuído ao fato de existirem atividades

agrícolas na sub-bacia estudada, tanto na região de nascente como após a área urbana, onde a cultura predominante é a cana-de-açúcar, que gera grandes quantidades de fertilizantes lançados diretamente no córrego ou lixiviados dos solos adjacentes.

Segundo Santos (1993), alguns componentes dissolvidos são diluídos durante as vazões das cheias, enquanto outros tornam-se mais concentrados, como resultado da lavagem do solo durante o escoamento superficial. O material particulado e os poluentes nele adsorvidos aumentam sua concentração com o aumento das vazões. Essa sequência de fatos pôde ser comprovada com os resultados obtidos neste estudo, quando foram encontrados os maiores valores de nutrientes ora durante a estação chuvosa ora durante a estação seca.

Essa concentração mais alta no período de estiagem pode ser decorrente da diminuição do fluxo de água, característica desse período, como o descrito por Pelaéz (2001) para o ribeirão do Feijão e rio Monjolinho, e, conseqüentemente, o aumento da concentração ocorre por causa da entrada de efluentes.

No geral, não pode ser estabelecido, pelos dados analisados, um padrão entre as três formas nitrogenadas. Somente a estação de número 4 apresentou uma tendência, evidenciando valores bastante altos para todos os anos analisados, mostrando que, de alguma forma, a região central da cidade de Araraquara vem contribuindo para um acréscimo na concentração de nitrogênio no ribeirão do Ouro através de seu afluente, o córrego da Servidão. Deve-se considerar também o fato deste afluente ser canalizado e de essa canalização ter sido realizada há bastante tempo, podendo estar sujeita a vazamentos e ligações clandestinas de esgoto, o que contribui para o acréscimo na concentração das formas nitrogenadas derivadas tanto de excrementos humanos como de animais domésticos, visto a grande densidade populacional existente na região.

A lixiviação de um solo caracterizado predominantemente por asfalto e por possuir intenso tráfego de veículos colabora para o aumento na concentração de nitrogênio, segundo explica Esteves (1998). O autor relatou que alguns produtos de limpeza e a matéria orgânica proveniente de alimentos podem também contribuir para um acréscimo de nitrogênio nas águas de um

ribeirão. Considerando que, no centro urbano, existe um tráfego intenso durante praticamente todo o dia e que, nesse local, existem diversos estabelecimentos que usam constantemente produtos de limpeza e outros vários que trabalham com alimentos, é possível inferir que parte da alta concentração de formas nitrogenadas no ponto 4 pode ser proveniente dessas fontes.

5.4.7 Coliformes totais e fecais (*Escherichia coli*)

O grupo de coliformes totais constitui-se de um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais homeotérmicos. Tal grupo foi bastante usado em algumas áreas, embora as dificuldades associadas com a ocorrência de bactérias não-fecais sejam um problema (SPERLING, 1996).

As bactérias do grupo de coliformes são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal, pois apresentam-se em grande quantidade nas fezes humanas. Assim, a probabilidade de que sejam detectadas após o lançamento é incomparavelmente superior à dos organismos patogênicos. Apresentam-se exclusivamente em fezes de animais homeotérmicos e possuem resistência similar à da maioria das bactérias patogênicas intestinais (SPERLING, 1996).

O número de coliformes totais e principalmente fecais na água é um forte indicativo das condições sanitárias do meio e serve como indicador da contaminação por efluentes sanitários. As quantidades encontradas fornecem subsídios sobre a origem e a intensidade da contaminação (TEIXEIRA, 2000). Assim, a determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade de existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, paratifóide, desintéria bacilar e cólera.

5.4.7.1 Coliformes totais

Durante o ano 2005, nenhuma estação apresentou valores altos. No ano 2006, as estações de amostragem 11, 7 e 10 apresentaram valores altos,

bastante acima dos demais. O ano 2007, apresentou médias altas para as estações 7, 10 e 9 (Figura 30).

Macedo (2007) observou que, para o ribeirão das Cruzes, foram encontrados valores superiores para o parâmetro coliformes totais em relação ao encontrado para o ribeirão do Ouro.

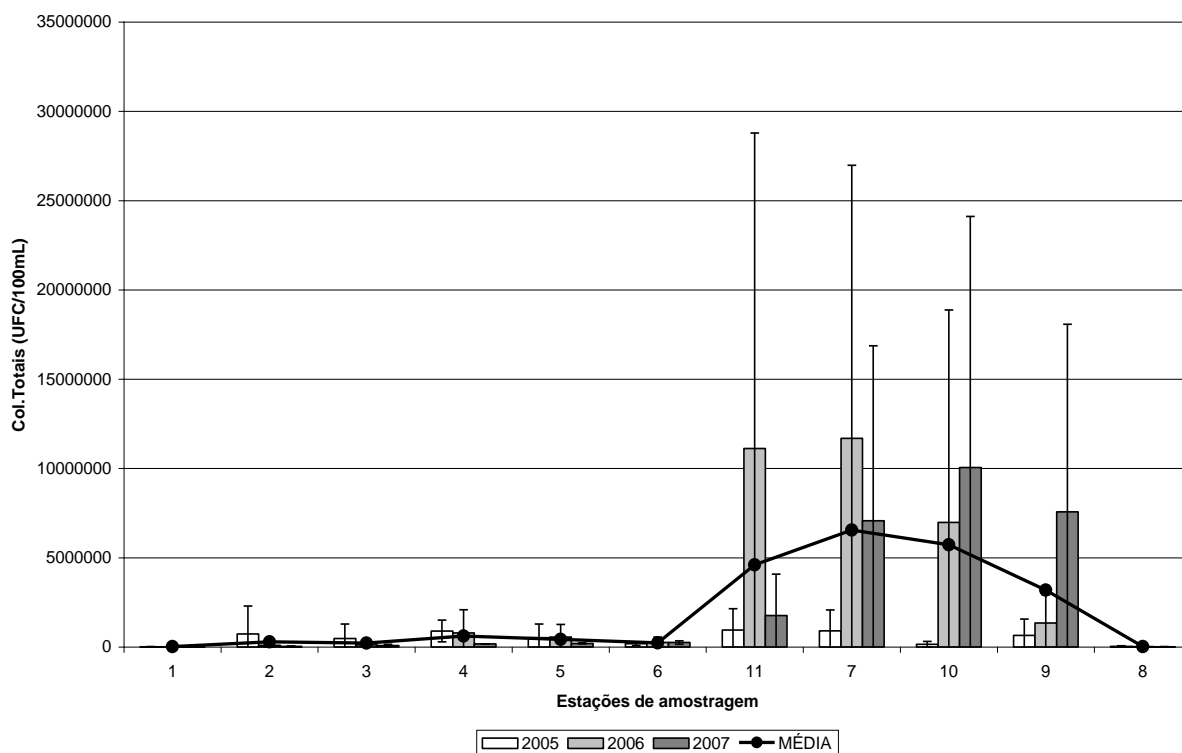


Figura 30 - Variação espaço-temporal de coliformes totais nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

O período chuvoso apresentou valores discrepantes para as estações 11, 10 e 9, e o período seco para as estações 4, 11, 7 e 10, podendo os valores da estação 4 serem considerados baixos (Figura 31).

Diferente do que ocorreu para o ribeirão do Ouro, Macedo (2007) observou que, para o ribeirão das Cruzes, as maiores médias foram atingidas no período chuvoso e as menores no seco.

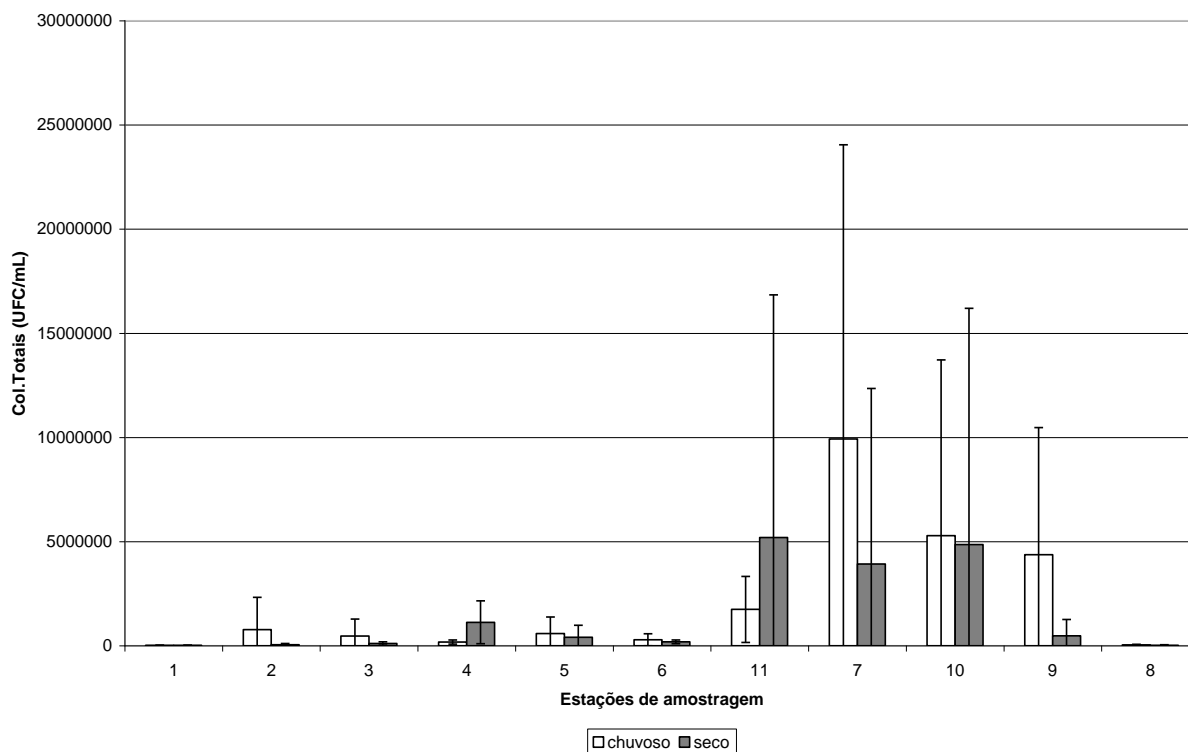


Figura 31 - Variação espacial do parâmetro coliformes totais entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

5.4.7.2 Coliformes fecais

O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais homeotérmicos.

Para os coliformes fecais, o ano 2005 apresentou maior média na estação de amostragem 4, sendo esta a maior entre todos os anos e estações, não corroborando os valores encontrados para coliformes totais. O ano 2006 apresentou as médias mais altas nas estações 11 e 10 e o ano 2007 nas estações 11, 7, 10 e média muito alta na 9 quando comparada às demais (Figura 32).

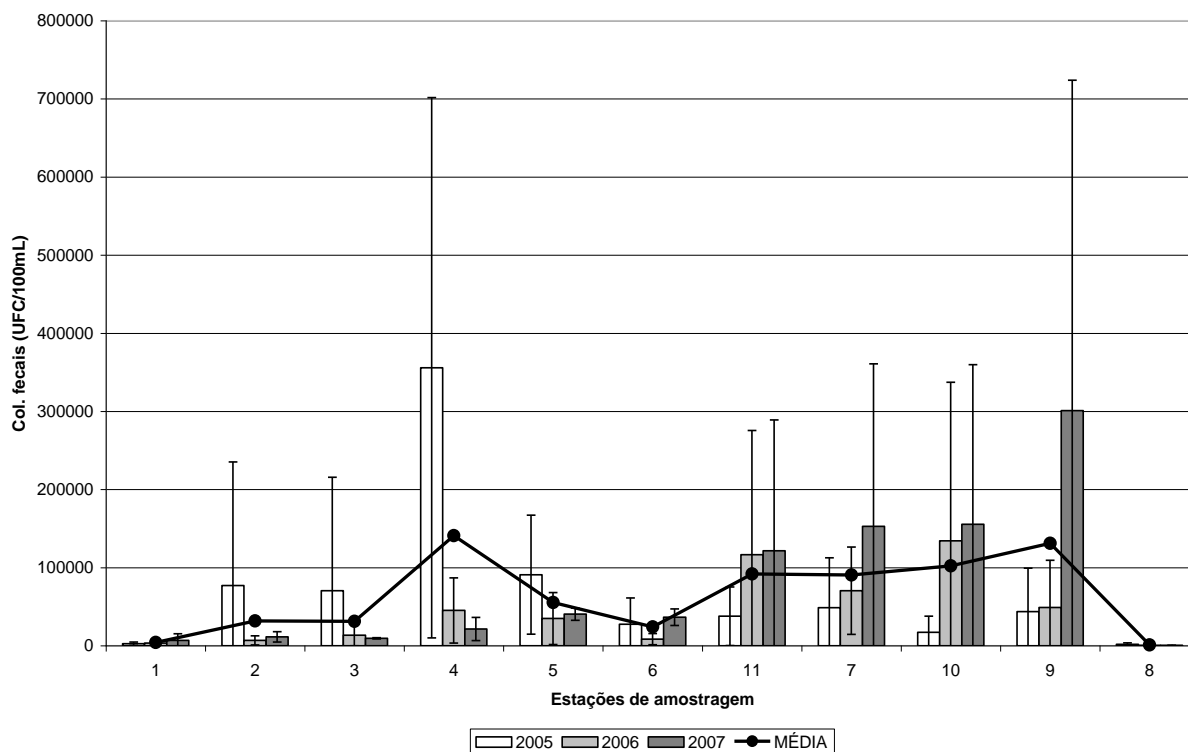


Figura 32 - Variação espaço-temporal de coliformes fecais nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

O período chuvoso prevaleceu com as médias mais altas praticamente em todas as estações, com exceção da estação 4, para a qual uma média excessivamente alta foi obtida no período seco (Figura 32).

Alguns pontos do córrego Marivan apresentaram valores elevados de coliformes fecais indicando a possibilidade de lançamentos clandestinos de esgoto junto às galerias de águas pluviais e mesmo a contaminação por águas residuárias de galerias de águas pluviais (TEODORO, 2008).

De acordo com Macedo (2007), os valores encontrados para o ribeirão do Ouro corroboram os encontrados para o ribeirão das Cruzes, no qual os maiores valores foram obtidos na estação chuvosa e os menores na estiagem. No entanto, o ribeirão das Cruzes apresentou valores médios máximo e mínimo superiores aos do ribeirão do Ouro.

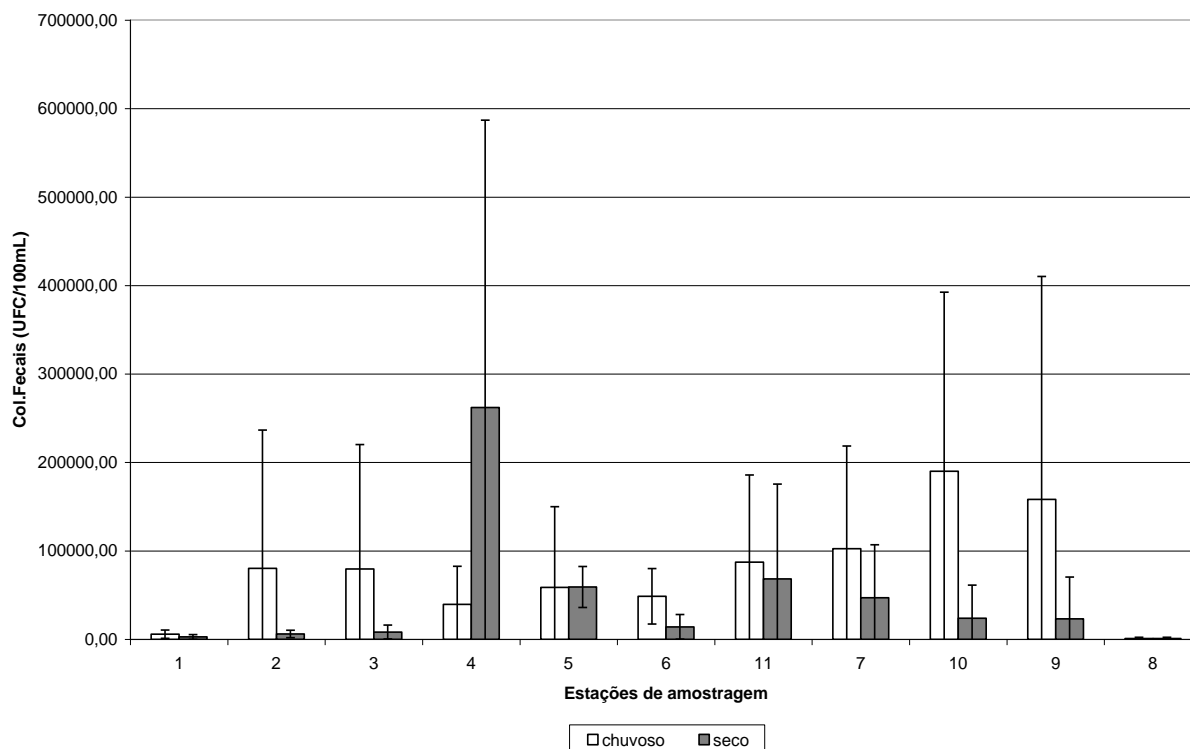


Figura 33 - Variação espacial do parâmetro coliformes fecais entre os períodos chuvoso e seco nas estações de coleta

Fonte: Base de dados do DAAE (2005-2007)

Pode-se observar que, durante o período estudado (2005 a 2007), o ribeirão do Ouro apresentou alguns pontos de impacto (interferência) bastante evidentes (4, 11, 9 e 10) após os quais observa-se o fenômeno de autodepuração, diluição e sedimentação.

Tais pontos encontram-se após a entrada de efluentes urbanos (4) e industriais (11, 9) e no bairro dos Machados, no qual ocorrem frequentemente vazamentos de emissários. Além disso, várias chácaras existentes no local possuem criações de porcos (10), deixando bastante clara a influência do aporte de matéria orgânica para o ribeirão.

5.5 Análise numérica dos dados

Os dendogramas de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação temporal dos valores médios para o período de 2005 a

2007 estão representados nas Figuras 33, 34 e 35. Utilizou-se para tanto a escala de similaridade com base na distância euclidiana.

Pôde-se verificar, para o ano 2005, que as estações de coleta dividem-se em dois grupos: um que envolve as estações 1 e 8, com alto grau de similaridade, representadas respectivamente pelo ponto no rio Chibarro e pelo ponto mais próximo às nascentes do ribeirão do Ouro, ambos possuindo pouca ou nenhuma interferência externa. No outro grupo estão as demais estações. Neste, as estações com alto grau de similaridade são 11, 7, 9 e 10, as quais apresentaram as maiores alterações e situam-se a jusante no ribeirão. As demais, que estão em outro nível de similaridade, são representadas pelas estações 5, 2, 3, 6 e 4 e localizam-se a montante no ribeirão, no qual não foram encontradas alterações tão altas quando comparadas às dos pontos a jusante (Figura 34).

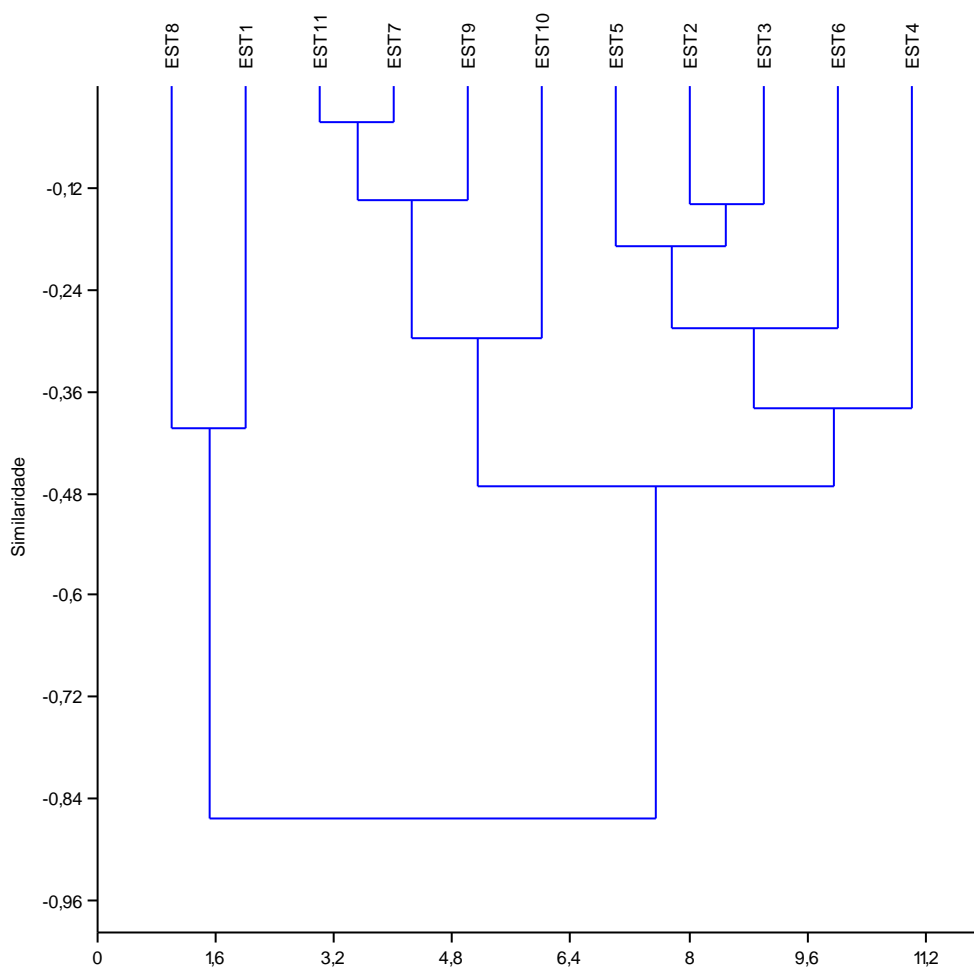


Figura 34 - Dendrograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2005

Pôde-se verificar, para o ano 2006, que as estações de coleta dividem-se em dois grupos, um que é subdividido em dois níveis de similaridade e que envolve as estações 1 e 8 e outro em que estão as estações 4, 5, 2, 3 e 6, representadas pelos pontos a montante do ribeirão do Ouro e com baixas taxas de alterações entre os parâmetros analisados. O outro grupamento envolve os pontos 11, 7, 10 e 9, que apresentaram as alterações mais representativas e situam-se a jusante do ribeirão (Figura 35).

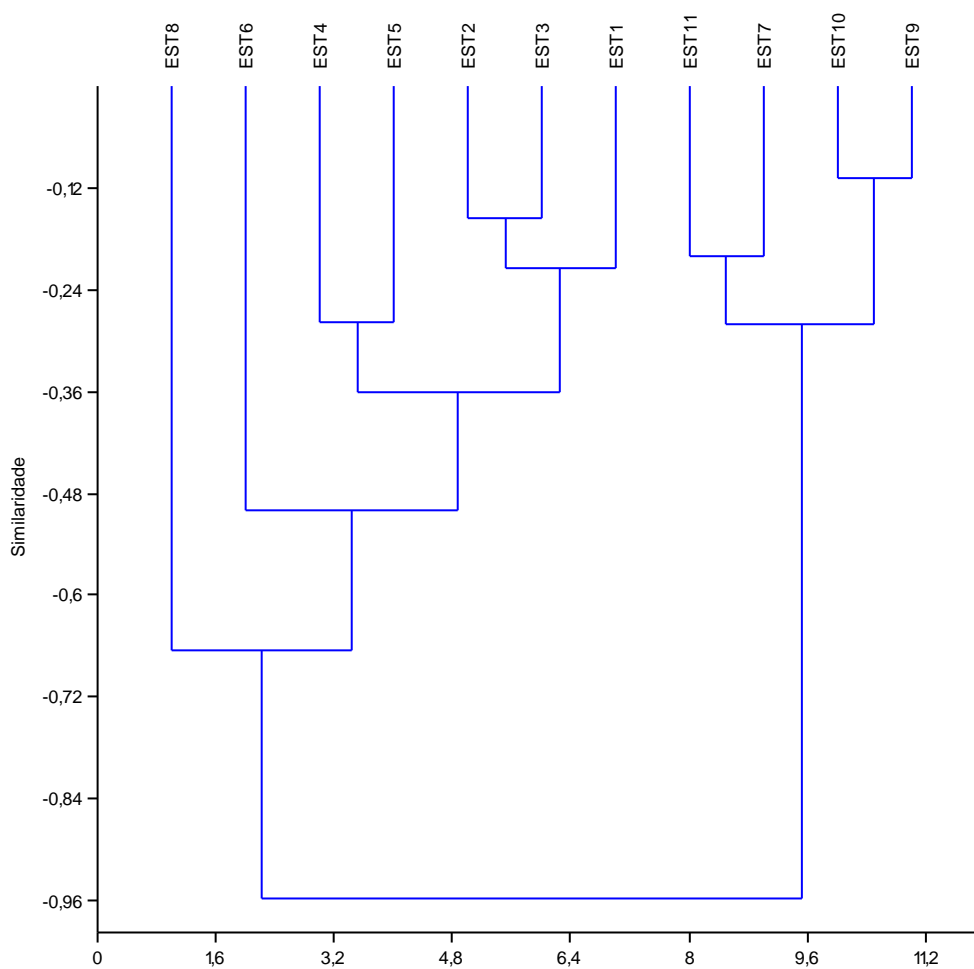


Figura 35 - Dendrograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2006

Pôde-se verificar, para o ano 2007, que os grupos estão divididos da mesma maneira que no ano 2006, havendo, no entanto, uma única diferença: a estação 1 encontra-se dentro do mesmo grupo, mas na extremidade oposta à estação 8, ou seja possuem graus de similaridade distantes (Figura 36).

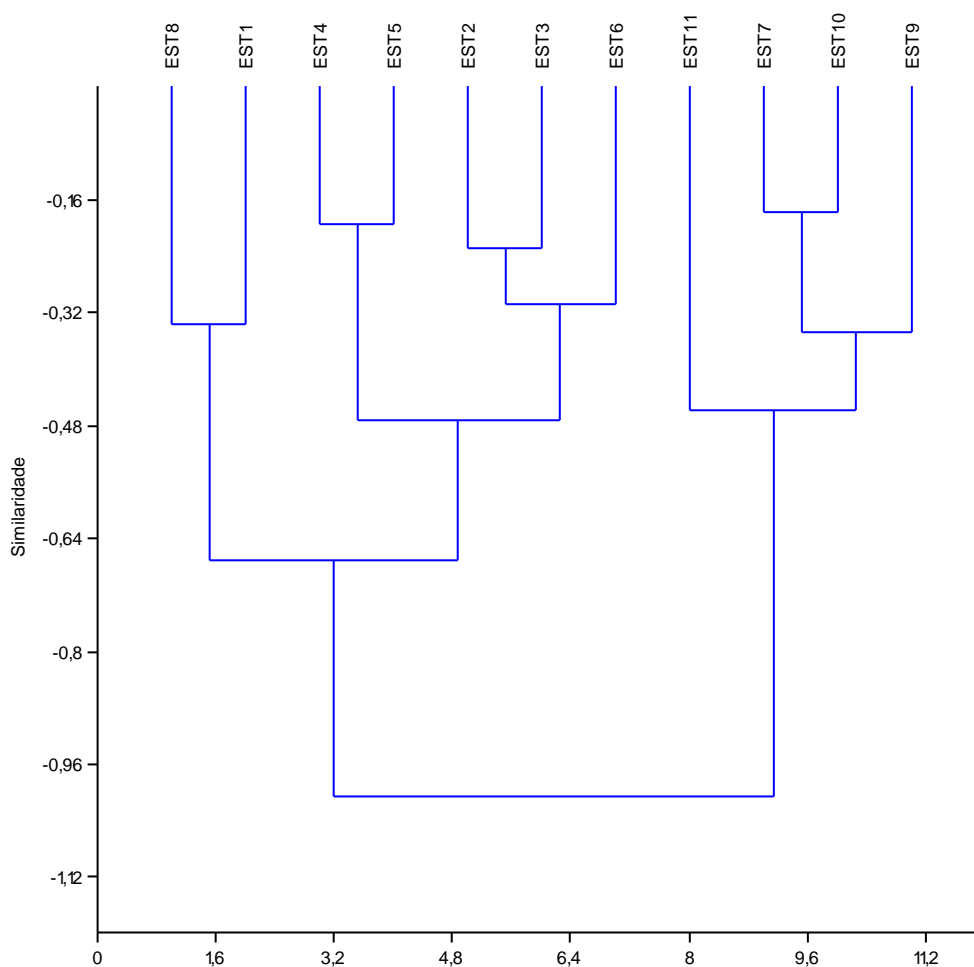


Figura 36 - Dendrograma de similaridade temporal entre as estações de coleta em função da variação espacial dos valores médios para o período de 2007

Analisando os dendogramas dos três anos, observa-se a formação de basicamente três grupamentos, um formado pelas estações 1 e 8, caracterizando as áreas menos impactadas; outro formado pelas estações 2, 3, 4, 5 e 6, caracterizando a área urbana e um último formado pelas estações 11, 7, 10 e 9, que se caracteriza por estar na área agrícola, receber efluentes industriais e por apresentar as concentrações bastante discrepantes dos parâmetros analisados.

6 Conclusões

Considerando que a bacia hidrográfica é composta por ecossistemas abertos, que relacionam o ambiente aquático e o terrestre, pode ocorrer entre eles troca de nutrientes, energia e água. Nela, tudo o que ocorre a montante do sistema influenciará a região à jusante, sejam atividades antrópicas ou não. Pode-se dizer que fenômenos de instabilidade e resiliência são comuns à dinâmica desse sistema. O funcionamento desses ecossistemas depende também de funções de força, como as variáveis climáticas, além dos fatores geográficos, como geologia, geomorfologia, pedologia e vegetação.

A caracterização ambiental de bacias hidrográficas, por meio de estudos comparativos em diferentes épocas, é uma condição necessária à verificação e à determinação de modificações ambientais ocorridas. Tal procedimento permite o entendimento do quadro evolutivo da área e de como os processos relacionados às atividades antrópicas influenciam no comportamento da unidade bacia hidrográfica.

Dessa forma, este trabalho relacionou diversos parâmetros, como a composição geográfica, a caracterização morfométrica, os impactos potenciais referentes ao uso e à ocupação do solo e as análises de qualidade de água da sub-bacia do ribeirão do Ouro. Merecem destaque as seguintes conclusões:

- o tipo de solo, a conformação hidrogeológica, as características da rede hidrográfica, juntamente com o clima e a vegetação, indicam que a sub-bacia do ribeirão do Ouro encontra-se extremamente suscetível a eventuais contaminações, pois seu solo apresenta-se altamente permeável, envolvido por uma malha urbana densa (tanto o curso principal do ribeirão quanto os afluentes) e margens praticamente desprovidas de vegetação, em uma região com estações secas e chuvosas bem definidas, que facilitam o acesso de contaminantes ao lençol freático, pondo em risco importantes aquíferos presentes na sub-bacia, como o Guarani, o Serra Geral e o Botucatu.
- a análise morfométrica mostrou que a sub-bacia possui um sistema de drenagem pouco eficiente, com boa capacidade de infiltração da água no solo, altitudes baixas e um relevo que colabora com esse fator, resultando em menor risco de enchentes, processos erosivos, eutrofização e assoreamentos.

- em contrapartida, com a ausência de cobertura vegetal e a predominância da impermeabilização dos solos, por causa das vias de concreto e construções, a velocidade de escoamento da água cresce, aumentando os riscos de enchentes pronunciadas e erosões dos solos não só das margens do ribeirão, mas também das áreas adjacentes. A eutrofização também pode ocorrer em razão do grande aporte de matéria orgânica no sistema, proveniente dos processos erosivos e outros efluentes.

- O fato de a sub-bacia estar incluída em uma região onde há práticas agropecuárias, funcionamento de importantes indústrias, densa urbanização e baixa taxa de cobertura vegetal a torna suscetível a diferentes impactos ambientais, colaborando negativamente com a qualidade da água, além de poder provocar danos à saúde humana e comprometer a vida dos seres vivos, em geral, que dependam dos recursos provenientes da sub-bacia para sua sobrevivência.

- As características físicas, químicas e biológicas do ribeirão do Ouro sofrem marcantes alterações, ao longo de seu curso, em virtude dos efluentes sanitários, industriais e agrícolas que suas águas recebem. As variáveis estudadas evidenciaram um alto nível de degradação da qualidade da água, principalmente no trecho final do ribeirão, antes da desembocadura no rio Chibarro, e também na foz do córrego da Servidão, no encontro com o ribeirão do Ouro, o qual se altera ainda mais de acordo com o período do ano, estação chuvosa ou estiagem.

- Essas alterações se devem principalmente à influência da área central do município, com construções antigas que podem estar apresentando vazamentos em suas tubulações, e também ao fato de o córrego que drena a área ter sido totalmente canalizado, impedindo, em parte, a depuração de possíveis poluentes dessas águas, que acabam se acumulando na foz do córrego.

- Outro fato extremamente importante que deve ser considerado é a presença da indústria Cutrale, nas margens do ribeirão, uma vez que as análises indicam ser a grande, se não a principal, responsável pelo aporte de poluentes nas águas, decorrente de seu processo de produção e tratamento de

águas residuárias, que pode não estar sendo funcional o suficiente para manter a boa qualidade da água utilizada pela empresa.

- A presença de emissários que constantemente vazam (dado fornecido pelo DAAE) e as criações de porcos no bairro dos Machados provavelmente contribuem para a redução da qualidade da água em decorrência do grande aporte de matéria orgânica que essas ocorrências causam no ribeirão.

- As atividades agrícolas, por meio do uso de fertilizantes, também podem estar contribuindo para o decréscimo da qualidade da água do ribeirão do Ouro. Grandes monoculturas, como da cana-de-açúcar e da laranja, utilizam grandes quantidades de fertilizantes, que acabam sendo lixiviados para os rios, comprometendo não só a fauna aquática, mas toda a cadeia subsequente por meio do aumento de metais na água, que serão absorvidos e ficarão acumulados nos tecidos adiposos dos animais.

- Todos esses fatores observados pela análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos contribuem para processos como erosão dos solos, eutrofização e assoreamento, cujos efeitos tanto biológicos quanto para a saúde humana são extremamente relevantes, além de elevar os custos com o tratamento das águas. Como principal consequência está, inicialmente, o desequilíbrio do ecossistema que envolve a sub-bacia estudada, provocando uma infinidade de problemas como enchentes, perda da capacidade de armazenamentos de água, incremento de poluentes, prejuízo no abastecimento energético entre outros.

- Essa situação tende a piorar se medidas não forem tomadas para o seu controle e recuperação, principalmente em razão do crescimento desordenado da malha urbana nas margens do ribeirão. Assim, o monitoramento quantitativo e qualitativo se constitui num poderoso instrumento que possibilita a minimização dos impactos ambientais e a avaliação da oferta hídrica como base para decisões do aproveitamento múltiplo e integrado da água, como prevê o planejamento e a gestão integrada de recursos hídricos.

7 Considerações finais

As consequências das atividades antrópicas, independente da origem que tenham, são extremamente sérias e, para que se possa recuperar e preservar as áreas afetadas, é necessário que se compreenda o funcionamento do ecossistema.

A sociedade atual já possui a conscientização da necessidade da conservação e da exploração racional dos recursos naturais. Os técnicos, pesquisadores e governantes já têm, e estão constantemente adquirindo, conhecimentos sobre os processos biológicos da natureza para servir de base para processos de desenvolvimento, sejam eles em nível de informação, aconselhamento técnico, de decisão, executivo ou de avaliação para que, através de uma rede de monitoramento em conjunto com outros componentes do desenvolvimento, possam direcionar o ambiente para uma situação sustentável.

No entanto, esquece-se que, para ter essa consciência ambiental e agir coerentemente, é necessário muito esforço, principalmente no que se refere ao processo educacional. É fundamental que se tenha no país uma educação voltada para a internalização desses conceitos, bem como a popularização dos resultados obtidos nas pesquisas científicas, pois somente dessa forma será possível recuperar e conservar o meio em que se vive e, assim, envolver a população como um todo.

Outra importante consideração é que cada indivíduo deve ter responsabilidade sobre os recursos naturais, principalmente sobre aqueles existentes no local de residência de cada um. Assim sendo, serão apresentadas algumas medidas que podem ser tomadas para a região da sub-bacia do ribeirão do Ouro:

- designar áreas de preservação nos locais menos deteriorados;
- fazer um projeto de recuperação das áreas de mata ciliar ao longo do ribeirão;
- monitorar o sistema de efluentes sanitários do município de modo a consertar vazamentos e impedir ligações clandestinas;
- fiscalizar possíveis entradas clandestinas de efluentes;

- monitorar e fiscalizar as fossas assépticas das propriedades nas áreas rurais, bem como seus poços;
- monitorar efetivamente a qualidade e a quantidade da água, seguindo um padrão previamente determinado, aumentando o número de coletas por ano e, em alguns casos, fazendo um monitoramento nictimeral para que os dados possam ser melhor analisados, resultando em afirmações mais conclusivas acerca da qualidade da água e das fontes poluidoras que possam estar interferindo nessa qualidade;
- impedir a deposição de resíduos sólidos nas margens dos cursos d'água;
- monitorar o processo e a quantidade de aplicação de fertilizantes e o descarte e lavagem do material utilizado na aplicação;
- reenquadrar e reclassificar o ribeirão do Ouro em relação à classe de qualidade de água e aos padrões de potabilidade e balneabilidade humana, de acordo com sua importância para o município e para outras bacias hidrográficas da região;
- e, acima de tudo, envolver a população como um todo nesses processos por meio de projetos que visem cada um dos problemas de poluição a que o ribeirão está sujeito como, por exemplo, o acúmulo de resíduos em suas margens e águas, fazendo com que se tornem parte da rotina da cidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Aspectos geomorfológicos de Carajás. In: Brasil. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente; Secretaria Especial do Meio Ambiente; Companhia do Vale do Rio Doce. **Desenvolvimento Econômico e impacto ambiental em áreas do trópico úmido brasileiro. A experiência da CVRD**. Rio de Janeiro: CVRD; 1987. p 201-231.

AB'SABER, A. N. Bases Conceituais e Papel do Conhecimento na Previsão de Impactos. In: MULLER-PLANTENBERG, C.; AB'SABER, A. N.(Org). **Previsão de Impactos - Experiências no Brasil, Rússia e Alemanha**. São Paulo: IEA-EDUSP. 1994. p. 27-49.

ALVES, J.M.P.; CASTRO, P.T.A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio do Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análises de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**. v. 33, n. 2, p. 117-127. 2003.

ALMEIDA, J.R.. **Planejamento ambiental: caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum: uma necessidade, um desafio**. 2ªed. Rio de Janeiro: Thex Ed. Biblioteca Estácio de Sá, 1999. 180p.

ARANTES JÚNIOR, J.D. **Desenvolvimento de um sistema semi-automático para coleta e fracionamento do plâncton, medição de variáveis físicas e químicas da água e determinação do espectro de tamanho e biomassa do zooplâncton**. 2006. 90p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

ARARAQUARA. **Prefeitura municipal: morada da cidadania**. Disponível em: www.araraquara.sp.gov.br. Acessado em 25 de julho de 2006.

ARAÚJO, J.C. **Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara-SP na remoção de hormônios sexuais**. 2006. 70p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

BARRELLA, W.;PETRERE JR., M.; SMITH, W.S.; MONTAG, F.S. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES,R.R.; LEITÃO FILHO,H.F.(Eds). **Matas ciliares**. 2ªed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo - FAPESP, 2001. p.187-207.

BARBOSA, D.S.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: editora RiMA. 2003. 278p.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers:**

periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd Ed., 1999. Washington, DC: Environmental Protection Agency.

BARRETO, A.S. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água.** 1999. 332p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1999.

BARRETO, C.E.A.G. **Balanco hídrico em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani a partir de monitoramento hidrogeológico em bacia representativa.** 2006. 249p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

BAUER, C.E. Environmental management of water basins. In: TUNDISI J.G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas.** São Carlos. ACIESP/FAPESP (série monografias em limnologia). 1988. v. 1, tomo 2, p. 432-505.

BENASSI, S.F. **Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na "descontinuidade serial" do Ribeirão Bonito (SP).** 2002. 120p. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - USP. São Carlos. 2002.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.** 2005. Goiânia, INPE, p. 2059-2065.

BOON, P. J. Essential elements in the case for river conservation. In: BOON, P.J.; CALOW, P.; PETTS, G.E. (Eds.). **River conservation and management.** New York, Wiley. p.11-33. 1992.

BORGES, E.R. **Pesquisa FAPESP.** Disponível em: <http://www.revistapesquisa.fapesp.br>. Acessado em 15 de janeiro de 2009.

BRASIL. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).** Disponível em: http://www.cpafrp.embrapa.br/embrapa/Artigos/manejo_bac.htm. Acessado em 2 de junho de 2008.

BRASIL. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).** Disponível em: <http://www.abagrp.cnpm.embrapa.br/areas/geologia.htm>. Acessado em 15 de janeiro de 2009.

BRASIL. Ministério de Ciência e Tecnologia CGEE – Centro de gestão e estudos estratégicos. **Diretrizes estratégicas para o fundo de recursos hídricos de desenvolvimento científico e tecnológico.** Brasília. 43p. 2002.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu.** 1^aed. São Carlos: Editora RiMa. 278p. 2003.

BROCKELMANN, A. M. **Análise da abundância dos nanoflagelados e bactérias sazonalmente e a curtos intervalos de tempo, em um pequeno**

reservatório artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos-SP). 1995. 105p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1995.

BRONDI, S.H.G. **Determinação de multiresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do município de Araraquara: ribeirão das Cruzes, ribeirão das Anhumas e córrego do Paiól.** 2000. 133p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2000.

CAMINO, R.; MÜLLER, S. **Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores.** San José: IICA (Série Documentos de Programas IICA, 38). 1993. 134p.

CAMPAGNA, A.F. **Toxicidade dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Monjolinho (São Carlos-SP).** 2005. 268p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2005.

CAMPBELL, D.J.B. Environmental management of landfill sites. **Journal of the Institution of water and environmental management**, v.7. p.170-174. 1993.

CAMPOS, N. Gestão de águas: novas visões e paradigmas. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. (Eds.). **Gestão de águas: princípios e práticas.** Porto Alegre: ABRH. 242p. 2003.

CAMPOS, N. Política de aguas. In: CAMPOS, N. & STUDART, T. (Eds.). **Gestão de águas: princípios e práticas.** Porto Alegre: ABRH. 242p. 2003.

CAMPOS, N & SOUZA, R. O. Planos de bacias hidrográficas. In: CAMPOS, N. & STUDART, T. (Eds.). **Gestão de águas: princípios e práticas.** Porto Alegre: ABRH. 242p. 2003.

CAMPOS, V.N.O. Comitê de bacia hidrográfica: um canal aberto à participação e à política?. In: **Revista de Gestão de Água da América Latina**, vol 2, nº 2, 2005. p. 49-60.

CARDOSO, C.A; et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. **Revista Árvore.** Viçosa. v.30, nº2, p.241-248. 2006.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química Nova.** São Paulo. v. 23, nº5, p.618 – 622. 2000.

CERQUEIRA, E.C. e MORAES, L.R.S. Contribuição teórica para um sistema de indicadores de sustentabilidade para rios urbanos. In: **XXXI Congresso Interamericano AIDIS.** Santiago: Chile. 2008.

CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** 2nd. Ed. London: Chapman & Hall. 1992. 626p.

CHINALIA, F. A. **Caracterização e verificação da aplicabilidade do uso das populações de protozoários para avaliação da qualidade da água dos rios do Monjolinho e Jacaré-Guaçu, São Carlos-SP.** 1996. 101p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

CHRISTOFOLETTI, A. Caracterização de indicadores geomorfológicos para a análise da sustentabilidade ambiental. **Sociedade & Natureza**, n.15, 1996.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Rev. Geomorfol**; Campinas, v.9, nº18, p.35-64.1969.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica das bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas (MG).** 1970.Tese de Livre – Docência. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Rio Claro, 1970.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** São Paulo: Universidade de São Paulo, Edgard Blücher. 149p. 1974.

COLLARES, E.G. **Degradação ambiental: bases conceituais, análise e avaliação.** Revisão bibliográfica. São Carlos. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. 104p. 1996.

CORBI, J. J.. **Distribuição espacial e batimétrica dos macroinvertebrados bentônicos da Represa do Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense - SP).** 2001.75p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2001.

CORBI, J.J. **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes.** . 2006. 92p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2006.

CORRÊA, Michele de Almeida. **Desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos na UGRHI Tietê-Jacaré (SP).** 2007. 233 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2007.

COSTA, F.J.L.; NETTO, O.M.C.; SOARES JUNIOR, P.R.S. **Regimes aplicados à gestão de águas no Brasil (convergência na diversidade).** Brasília. 2004.

COSTA, J.B. **Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta.** 2007. 180p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2007.

COIMBRA, R.C. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R.L.(org.). **Hidrologia ambiental.** São Paulo: EDUSP/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos. ABRH, 1991. v.3, p.391-411.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.** Porto Alegre, v.3, n.4. 2002.

DORNELLES, C.T.A. **Percepção ambiental : uma análise na bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos, SP.** 2006. 176p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

DORNFELD, C.B. **Utilização de Chironomus sp (Diptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais.** 2006. 211p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência. 2ªed. 1998. 602p.

FERREIRA, L. C. **A questão ambiental: sustentabilidade e políticas públicas no Brasil.** São Paulo: Boitempo Editorial. 1998. 154p.

FISCHER, E.G. **Determinação do grau de contaminação do ribeiro do Feijão através de levantamento de dados e modelos matemáticos de qualidade da água.** 1995. 136p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1995.

FRACÁCIO, R. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e in situ), com ênfase na avaliação da toxicidade de metais e pesticidas organoclorados em peixes (Danio rerio e Poecilia Reticulata) - sub-bacia do rio Monjolinho (São Carlos).** 2006. 184p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2006.

FREITAS, A.L.S. **Caracterização do aquífero Botucatu na região do lixão de São Carlos – SP.** 1996. 113p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1996.

GALLO, Z. Desenvolvimento econômico e sustentabilidade. In: GALLO, Z. **Ethos, a grande morada humana: economia, ecologia e ética.** Itu (SP): Ottoni editora, 2007. 130p.

GALLO, Z.; TEIXEIRA, D. Princípios de gestão de recursos hídricos: descentralização e participação comunitária. In: FERRANTE, V.L.B.; DE LORENZO, H.C.; RIBEIRO, M.L. (Orgs.). **Alternativas de sustentabilidade e desenvolvimento regional.** Rio de Janeiro: E-papers. 2007. 356p.

GASTALDINI, M.C.C.; MENDONÇA, A.S.F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas.** Porto Alegre: ABRH., cap. 15, p.428-51. 2001.

GASTALDINI, M.C.C.; TEIXEIRA, E.C. Avaliação da qualidade da água. . In: PAIVA, J.B. D.; PAIVA; E.M.C.D. (Org.). **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas.** 1 ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v. 1.2001. 625p.

GOLDENFUM, J.A. Pequenas bacias hidrológicas: conceitos básicos. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D. (Org.). **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. ABRH: Porto Alegre. 2001. 625 p.

GOLDENFUM, J.A. Variabilidade espaço-temporal dos processos hidrosedimentológicos. In: PAIVA, J.B.D.; CHAUDHRY, F.H.; REIS, L.F.R. (Orgs.) **Monitoramento de bacias hidrográficas e processamento de dados**. Coletânea – REHIDRO FINEP: Ed. RiMA, vol. 1. 2004. 326p.

GOULART, M.D.C.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade da água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. Revista da FAPAM, ano 2, n^o 1. 2003.

GRIGG, N. **Water resources management: principles, regulation and cases**. New York: McGraw-Hill. 1996. 540p.

GUERESCHI, R.M. **Monitoramento biológico de três córregos da Estação Ecológica de Jataí - Luiz Antonio - SP (Brasil) pelo uso de invertebrados bentônicos**. 1999. 127p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1999.

GUERESCHI, R. M. **Monitoramento biológico das microbacias hidrográficas da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP**. 2004. 79p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos-SP. São Carlos. 2004.

HANAI, F.Y. **Caracterização qualitativa e quantitativa de esgotos sanitários**. 1997. 235p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1997.

HARMANCIOGLU, N.B.; SINGH, V.P. Entropy in environmental and water resources. In: HERSCHY, R.W.; FAIRBRIDGE, R.W. **Encyclopedia of hydrology and water resources**. Dordrech: Kluwer. 1988.

HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geol. Soc. America Bulletin**, v. 56, n^o 3, p.275-370. 1945.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Carta do Brasil. **Folha topográfica de Araraquara** (SF-22-X-D-VI-4), São Paulo, IBGE. Escala 1:50.000, 1983.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Carta do Brasil. **Folha topográfica de Rincão** (SF-22-X-D-VI-2), São Paulo, IBGE. Escala 1:50.000, 1971.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT (2000). **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da**

Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré. Convênio IPT/DAEE. São Paulo. (IPT. Relatório 40674).

JUNK, W.J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazônica.** v.10, nº 4, p.775-795. 1980.

KANAI, K. Y. **Detecção e identificação de micobactérias em corpos de água destinados à captação para abastecimento urbano da cidade de São Carlos - SP.** 2006. 101 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2006.

LANNA, A. **Gerenciamento de bacia hidrográfica: aspectos conceituais e metodológicos.** Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1995.

LIMBERGER L.; CORRÊA, G.T. Diagnóstico ambiental do ribeirão Lindóia (Londrina-PR). Aspectos físico-químicos e bacteriológicos. **Revista eletrônica da associação de geógrafos brasileiros.** Seção Três Lagoas-MS, vol. 2, nº2, ano 2, 2005.

LIMA, W.P; ZAKIA M.J.B; Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R.R; LEITÃO FILHO; H.F (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** 2ªed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, FAPESP, 2000. p.33-43.

LIMA, W.P; ZAKIA M.J.B. O papel do ecossistema ripário. In: _____ **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento.** São Carlos: RiMA, 2006. 226p.
LIMA, R.N. **Proposta metodológica para análise da paisagem. Estudo de caso da bacia hidrográfica do ribeirão dos Negros, São Carlos – SP.** 2002. 147p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2002.

LIMA, R.T. **Percepção ambiental e participação pública na gestão dos recursos hídricos: perfil dos moradores da cidade de São Carlos, SP (bacia hidrográfica do rio Monjolinho).** 2003. 114p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2003.

LOPES, A.A. **Estudo da gestão e do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos (SP).** 2003. 178. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2003.

LOPES, A.A. **Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13).** 2007. 370p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2007.

LOT, A. **Caracterização da qualidade da água do Ribeirão das Cruzes – Araraquara – (SP) através das variáveis físicas e químicas e dos**

macroinvertebrados bentônicos. 2006. 47p. Dissertação de mestrado. Centro Universitário de Araraquara. Araraquara. 2006.

LORANDI, R.; CANÇADO, C.J. Parâmetros físicos para gerenciamento de bacias hidrográficas. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO A.F.M.(Eds.). **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações.** Ilhéus,BA: editus. 2002. 293p.

MACEDO, M.F. **Avaliação do sistema de monitoramento dos recursos hídricos e da viabilidade técnica, legal e econômica da aplicação da resolução CONAMA 357/2005 para a sub-bacia ribeirão das Cruzes (Araraquara-SP).** 2007.97p. Dissertação de mestrado. Centro Universitário de Araraquara. Araraquara. 2007.

MARGALEFF, R. **Ecologia.** Barcelona, Omega. 1986. 952p.

MARTINS S. G.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FONSECA, MARQUES, S.; J. J. G. S. M. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **R. Bras. Ci. Solo.** v. 27, p.395-403, 2003.

MARZALL, K. **Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas.** 1999. 208p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 1999.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas. Estado da arte, limites e potencialidades de uma nova ferramenta para avaliar o desenvolvimento sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia.** Brasília, v.17, nº.1, p.41-59, 2000.

MATTOS, S.H.V.L. de. **Avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Piçarrão (Campinas-SP).** 2005. 118p. Dissertação de mestrado. Campinas. 2005.

MEAULO, F. J. **Vulnerabilidade natural a poluição dos recursos hídricos subterrâneos da área de Araraquara (SP).** 2004. 108p. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de São Paulo. Rio Claro. 2004.

MENDIONDO, E. M., PERES, R., BENINI, R., OHNUMA, JR. Metodologia de cenários de planejamento para a recuperação ambiental de bacias urbanas. In: **XXI Congr. Latino Americano de Hidráulica.** São Pedro. 2004.

MOIGNE, G.; SUBRAMANIAN, A.; XIE, M.; GILNER, S. A guide to the formulation of water resources strategy. **World Bank Technical Paper Number 263.** Washington DC. 102p. 1994.

MONTAÑO, M. **Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental : o caso do município de São Carlos (SP).** 2002. 120p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2002.

MORAES, A.R. **Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP)**. 1998. 98p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1998.

MOREIRA, P.S. **O vinhoto no Pantanal**. Disponível em: <http://www.riosvivos.org.br/canal>. Acessado em 15 de janeiro de 2009.

MOSCHINI, L. E. **Diagnostico e riscos ambientais relacionados a fragmentacao de areas naturais e semi-naturais da paisagem. Estudo de caso: municipio de Araraquara, SP**. 2005. 74 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2005.

MÜLLER, J. Implantação de Sistemas municipais de meio ambiente e diversidade de municípios. In: PHILIPPI Jr, A.; MAGLIO, I.C.; COIMBRA, J.A.A.; FRANCO, R.M. (Eds.). **Municípios e Meio Ambiente: Perspectivas para a municipalização da gestão ambiental no Brasil**. São Paulo: Associação Nacional de Municípios e Meio Ambiente. 1999. 201p.

NASCIMENTO, A.P.C. **Comparação metodológica de testes de toxicidade com hyalella azteca (crustacea, amphipoda) e avaliação da qualidade do sedimento em reservatórios do rio Tietê (SP)**. 2003. 122p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2003.

NOGUEIRA, M. G. **Dinâmica das populações planctônicas e fatores físico-químicos de um pequeno sistema artificial raso: Represa do Monjolinho, Sao Carlos, SP**. 1990. 244 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1990.

NOVELLI, A. **Estudo limnológico e ecotoxicológico da água e sedimento do rio Monjolinho - São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre**. 2005. 212p. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. São Carlos. 2005.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 1988. 434p.

OKANO, W. Y. **Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidade zooplanctônica de um reservatório artificial (Represa do Monjolinho, São Carlos - SP)**. 1994. 128p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos São Carlos. 1994.

OLIVEIRA, S.R. **Avaliação da qualidade da água e das cargas de nutrientes do córrego do Cancã, município de São Carlos-SP**. 2003. 125p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2003.

OLIVEIRA, S.M. **Educação ambiental e organizações da sociedade civil da bacia hidrográfica do córrego Água Quente (São Carlos/SP) compreendendo a incorporação da temática ambiental em suas ações sócio-educativas**. 151p. 2007. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2007.

OMETTO, A.R. **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIT, exergia e emergia.** 2005. 209p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2005.

PAIVA, E.M.C.D. Rede de monitoramento hidrológico. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C. D. (Org.). **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas.** ABRH: Porto Alegre. 2001. 625 p.

PAGNOCCHESCHI, B. A Política Nacional de Recursos Hídricos no cenário da integração das políticas públicas. In: MUÑOZ, H.R. (Org). **Interfaces da gestão de recursos Hídricos - Desafios da Lei de Águas de 1997.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria dos Recursos Hídricos. 2000.

PETTS, J. **Handbook of environmental impact assessment.** Oxford: Blackwell Science, v.1. 1999.

PELATTI, I. **Impacto do desenvolvimento urbano da cidade de São Carlos (SP) sobre o rio do Monjolinho e avaliação de sua condição desde as nascentes até a captação do espraiado - de janeiro de 1999 a dezembro de 2003.** 2004. 201p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2004.

PELAÉS, M.R. **Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré-Guaçu/SP (ribeirão do Feijão e rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** 2001. 147p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2001.

PERES, A.C. **Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para avaliação da qualidade da água do rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo.** 2002. 117p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. 2002

PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E.; DEL PRETTE, M.E. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO A.F.M. (Eds.). **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações.** Ilhéus,BA: editus. 2002. 293p.

PONCE, V.M. **Impacto hidrológico e ambiental da hidrovia Paraná-Paraguai no pantanal matogrossense – um estudo de referencia.** Ed. San Diego State University. San Diego, Califórnia. 1995. 132p.

PORTO, M. Integrating water management: quantity and quality. In: **Policy and institutions for integrated water resources management – IWRM. Proceedings.** São Paulo: International water resources association. p.95-98. 2000.

PORTO, M. e TUCCI, C. **Gestão ambiental integrada e estratégica de bacias hidrográficas.** In: Workshop sobre gestão ambiental estratégica de recursos hídricos. Brasília. 2006.

PRADO, H. **Pedologia fácil**. Disponível em: <http://www.pedologiafacil.com.br>. Acessado em 15 de janeiro de 2009.

PROCHNOW, M.C.R. **Análise ambiental da sub-bacia do rio Piracicaba: subsídio ao planejamento e manejo**. 1990. 330p. Tese de Doutorado. Rio Claro. Universidade Estadual Paulista. Instituto de geociências e ciências exatas. 1990.

RABELO, J.L. **Estudo da recarga do aquífero Guarani no sistema Jacaré-Tietê**. 2006. 200p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2006.

RIBEIRO, R.P. **Avaliação das alterações na rede de drenagem de sub-bacias hidrográficas da porção média da bacia do rio Capivari (SP): escala: 1:25.000 – subsídio para o planejamento integrado**. 2002. 231p. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. São Carlos. 2002.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 5ªed. 2001. 503p.

RIOS, L. **Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (estado de São Paulo)**. 1993. 146p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1993.

ROCHA, O.; PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. In: ESPÍNDOLA, E.L.G. et al. (orgs.). **A bacia hidrográfica do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. São Carlos: Rima, cap.1, p.1-16. 2000.

SALAMI, L.N.B.P. **Estudo das influencias climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no rio do Monjolinho**. 1996. 135p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1996.

SALOMÃO, F.X.T.; IWASA, O.Y. Erosão e a ocupação rural e urbana. In: BITAR, O.Y. (Coord.). **Curso de geologia aplicada ao meio ambiente**. São Paulo. Associação Brasileira de Geologia e Engenharia/Instituto de pesquisas tecnológicas. 1995. p.31-57.

SANDER, T.G. **Design of network for monitoring water quality**. Highlands Ranch: water resources publications. 1983.

SANTOS, M.J. **Estudo limnológico dos córregos da Água Fria e da Água Quente**. 1993. 294p. Dissertação de mestrado. São Carlos, Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1993.

SANTOS, C. R. Política Ambiental: A proteção das áreas de preservação permanente na Ilha de Santa Catarina, SC. **Revista do Gerenciamento Costeiro Integrado**. Itajaí, n.3. 2004. p.18 – 22.

SÃO PAULO. Companhia de tecnologia de saneamento ambiental – CETESB. Governo do Estado de São Paulo. **Relatório: Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. 536p. 2007.

SÃO PAULO. 2004-2007 - **Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento/DAEE**. – Governo do Estado de São Paulo.

SÉ, J.A.S. **O rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos: um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo**. 1992. 378p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1992.

SEADE. **Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados**. Disponível em: <http://www.sead.gov.br>. Acessado em 15 de janeiro de 2009.

SEBASTIEN, N.Y. **Fenômenos climatológicos e hidrológicos e sua repercussão sobre a limnologia dos reservatórios de Barra Bonita - SP, Carlos Botelho (Lobo - Broa) - SP e Tucuruí - PA – Brasil**. 2004. 156p. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - USP. São Carlos. 2004.

SELEGHIM, M. H. R. **Flutuações nas comunidades planctônicas e bentônicas de um ecossistema artificial raso (Represa do Monjolinho-São Carlos), com ênfase nas populações de protozoários e bactérias**. 1992. 162 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1992.

SELEGHIM, M. H. R. **Rede trófica microbiana em um sistema eutrófico raso (reservatório do Monjolinho - São Carlos - SP)-estrutura e função**. 2001. 92 p. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2001.

SERRA, A.L.R.C. **Indicadores de pressão para o córrego do Piçarrão**. 2002. 119p. Dissertação de mestrado. Universidade de Campinas. Campinas. 2002.

SHUM, S.A. **The fluvial system**. New York: John Wiley and Sons, Inc. 1977. 337p.

SIQUEIRA, A.G. **Alterações da rede de drenagem da microbacia hidrográfica do rio Capivari Mirim**. 2001. 147p. Dissertação de mestrado. São Carlos. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. 2001.

SILVA, P.A.R.; LEIS, W.M.S.V. **Curso de capacitação técnica: Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental**. Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica – FCTH Contrato Fehidro nº 05/03 - Processo 7098/03. 2003

SILVA FILHO, J.P. **Caracterização abiótica do ribeirão do Feijão considerando-se dois regimes hidrológicos, chuva e seca (São Carlos – SP)**. 1998. 140p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1998.

SILVEIRA, A.L.L. Ciclo hidrológico e bacias hidrográficas. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia – Ciência e aplicação**. Rio Grande do Sul: ABRH. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1993. p.35-52.

SILVEIRA, M.P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente.-- (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36). 2004. 68p.

SOARES, P.F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade da água utilizando o conceito de entropia**. 2001. Tese de doutorado. Escola Politécnica - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

SOUZA, M. P. de. **Instrumentos de gestão ambiental: fundamento e prática**. São Carlos: Edição Riani Costa, 2000.

SOUZA, A. D. G. de. **Subsídios ao planejamento e operacionalidade de sistemas de monitoramento da qualidade da água: estudo de caso bacias dos rios Jau e Jacare-Guacu (SP)**. 1996. 184 p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. 1996.

SOUZA, F.G.C. **Ocorrência de sólidos e metais na água tratada e nos resíduos gerados em ETA convencional de ciclo completo com descargas diárias**. 2004. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2004.

SOUZA, T.F. **Drenagem urbana sob cenários de longo prazo visando incentivos ambientais**. 247p. 2008. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2008.

SPERLING, M.V. **Princípios da tratamentobiológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v.1. 243p.

STRAHLER, A.N. Hypsometric analysis of erosional topography. **Bull. Geol. Soc. Am.** v. 63, p.111-114, 1952.

TAKENAKA, R.A. **Qualidade da água no sistema de captação na estação de tratamento de água Fonte Luminosa, Araraquara (SP)**. 2002. 174p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos - USP. São Carlos. 2002.

TEIXEIRA, D. **Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na bacia do ribeirão do**

Feijão (São Carlos-SP). 1993. 194p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1993.

TEIXEIRA, D. **Avaliação da qualidade da água e levantamento de custos de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (represa de Salto Grande-Americana-SP)**. 2000. 183p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2000.

TEIXEIRA, D.; ALBERTO, A.; MOLINA JUNIOR, V.E. **Relatório técnico: caracterização ambiental do município de Araraquara (SP)**. Araraquara.2007. 31p.

TEODORO, V.L.I. **Caracterização ambiental, socioeconômica e da percepção da população de uma microbacias hidrográfica urbana: córrego Marivan, Araraquara, SP**. 2008. 161p. Dissertação de mestrado, Centro Universitário Araraquara. Araraquara.2008.

TONELLO, K.C. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães, MG**. 2005. 69p. Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa (MG). 2005.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A.L.; RIBEIRO, C.A.A.S.; LEITE, F.P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. **R. Árvore**. Viçosa-MG, v.30, nº5, p.849-857. 2006.

TONISSI, R.M.T. **Percepção e caracterização ambientais da área verde da microbacia do córrego da Água Quente (São Carlos, SP) como etapas de um processo de educação ambiental**. 2005. 281p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2005.

TUCCI, C. E.M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”. **Bahia análise & Dados** Salvador, v. 13, nº Especial, p. 357-370. 2003.

TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento. **Revisão. Revista brasileira de recursos hídricos**. v.2, nº1. p.1-10. 1997.

TUCCI, C.E.M. Drenagem urbana. Gestão das águas. **Ciência & Cultura**, v.55, nº.4. 2003. p.36-37.

TUNDISI, J.G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Revista brasileira para o progresso da ciência (Ciência Cultura)** – Gestão das águas. Ano 55, nº4, p.31-33. 2003.

_____. A systematic approach to river reservoir research and management. In: **International workshop on regional approaches to reservoir development and management in the La Plata river basin: focus on environmental and social aspects**. 1991.

VALLE, C.E. **Qualidade ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o ambiente.** São Paulo: pioneira. 1995.

VANNOTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.** v.37, nº 1, p.130-137. 1980.

VIANA, S.M. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolino e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas.** 2005. 135p. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2005.

VILLELA, S.M; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo. McGRAW-Hill do Brasil.1975. 245p.

WARD, R.C. Management and monitoring water quality. **Fort Collins: chemical and bioresources engineering department.** Colorado State University. 1999.

WARD, R.C. Design of water quality information systems. **International Symposium on the Design of Water Quality Information Systems.** Colorado 1989.

WALLING, D.E.; GREGORY, M. **Drainage basin form and process: a geomorphological approach.** London. Edgard Arnold. 1973. 456p.

WIKIPEDIA. <http://pt.wikipedia.org/wiki>. Acessado em 15 de janeiro de 2009

WILLIAMS, D.D., FELTMATE, B.W. **Aquatic Insects.** Second Printing, CAB International, Wallingford, Oxon, UK. 1994. 358 p.