UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

JULIANA MOCCELLIN

Estudo da dinâmica fluvial em duas sub-bacias e proposição de cenários
para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de
Iguape – SP.

São Carlos
2010

Juliana Moccellin

Estudo da dinâmica fluvial em duas sub-bacias e proposição de cenários
para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira De
Iguape – SP.

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São
Paulo como parte dos requisitos para a
Obtenção do título de Doutor em Hidráulica e
Saneamento.

Orientadora: Prof^a. Titular Maria do Carmo Calijuri

São Carlos – SP
2010

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Bacharel e Licenciada **JULIANA MOCCELLIN**.

Tese defendida e julgada em 16/04/2010 perante a Comissão Julgadora:

Prof^a. Titular **MARIA DO CARMO CALJURI – (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) Aprovada

Prof. Titular **EDUARDO CLETO PIRES**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) Aprovada

Prof^a. Dr^a. **ALAÍDE APARECIDA FONSECA GESSNER**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar) Aprovada

Prof. Titular **RAOUL HENRY**
(Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"/UNESP/Campus de Botucatu) APROVADA

Prof. Dr. **JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar) APROVADA

Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento

Prof. Titular **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

À minha família, que sempre me incentivou e acreditou em mim

AGRADECIMENTOS

À minha família, por todo apoio, carinho e força de sempre. Vocês são minha vida.

À minha orientadora Professora Titular Maria do Carmo Calijuri pela paciência que sempre teve para compreender as minhas limitações e por me conduzir a fazer o melhor durante todos estes anos de trabalho em conjunto. Por respeitar meu trabalho, me criticar nos momentos certos e favorecer meu amadurecimento profissional.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos fornecida e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, processo 02/13449-1, pelo auxílio financeiro aos trabalhos de campo.

Ao Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) pela oportunidade de realização desta pesquisa e aos funcionários do SHS, principalmente à Sá, Pavi, Rose, Flávia e Fernanda, por toda ajuda, paciência e pela amizade de vocês.

À SABESP de Registro – SP, pela parceria e colaboração, principalmente ao Oswaldo Beltrame Filho pelo apoio irrestrito à execução dos trabalhos de campo.

Aos Professores Alaíde Aparecida Fonseca-Gessner (UFSCar), Eduardo Cleto Pires (SHS), João Luis Boccia Brandão (SHS) pela paciência, pelos ensinamentos e dicas valiosas que muito colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus amigos do Laboratório BIOTACE – os que ainda estão e os que já se foram – Adriana Miwa, Caroline Cunha, Davi Cunha, Flávia Bottino, Ive C. Ferraz, Luci Queiroz, Paulo Santos, Rachel Rossi, Roseli Benassi, Simone Casali, por toda ajuda nos trabalhos de campo e nas maçantes análises de laboratório, pela amizade, pelas risadas, por ouvirem meus lamentos e me consolarem nas minhas crises de insegurança. Sem a força de vocês eu não teria conseguido...

Aos técnicos José Roberto Maramarque (Betão) e Waldomiro Antônio Filho (Miro) e ao motorista Sr. Benedito Patracon (S. Benezinho), pela ajuda e dedicação nos trabalhos de campo. A alegria de vocês tornou o fardo muito mais leve e divertido.

Ao Ms. Júlio Gonçalves, por todo o empenho em me fazer entender os modelos matemáticos e por toda paciência e ajuda que foram cruciais para o término deste trabalho. Parte deste agradecimento também vai a Flávia Bottino, minha querida amiga, que também me ajudou muito com o modelo.

E por último, mas em primeiro lugar, ao Adriano Vidal, meu companheiro, meu amigo, meu amor e meu maior incentivador. Obrigada pelas críticas, pelos puxões de orelha, pelos ensinamentos de engenharia e de vida, pelas palavras confortadoras, pela paciência e, principalmente, por acreditar em mim. Te amo infinito!

“O rio atinge seus objetivos porque
aprendeu a contornar os obstáculos”

André Luiz

RESUMO

MOCCELLIN, J. **Estudo da dinâmica fluvial em duas sub-bacias e proposição de cenários para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape – SP.** 2010. 181p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010

A qualidade da água do século XXI é um dos principais problemas da humanidade em decorrência de atividades de mineração, lançamentos de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, utilização de agrotóxicos e pesticidas, retirada da vegetação ripária e depósito de lixo. A gestão dos recursos hídricos engloba, entre outras ações, caracterização ambiental, avaliação dos impactos das atividades instaladas na área de influência, investigação da capacidade de assimilação do corpo receptor, monitoramento ambiental e retroalimentação do processo de gestão como um todo. A proposta deste trabalho foi estudar a dinâmica dos rios Jacupiranguinha, município de Cajati – SP e Pariquera-Açu, município de Pariquera-Açu – SP (Bacia do Rio Ribeira de Iguape) nas diferentes fases do ciclo hidrológico, e propor cenários com vistas à sustentabilidade dos recursos hídricos do Baixo Ribeira de Iguape. Foram medidas variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, além da quantidade de coliformes fecais e as estruturas da comunidade bentônica dos rios, além de variáveis climatológicas e hidrológicas. O modelo QUAL2K foi utilizado como ferramenta para diferentes simulações de cenários para a sub-bacia do rio Jacupiranguinha. Os resultados mostraram que os rios sofrem os impactos decorrentes da urbanização tanto com relação ao escoamento superficial urbano quanto com a entrada de efluentes clandestinos e de estações de tratamento. Este fato foi percebido pela alteração da qualidade das águas em relação à concentração de nutrientes e coliformes totais e fecais. Os sedimentos foram classificados como mineral e a constituição granulométrica pode ter contribuído para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados que foi maior no rio Pariquera-Açu, pois este possui sedimento mais heterogêneo. A classe Insecta foi representada por maior quantidade de *taxa* e a família Chironomidae foi a que apresentou maior densidade absoluta de organismos. Estes resultados podem indicar comprometimento da saúde das sub-bacias. Pôde-se constatar através das simulações que a sub-bacia do rio Jacupiranguinha necessita de algumas intervenções em saneamento para a melhoria da qualidade de suas águas e que, para algumas variáveis, o estágio de poluição supera os limites de autodepuração do rio. Neste caso, medidas de conservação já não seriam suficientes, necessitando da implantação de um processo de recuperação da qualidade destas águas.

Palavras chaves: sub-bacia hidrográfica, sustentabilidade dos recursos hídricos, rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, modelos de qualidade de água, Vale do Ribeira de Iguape.

ABSTRACT

MOCCELLIN, J. **Fluvial dynamics in two sub-basins and proposition of scenarios for water resources sustainability in Baixo Ribeira de Iguape region, SP.** 2010. 181p. Thesis (Doctoral) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010

The twenty-first century water quality is one of the main problems of mankind as a result of mining activities, release of untreated industrial and domestic sewage, use of agrochemicals and pesticides, removal of riparian vegetation and garbage dump. Water resources management includes environmental characterization, impact assessment of activities located in influence area, to investigate the receiving body assimilative capacity, environmental monitoring and feedback management process as a whole. The purpose of this work was to study the dynamics of rivers Jacupiranguinha, Cajati city and Pariquera-Açu, Pariquera-Açu city - Brazil (Ribeira de Iguape River Basin) in different phases of the hydrological cycle, and propose scenarios to water resources sustainability of the Ribeira de Iguape basin. Water and sediment physical and chemical variables, fecal coliforms and benthic community structure of rivers were measured, besides the weather and hydrological conditions. QUAL2K model was used as a tool for simulations of different scenarios for the sub-basin of Jacupiranguinha River. The results showed that the rivers are suffering the impacts of urbanization both in relation to urban runoff as the discharge of illegal domestic effluents and those from treatment stations. This fact was noticed by water quality changes on nutrient concentrations and total and fecal coliforms. The sediments were classified as mineral formation and particle size may have contributed to the benthic community structure which was higher in Pariquera-Açu River, because of its sediment heterogeneity. Insecta was dominant and Chironomidae showed the largest absolute density of organisms. These results may indicate impairment of health of sub-basins. It could be observed through simulations that Jacupiranguinha River needs some assistance in sanitation to improve the quality of its waters and the stage of pollution exceeds the limits of river self-purification. In this case, conservation measures would no longer be sufficient, necessitating the deployment of a recovery process of the quality of these waters.

Keywords: drainage sub-basins, water resources sustainability, Jacupiranguinha and Pariquera-Açu Rivers, water quality models, Ribeira de Iguape Valley.

LISTA DE FIGURAS

Figura.1.1 – Localização da área de estudo no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil.	5
Figura 1.2 – Mapa de uso e cobertura do solo das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu para o ano de 1984. Fonte: Loures (2008).....	7
Figura 1.3 - Mapa de uso e cobertura do solo das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu para o ano de 1990. Fonte: Loures (2008).....	8
Figura 1.4 - Mapa de uso e cobertura do solo das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu para o ano de 2006. Fonte: Loures (2008).....	9
Figura 1.5 – Localização da área de estudo no Vale do Ribeira e os rios que foram estudados.	11
Figura 1.6 – Vista aérea do rio Jacupiranguinha e seu entorno. A: plantação de banana que vai até às margens; B: área urbana de Cajati; C: pastos.	12
Figura 1.7 – Vistas parciais das margens do rio Jacupiranguinha. A: plantação de banana (estação <i>zr2</i>); B: pastagem (estação <i>dc</i>).	12
Figura 1.8 – Vista aérea do rio Pariquera-Açu e seu entorno. A: área urbana; B: mata preservada; C: estação de tratamento de esgotos; D: rio Pariquera-Açu.	13
Figura 1.9 – Vistas parciais das margens do rio Pariquera-Açu. A: criação de gado; B: criação de búfalos (ambos próximos à estação <i>f</i>).	13
Figura 1.10 – Lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha. A: estado “in natura”; B: vista aérea da lagoa de sedimentação; C: zona de mistura do efluente industrial com as águas do rio Jacupiranguinha.	14
Figura 1.11 – Rio Pariquera-Açu. A: lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto; B: <i>bloom</i> de algas causado pela eutrofização; C: presença de óleos nas águas.	14
Figura 1.12 – Mapa geológico das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu.	15
Figura 2.1 – Tamanho das bacias hidrográficas e unidades políticas envolvidas e tipos de projetos e/ou planos correspondentes. Tirado de Muñoz (2000).	26
Figura 2.2: Estações de amostragem do rio Jacupiranguinha. (<i>n</i>) nascente, (<i>zr1</i>) zona rural 1, (<i>ac</i>) antes da cidade, (<i>dc</i>) depois da cidade, (<i>ete</i>) efluente estação de tratamento, (<i>zr2</i>) zona rural 2 e (<i>f</i>) foz do rio.	32
Figura 2.3: Estações de amostragem do rio Pariquera-Açu. (<i>n</i>) nascente, (<i>zr1</i>) zona rural 1, (<i>ac</i>) antes da cidade, (<i>dc</i>) depois da cidade, (<i>ete</i>) efluente estação de tratamento, (<i>zr2</i>) zona rural 2 e (<i>f</i>) foz do rio.	34
Figura 2.4 – Variação espacial dos valores de temperatura (°C) do ar e das águas dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	40
Figura 2.5 – Variação espacial dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	43
Figura 2.6 – Variação espacial dos valores de pH dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	46

Figura 2.7 – Variação espacial dos valores de alcalinidade (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	48
Figura 2.8 – Variação espacial das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	50
Figura 2.9 – Variação espacial das concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	52
Figura 2.10 – Variação espacial das concentrações de sólidos suspensos orgânicos (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	54
Figura 2.11 – Vista parcial do rio Jacupiranguinha, com as plantações de banana nas margens (A) e o processo de erosão (estação zr2) (B), em abril de 2005.	55
Figura 2.12 – Processo de assoreamento do rio Jacupiranguinha. A: foto tirada em 2005 – presença de pequena ilha de sedimentos; B: foto tirada em 2007 – a ilha já bem estabelecida com vegetação consistente e o alargamento do canal do rio.	56
Figura 2.13 – Variação das Demandas Bioquímicas de Oxigênio (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	57
Figura 2.14 – Variação das Demandas Químicas de Oxigênio (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	59
Figura 2.15 – Variação das concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	61
Figura 2.16 – Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal total (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	62
Figura 2.17 – Variação das concentrações de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	64
Figura 2.18 – Variação das concentrações de nitrato (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	66
Figura 2.19 – Variação das concentrações de silicato (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	67
Figura 2.20 – Porcentagem de fósforo nas sub-bacias do rio Jacupiranga e Pariquera-Açu. Fonte: Lopes Jr. (2007).	71

Figura 2.21 – Concentração de coliformes totais (UFC/100ml) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), em três períodos estudados.	72
Figura 2.22 – Concentração de coliformes fecais (UFC/100ml) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), em três períodos estudados.	73
Figura 2.23 – Análise de agrupamento (<i>cluster</i>) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de janeiro e abril do rio Jacupiranguinha.	78
Figura 2.24 – Análise de agrupamento (<i>cluster</i>) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de julho e setembro do rio Jacupiranguinha.	79
Figura 2.25 – Análise de agrupamento (<i>cluster</i>) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de janeiro e abril do rio Pariquera-Açu.	80
Figura 2.26 – Análise de agrupamento (<i>cluster</i>) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de julho e outubro do rio Pariquera-Açu.	80
Figura 3.1 – Diagrama do Contínuo Fluvial (modificado de Vannote et al 1980), mostrando as diferenças na estrutura e na função da comunidade de invertebrados ao longo de um rio.	98
Figura 3.2 – Remansos e corredeiras nas estações selecionadas para amostragem no rio Pariquera-Açu. Estações <i>n</i> e <i>zr1</i> . R = remanso; C = corredeira.	101
Figura 3.3: Frações granulométricas (%) das estações de amostragem dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007) nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	104
Figura 3.4: Porcentagem de matéria orgânica do sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu nos quatro períodos estudados em 2005 e 2007.	105
Figura 3.5 – Valores (%) das frações granulométricas do sedimento das estações <i>n</i> e <i>zr1</i> do rio Pariquera-Açu. C = corredeira; R = remanso.	109
Figura 3.8 – Porcentagem dos grupos funcionais tróficos em cada estação de coleta do rio Jacupiranguinha.	121
Figura 3.9 – Porcentagem dos grupos funcionais tróficos em cada estação de coleta do rio Pariquera-Açu.	123
Figura 4.1 – Esquema de segmentação do QUAL2K em trechos para um rio sem tributários. Adaptado de CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008.	141
Figura 4.2 – Subdivisão de um trecho em 4 elementos computacionais de igual comprimento. Adaptado de CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008.	142
Figura 4.3 - Diagrama unifilar do trecho simulado do rio Jacupiranguinha, mostrando o tamanho de cada trecho e as fontes pontuais e difusas.	146
Figura 4.4 - Diagrama unifilar do trecho à jusante do lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha, mostrando o tamanho de cada trecho e os locais de poluição pontual e difusa.	147
Figura 4.5 - Variação espacial das vazões medidas e das duas vazões simuladas. Vazão A = simulada sem a vazão difusa; vazão B: simulada com as vazões difusas.	151
Figura 4.6 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) para as duas vazões simuladas.	151
Figura 4.7 - Variação espacial da DBO (mg.L^{-1}) para as duas vazões simuladas.	152

Figura 4.8 - Variação espacial da concentração de sólidos inorgânicos (mg.L^{-1}) para as duas vazões simuladas.....	152
Figura 4.9 - Variação espacial das concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para as duas vazões simuladas.	153
Figura 4.10 - Variação espacial das concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para as duas vazões simuladas.....	153
Figura 4.11 - Variação espacial das concentrações de coliformes fecais (UFC/100ml) para as duas vazões simuladas.	154
Figura 4.12 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}), sólidos inorgânicos (mg.L^{-1}), nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e coliformes fecais (UFC/100ml) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	155
Figura 4.13 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}), sólidos inorgânicos (mg.L^{-1}), nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e coliformes fecais (UFC/100ml) no período seco no rio Jacupiranguinha.	157
Figura 4.14 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.	159
Figura 4.15 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.	161
Figura 4.16 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	163
Figura 4.17 - Resultados das simulações dos cenários propostos para a DBO (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	164
Figura 4.18 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	164
Figura 4.19 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	166
Figura 4.20 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	167
Figura 4.21 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de coliformes fecais (UFC/100ml) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.	168
Figura 4.22 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) no período seco no rio Jacupiranguinha.	169
Figura 4.23 - Resultados das simulações dos cenários propostos para a DBO (mg.L^{-1}) no período seco no rio Jacupiranguinha.....	170
Figura 4.24 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) no período seco no rio Jacupiranguinha.	170
Figura 4.25 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no rio Jacupiranguinha.....	171

Figura 4.26 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no rio Jacupiranguinha.	172
Figura 4.27 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de coliformes fecais (UFC/100 ml) no período seco no rio Jacupiranguinha.	173
Figura 4.28 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha, à jusante do lançamento do efluente industrial.	174
Figura 4.29 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no rio Jacupiranguinha, à jusante do lançamento do efluente industrial.	176

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Uso do solo das sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape para o ano de 2006.	6
Tabela 2.1 – Valores totais mensais de precipitação pluviométrica (mm) durante os anos de 2004 a 2007 nos municípios de Jacupiranga e Pariquera-Açu. Fonte: posto pluviométrico CIIAGRO. Os valores em destaque correspondem aos meses de coleta.	37
Tabela 2.2 – Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, nos trechos amostrados, nos diferentes períodos de amostragem em 2005 e 2007.	38
Tabela 2.3 – Média $\pm$ desvio padrão das concentrações de dióxido de carbono total (CO_2 total), íons bicarbonato (HCO_3^-) e íons carbonato (CO_3^{2-}) (mg.L^{-1}) do rio Jacupiranguinha (2005), nos períodos estudados.	47
Tabela 2.4 – Média $\pm$ desvio padrão das concentrações de dióxido de carbono total (CO_2 total), íons bicarbonato (HCO_3^-) e íons carbonato (CO_3^{2-}) (mg.L^{-1}) do rio Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados.	47
Tabela 2.5 – Variação das concentrações de fósforo total (PT), fosfato total dissolvido (PTD) e fosfato inorgânico (Plnorg) (mg.L^{-1}) do rio Jacupiranguinha (2005), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	68
Tabela 2.6 – Variação das concentrações de fósforo total (PT), fosfato total dissolvido (PTD) e fosfato inorgânico (Plnorg) (mg.L^{-1}) do rio Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).	69
Tabela 2.7 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (PCA) para cada campanha de amostragem testando as variáveis físicas e químicas no rio Jacupiranguinha em 2005.	75
Tabela 2.8 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (PCA) para cada campanha de amostragem testando as variáveis físicas e químicas no rio Pariquera-Açu em 2007.	76
Tabela 3.1: Variáveis analisadas no sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.	100
Tabela 3.2: Concentrações de nitrogênio total (mg.g^{-1}) nos quatro períodos estudados dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007).	107
Tabela 3.3: Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos quatro períodos estudados dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007).	108
Tabela 3.4 – Concentrações de nitrogênio total (N sed), fósforo total (P sed) e porcentagens de matéria orgânica (MO sed) de amostras do sedimento das estações <i>n</i> e <i>zr1</i> e suas sub-estações do rio Pariquera-Açu. C = corredeira; R = remanso	109
Tabela 3.5: Taxa identificados nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.	111
Tabela 3.6: Total de organismos por unidade amostral (UA) no rio Jacupiranguinha na campanha de julho de 2005.	112
Tabela 3.7: Total de organismos por unidade amostral (UA) no rio Pariquera-Açu na campanha de outubro de 2007.	113
Tabela 3.8: Frequência de ocorrência total das unidades taxonômicas nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.	115

Tabela 3.9 – Parâmetros quantitativos da comunidade bentônica do rio Jacupiranguinha	116
Tabela 3.10 - Parâmetros quantitativos da comunidade bentônica do rio Pariquera-Açu.....	117
Tabela 3.11 – Grupos funcionais tróficos encontrados nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu. ..	122
Tabela 4.1 – Modelos internacionais de qualidade de água atualmente disponíveis.....	138
Tabela 4.2 – Variação de profundidade e velocidade usada no cálculo de reaeração e faixa de aplicabilidade dos valores de k_2 para cada fórmula.....	142
Tabela 4.3 – Dados médios de descargas no rio Jacupiranguinha	148
Tabela 4.4 - Análise de sensibilidade para o rio Jacupiranguinha no período seco.....	150
Tabela 4.5 - Resultados das simulações para todas as variáveis analisadas no período chuvoso no rio Jacupiranguinha	156
Tabela 4.6 - Resultados das simulações para todas as variáveis analisadas no período seco no rio Jacupiranguinha	158
Tabela 4.7 - Resultados das simulações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.	160
Tabela 4.8 - Resultados das simulações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.	162
Tabela 5.1: Dados obtidos em campo e coeficientes calculados para o trecho simulado do rio Jacupiranguinha, nos períodos seco e chuvoso	182
Tabela 5.2: Dados obtidos em campo e coeficientes calculados para o trecho à jusante do lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha, nos períodos seco e chuvoso.....	182

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL E JUSTIFICATIVA	1
1.1 ÁREA DE ESTUDO	5
1.2 REFERÊNCIAS	17
CAPÍTULO 2 LIMNOLOGIA DOS RIOS JACUPIRANGUINHA E PARIQUERA-AÇU	19
RESUMO	21
ABSTRACT	22
2.1 INTRODUÇÃO	23
2.2 OBJETIVOS	24
2.3 REVISÃO DA LITERATURA	25
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	30
2.4.1 Variáveis físicas e químicas da água	34
2.4.2 Variáveis climatológicas	35
2.4.3 Variáveis hidrológicas	35
2.4.4 Tratamento estatístico dos dados	35
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
2.6 CONCLUSÕES	81
2.7 REFERÊNCIAS	83
CAPÍTULO 3 COMUNIDADE BENTÔNICA DOS RIOS JACUPIRANGUINHA E PARIQUERA-AÇU COMO BIOINDICADORA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS	89
RESUMO	91
ABSTRACT	92
3.1 INTRODUÇÃO	93
3.2 OBJETIVOS	94
3.3 REVISÃO DA LITERATURA	95
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	100
3.4.1 Variáveis físicas e químicas do sedimento	100
3.4.2 Comunidade Bentônica	100
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
3.5.1 Sedimento	103
3.5.2 Comunidade bentônica	109
3.6 CONCLUSÕES	125
3.7 REFERÊNCIAS	126
CAPÍTULO 4 CENÁRIOS AMBIENTAIS PARA A SUB-BACIA DO RIO JACUPIRANGUINHA	131
RESUMO	133
ABSTRACT	134
4.1 INTRODUÇÃO	135
4.2 OBJETIVOS	136
4.3 REVISÃO DA LITERATURA	137
4.3.1 O modelo QUAL2K	140

4.3.2	Trabalhos relacionados	143
4.3.3	Limitações do modelo.....	144
4.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	145
4.4.1	Discretização do rio Jacupiranguinha	145
4.4.2	Dados de entrada do modelo	147
4.4.3	Calibração do modelo.....	148
4.4.4	Simulação de cenários	148
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	150
4.5.1	Análise de sensibilidade.....	150
4.5.2	Influência da vazão nos valores simulados pelo QUAL2K.....	150
4.5.3	Simulação da poluição difusa.....	154
4.5.4	Simulação da poluição pontual do efluente industrial	158
4.5.5	Cenários	162
4.6	CONCLUSÕES	178
4.7	REFERÊNCIAS	179
CAPÍTULO 5 ANEXOS.....		181

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL E JUSTIFICATIVA

O interesse pelo estudo dos recursos hídricos tem a ver com a estreita relação do ser humano com a água, seja no plano físico, como nos planos cultural e religioso. O acesso à água é condição de sobrevivência do homem. O conceito de direito de águas evoluiu à medida que evoluíram as relações sociais com o meio ambiente, principalmente na segunda metade do século XX. Com a Lei Federal número 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), passou-se a falar na “gestão dos recursos hídricos” como forma de planejar e controlar o uso das águas, além de incorporar à ordem jurídica novos princípios, como o de bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão (GRANZIERA, 2003).

De acordo com Calijuri e Bubel (2006), a pressão sobre os recursos hídricos torna essencial a implantação de ações de monitoramento, pesquisa e gerenciamento, possibilitando, assim, transferência contínua da base científica para a aplicação. A pesquisa científica demonstrou que ecossistemas são dinâmicos, alterando-se continuamente, principalmente sob impacto das atividades humanas. Por isso, faz-se necessário esforço concentrado das investigações para produzir projetos e desenvolver programas de manejo que garantam a sustentabilidade dos recursos naturais.

Segundo Lima (1997), a gestão dos recursos hídricos engloba, entre outras ações, caracterização ambiental, avaliação dos impactos das atividades instaladas na área de influência, investigação da capacidade de assimilação do corpo receptor, especialmente no caso de descarga de efluentes, monitoramento ambiental e retroalimentação do processo de gestão como um todo, de forma a permitir um aperfeiçoamento do sistema adotado.

Nos últimos anos, é crescente o número de estudos ambientais que procuram não apenas caracterizar e entender os processos que ocorrem na área investigada, como também apresentar propostas e destacar as melhores opções a serem feitas no contexto de gerenciamento integrado do ambiente, visando à sustentabilidade (LINDENSCHMIDT, 2006).

Atualmente, com o surgimento de um novo modelo de economia, o desenvolvimento sustentável, tem-se procurado conciliar o crescimento econômico e tecnológico de uma região com sua qualidade ambiental. Tal modelo propõe a utilização dos recursos naturais de modo sustentável, buscando assim, garantir a sua qualidade, quantidade e, conseqüentemente, a sobrevivência das espécies.

Para se alcançar a sustentabilidade de uma região, é indispensável o desenvolvimento de ferramentas eficientes que permitam o monitoramento e a análise das bacias hidrográficas. A tendência em se adotar essa unidade como área de trabalho, está no fato da água do rio manter uma estreita relação com os demais componentes do ambiente e com as atividades antrópicas que ocorrem em sua bacia, caracterizando-se como um recurso cuja existência e qualidade dependem de como os outros são manejados.

Considerando as diversas formas de uso e ocupação do solo existentes, a proposta de manejo sustentável para determinado local de estudo deve ser baseada na avaliação dos

mais variados tipos de dados, sejam de qualidade da água ou de levantamentos sobre os recursos naturais e usos da terra.

A qualidade dos ecossistemas aquáticos, mais especificamente, é função das atividades humanas realizadas nas redondezas e da distribuição geográfica da população. De acordo com Schulz et al. (2004), a origem das perturbações na qualidade da água deve-se a várias causas simultâneas decorrentes de ações antrópicas e de condicionantes naturais, como o aumento da densidade populacional, a influência de marés e a precipitação pluviométrica em certas épocas do ano.

O Vale do Ribeira destaca-se por ser um dos mais importantes pólos de produção mineral e uma das regiões na qual ainda se encontram fragmentos expressivos de Mata Atlântica (21% dos remanescentes do país – 2.1 milhões de hectares de floresta) e de ecossistemas associados (150 mil hectares de restingas e 17 mil de manguezais) protegidos por legislação. Além disso, concentra 40% das unidades de conservação do Estado de São Paulo. Por outro lado, é um dos ambientes mais frágeis frente a qualquer ação antrópica que possa interferir de forma mais significativa em suas características naturais. A desconsideração deste fato nas decisões de uso e ocupação do solo e as fragilidades naturais da região são preocupantes e motivo de uma série de impactos ambientais negativos, muitas vezes irreversíveis, ou que exigem soluções onerosas e complexas.

Apesar de sua localização em dois dos estados mais desenvolvidos do País, de fazer limite com duas regiões metropolitanas altamente dinâmicas (São Paulo, ao norte e Curitiba, ao sul) e de ter sido uma das primeiras e mais intensamente exploradas regiões brasileiras nos períodos colonial e imperial, o Vale do Ribeira chega ao final do século XX com significativo patrimônio ambiental.

Em contraposição a isso a região possui os mais baixos indicadores sociais dos estados de São Paulo e Paraná, incluindo os mais altos índices de mortalidade infantil e analfabetismo. Com uma população de aproximadamente 400 mil habitantes, o Vale do Ribeira não possui alternativas econômicas adequadas ao desenvolvimento sustentável que permita a utilização racional deste imenso patrimônio ambiental. Agravando este quadro, a proximidade de dois importantes centros urbanos e industriais (São Paulo e Curitiba), ameaça transformá-la em fornecedora de recursos naturais de baixo custo, explorados sem qualquer respeito ao patrimônio ambiental e cultural. A economia regional é precária e baseia-se, em sua maioria, na agricultura do chá e banana e na mineração, principalmente do calcário.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

Dentro do sistema do Vale do Ribeira foram escolhidas para este estudo as sub-bacias dos rios Jacupiranga e Pariquera-Açu, que percorrem respectivamente os municípios de Cajati e Pariquera-Açu (**Figura.1.1**).

Figura.1.1 – Localização da área de estudo no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil.

O município de Cajati com sede localizada entre as coordenadas 24°44'09"S e 48°07'22"W ocupa uma área correspondente a 455 km² e está a 230 km da capital São Paulo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2007) sua população está em torno de 28.285 habitantes. O índice de atendimento de abastecimento de água da região é de 95%, e 77,5% das casas estão ligadas à rede de coleta de esgoto dos quais 90% é tratado (CAJATI, 2009); o tratamento é feito pelo sistema de lagoas de estabilização com efluente lançado no rio Jacupiranguinha. Cajati está entre os três primeiros produtores de banana nanica da região. A indústria extrativista e produtiva é a principal atividade econômica do município. É o maior parque industrial do Vale do Ribeira, responsável pela produção de cimento, argamassa, ácido sulfúrico e fosfórico, fertilizante e ração animal.

O município de Pariquera-Açu com sede localizada nas coordenadas 24°42'54"S e 47°52'51"W ocupa uma área correspondente a 360 km² e também está a 230 km da capital São Paulo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2007) sua população está em torno de 18.079 habitantes. O índice de atendimento de abastecimento

de água da região é de 99%, e 82% das casas estão ligadas à rede de coleta de esgoto dos quais 100% é tratado (SABESP, 2009); o tratamento é feito pelo sistema de lagoas de estabilização com efluente lançado no rio Pariquera-Açu. A principal atividade econômica do município é a fruticultura, principalmente maracujá, plantação de chá e criação de búfalos.

Quanto à vegetação e ao uso e ocupação das sub-bacias, têm-se a seguinte distribuição (**Tabela 1.1**):

Tabela 1.1 – Uso do solo das sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguaçu para o ano de 2006.

Tipos de Uso	Área na Bacia em 2006	
	Km ²	%
Formações Florestais (Mata Atlântica)	704,7	38,3%
Capoeira	267,4	14,5%
Campo de várzea	170,1	9,2%
Agricultura	255,6	13,9%
Cultura de banana	68,3	3,7%
Cultura de chá	38,0	2,1%
Pastagens	256,9	14,0%
Recursos hídricos	26,1	1,4%
Área Urbana	38,4	2,1%
Mineração	4,9	0,3%
Afloramento rochoso	9,3	0,5%
Sombras e nuvens	1,2	0,1%

Fonte: Modificado de Loures (2008)

As Figuras 1.2, 1.3 e 1.4 mostram os mapas de uso e cobertura do solo para os anos de 1984, 1990 e 2006, no qual ilustram-se as porcentagens apresentadas na Tabela 1.1 para o ano de 2006. Pelas figuras pode-se observar que houve transformações significativas da cobertura vegetal foi entre 1984 e 2006, com retirada de grande parte da Mata Atlântica das sub-bacias, a qual foi substituída por pastagens e culturas agrícolas.

Um fator importante que favorece a preservação da Mata Atlântica na região é a existência do Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga, criado em 2008 através da Lei estadual 12.810, que alterou os limites do antigo Parque Estadual do Jacupiranga, criado em 1969. A área total do Mosaico é de 243.885,15 ha e inclui três parques estaduais, cinco Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS), quatro áreas de proteção ambiental (APA), duas reservas extrativistas (Resex) e duas reservas particulares do patrimônio nacional (RPPN).

Figura 1.3 - Mapa de uso e cobertura do solo das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu para o ano de 1990. Fonte: Loures (2008)

Figura 1.4 - Mapa de uso e cobertura do solo das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu para o ano de 2006. Fonte: Loures (2008)

As áreas do Mosaico que fazem parte das sub-bacias enfocadas neste estudo são Parque Estadual do Rio Turvo (área total de 739 km², dos quais 30% pertencem à sub-bacia do Jacupiranga), APA Cajati (29,8 km²), Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Lavras (8,9 km²) e parte da APA Planalto do Turvo, com 102 ha pertencentes ao município de Cajati (LOURES, 2008).

Na sub-bacia do Jacupiranga, o rio estudado foi o Jacupiranguinha, com aproximadamente 40 km de extensão, localizado no município de Cajati – SP (**Figura 1.5**). O rio Jacupiranguinha nasce fazendo a divisa de Barra do Turvo e Cananéia nas coordenadas 24°52'46"S e 48°17'26"W, muito próximo ao estado do Paraná. Da nascente segue em direção nordeste do estado de São Paulo sempre paralelo a rodovia BR-116 em direção ao nordeste, atravessa a cidade de Cajati e poucos quilômetros depois se junta com o rio Guaraú para formar o rio Jacupiranga. Este rio foi escolhido por sua importância para o município de Cajati, pois é usado para abastecimento público. Além disso, recebe o efluente de todo o complexo industrial da cidade, cujos impactos negativos podem ser percebidos nos rios subseqüentes (Jacupiranga e Ribeira de Iguape), dos quais é tributário, até sua região estuarina, no município de Iguape - SP.

Na outra sub-bacia estudou-se o rio Pariquera-Açu, com aproximadamente 31 km de extensão, localizado no município de Pariquera-Açu – SP. Nasce nesse município nas coordenadas 24°44'16"S e 47°56'41"W, entre as rodovias estaduais SP-193, não asfaltada, e a rodovia SP-226, próximo de Jacupiranga e a meio caminho de Cananéia. Da nascente segue em direção nordeste do estado de São Paulo, e depois de percorrer mais ou menos sete quilômetros atravessa a cidade de Pariquera-Açu. Segue sempre acompanhando uma rodovia vicinal não asfaltada em direção ao nordeste até que tanto a rodovia como o próprio rio Pariquera-Açu alcancem o rio Ribeira de Iguape muito próximo (1.500 metros ao sul) onde o rio Jacupiranga deságua no rio Ribeira de Iguape. Torna-se afluente do rio Ribeira de Iguape na localização geográfica, 24°36'27"S e 47°44'53"W, e este deságua no Oceano Atlântico em Iguape (**Figura 1.5**). O rio Pariquera-Açu abastece o município de mesmo nome e parte dele está inserido no Parque Estadual Pariquera Abaixo.

Figura 1.5 – Localização da área de estudo no Vale do Ribeira e os rios que foram estudados.

Os rios da região estão sofrendo os impactos do desenvolvimento não planejado de suas sub-bacias. Segundo Theodorovicz (2007), grande parte da região encontra-se bastante modificada de suas características naturais, principalmente no que se refere à questão do desmatamento. Partes da floresta bem preservada restringem-se praticamente às áreas sob legislação ambiental, consideradas como parques. Não são respeitadas as Áreas de Preservação Permanente nas margens dos rios (**Figura 1.6**), conforme previsto no art. 2º do Código Florestal (Lei nº 4771 de 1965). Essas regiões possuem função de amortecimento de impacto negativo na qualidade das águas, manutenção da fauna e flora e proteção das margens quanto ao assoreamento e deslizamento de encostas. As margens do rio Jacupiranguinha, apresentam-se na forma de barrancos desprovidos de cobertura vegetal, seja para a plantação de banana, seja para a criação de gado (**Figura 1.7**).

Figura 1.6 – Vista aérea do rio Jacupiranguinha e seu entorno. A: plantação de banana que vai até às margens; B: área urbana de Cajati; C: pastos.

Figura 1.7 – Vistas parciais das margens do rio Jacupiranguinha. A: plantação de banana (estação *zr2*); B: pastagem (estação *dc*).

O rio Pariquera-Açu possui a maior parte de suas margens preservadas (**Figura 1.8**), e parte de suas águas está inserida no Parque Estadual Pariquera Abaixo (2.359 ha.). Na área urbana a mata ciliar foi retirada somente em uma das margens. Na região da foz, a criação de gado e búfalos próximo às margens é considerada o principal fator contribuinte da alteração da qualidade de suas águas (**Figura 1.9**).

Figura 1.8 – Vista aérea do rio Pariquera-Açu e seu entorno. A: área urbana; B: mata preservada; C: estação de tratamento de esgotos; D: rio Pariquera-Açu.

Figura 1.9 – Vistas parciais das margens do rio Pariquera-Açu. A: criação de gado; B: criação de búfalos (ambos próximos à estação f).

Além disso, o lançamento de efluentes, sejam eles domésticos ou industriais, também alteram significativamente a qualidade das águas dos rios. No rio Jacupiranguinha, o principal impacto devido a lançamento de efluentes é causado pelo complexo industrial (produção de fertilizantes, cimento, cal, ácidos sulfúrico e fosfórico e fosfato bicálcico) e mineração (extração de apatita), como pode ser visto na **Figura 1.10**.

Figura 1.10 – Lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha. A: estado “in natura”; B: vista aérea da lagoa de sedimentação; C: zona de mistura do efluente industrial com as águas do rio Jacupiranguinha

No rio Pariquera-Açu, o principal impacto fica por conta do efluente da estação de tratamento de esgotos do município (**Figura 1.11**).

Figura 1.11 – Rio Pariquera-Açu. A: lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto; B: *bloom* de algas causado pela eutrofização; C: presença de óleos nas águas.

Este complexo industrial explora as rochas fosfatadas presentes no Corpo Alcalino de Jacupiranga, como pode ser visto no mapa geológico da **Figura 1.12** (Ka1b).

Ainda em relação ao mapa geológico, observa-se que a porção denominada sedimentos aluvionares (Qa) coincide com os leitos dos rios da sub-bacia e suas margens. Segundo Theodorovicz (2007), estas regiões, também conhecidas por várzeas, merecem cuidados especiais nas decisões de planejamento e gestão ambiental, o que, muitas vezes, não é levado em conta nas decisões de uso e ocupação do solo, resultando em uma série de problemas ambientais, como assoreamento de rios, por exemplo. Por mais que se tenha conhecimento disso, as planícies aluvionares continuam sendo ocupadas de forma inadequada, principalmente por bananais e pastagens.

Figura 1.12 – Mapa geológico das sub-bacias do Jacupiranga e Pariquera-Açu.

Muitos desses problemas, que comprometem a qualidade de vida de populações e ocasionam perdas de vida e enorme dispêndio de recursos financeiros em ações corretivas, poderiam ser facilmente evitados se fossem seguidas algumas diretrizes racionais de ocupação e uso dos solos. Dentre os principais motivos pelo qual o meio físico não é ou é pouco considerado nas decisões de planejamento, sobressaem a inexistência de documentos informativos adequados que possam servir de base para quem toma decisões de planejamento e de gestão ambiental (THEODOROVICZ, 2007).

Segundo o mesmo autor (op. cit.) num futuro bem próximo, tanto a região metropolitana de Curitiba como a de São Paulo terão que buscar água para abastecimento urbano na região. Certamente novos núcleos urbanos surgirão, aumentando ainda mais a degradação ambiental. Por tudo isso, e para que não se cometam os erros do passado, seria de fundamental importância que se formulasse um plano diretor regional e integrado, com a finalidade de promover a recuperação ambiental e de estabelecer diretrizes de uso e ocupação, de acordo com o que se define como desenvolvimento sustentável. Para que tal plano seja concebido de forma adequada, é necessário que antes se tenha um bom conhecimento dos problemas ambientais e das características do meio físico que devem ser consideradas na decisão por uma ou outra forma de ocupar, preservar e recuperar essa região.

Assim, a ampla caracterização de rios, como no caso desta pesquisa, e a proposição de cenários que garantam os usos múltiplos da água dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, constitui contribuição pioneira para a área de estudo e só tem a contribuir para o estabelecimento de um plano de manejo coerente e adequado para a região estudada, oferecendo subsídios para que este plano concilie desenvolvimento sócio-econômico e qualidade ambiental.

1.2 REFERÊNCIAS

- BRASIL. Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei número 9.433 de 8 de janeiro de 1997 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, *Ministério do Meio Ambiente*. 1997.
- CAJATI. *Portal de notícias da Prefeitura Municipal de Cajati*. 2009. Disponível em : <http://www.cajati.sp.gov.br/index.php?exibir=noticias&ID=456>. Acesso em 08 abr 2009.
- CALIJURI, M.C. e BUBEL, A.P.M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. (eds) *As Florestas Plantadas e a Água: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como unidade de Planejamento*. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 226 p.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). 2004 Disponível em: http://www2.sabesp.com.br/html/a_sabesp/sua_regiao/detalhes.asp?inic_mun=c&municipio=510&x=14&y=10. Acesso em 03 abr 2009.
- GRANZIERA, M.L.M. *Direito de Águas: disciplina jurídica das águas doces*. 2ª ed. São Paulo: Ed. Atlas, 2003. 249 p. ISBN: 85-224-3530-8
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades@*. 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em 03 abr 2009.
- LIMA, C.A.A. *O uso do modelo QUAL2E na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré-Guaçu*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1997. 179 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento.
- LINDENSCHMIDT, K.E. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modeling. *Ecological Modeling*, 2006. v.190, 72 – 86.
- SCHULZ, H.E.; ALAMY FILHO, J.E. e VILLELA, S.M. Fundamentals on equilibrium concentration curves for sedimentation and diffusion of particles in fluids. *Revista Minerva - Pesquisa e Tecnologia*, 2004, v. 1, n. 1, p. 37-43. São Carlos, SP
- THEODOROVICZ, A. *Atlas Geoambiental: subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape*. São Paulo: CPRM, 2007. 91 p.

CAPÍTULO 2

LIMNOLOGIA DOS RIOS JACUPIRANGUINHA E PARIQUERA-AÇU

RESUMO

A falta de tratamento ou tratamento inadequado dos resíduos e o manejo impróprio do solo afetam sobremaneira a qualidade das águas. Os cursos de água possuem a capacidade natural de depurar a matéria orgânica, já que estes são ecossistemas predominantemente heterotróficos e apresentam gradiente longitudinal. Entretanto, atividades inadequadas no entorno de uma bacia hidrográfica podem ultrapassar a capacidade suporte e resiliência do ambiente aquático. Este estudo teve como objetivo principal avaliar o impacto decorrente de diferentes condições de ocupação na disponibilidade e qualidade das águas dos rios Jacupiranguinha (Cajati, SP) e Pariquera-Açu (Pariquera-Açu, SP) nas diferentes fases do ciclo hidrológico, fornecendo subsídios para gestão dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape, SP. Para o cumprimento desse objetivo, foram contempladas amostragens em diferentes fases do ciclo hidrológico em cada sistema lótico entre os anos de 2005 e 2007. Foram selecionadas estações de coleta no eixo longitudinal dos rios abrangendo nascentes, zonas rurais, antes e após as cidades e na foz. Foram analisadas variáveis físicas e químicas da água: temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, alcalinidade, turbidez, nutrientes totais e dissolvidos e sólidos em suspensão. Observou-se forte influência do regime pluviométrico sobre os rios, principalmente em relação à velocidade de escoamento e vazão e, também, no aporte de nutrientes e sólidos. Este fato se agrava devido ao desrespeito das Áreas de Proteção Permanente nas margens dos rios. Os efeitos da presença de mata ciliar no rio Pariquera-Açu e ausência no rio Jacupiranguinha puderam ser percebidos pelo escoamento superficial, com a aceleração dos processos erosivos e assoreamento, além da deterioração da qualidade de suas águas, principalmente em relação às concentrações de oxigênio dissolvido e coliformes.

Palavras – chave: sub-bacias hidrográficas, qualidade de água, nutrientes, sólidos suspensos, Vale do Ribeira de Iguape.

ABSTRACT

An inadequate soil management affects excessively water quality. Rivers have a natural capacity of depurating organic matter since these ecosystems are heterotrophic and present longitudinal variations. However, inadequate activities in riparian zone along rivers can surpass this natural support capacity of aquatic environment. The main goal of this research was to evaluate the impact on water quality and availability of rivers Jacupiranguinha and Pariquera-Açu due to different land use conditions and supply subsidies for water resources management on Baixo Ribeira de Iguape basin, SP. Samplings were contemplated in different phases of the hydrological cycle on each lotic system during the years of 2005 and 2007. Sample stations were selected including nascent, rural areas, before and after the urban areas and mouth of rivers. Physical and chemical variables were analyzed: temperature, dissolved oxygen, electric conductivity, pH, alkalinity, turbidity, total and dissolved nutrients and suspended solids. It could be observed high influence of rainfall, especially in regard to input of organic and inorganic suspended solids. This situation is aggravated by devastation of riparian zone.

The effects of the presence of riparian forest on river Pariquera-Açu and absence on Jacupiranguinha could be noticed by superficial drainage, with the acceleration of erosive processes and aggradation, besides their water quality deterioration, mainly in relation to dissolved oxygen and coliforms concentrations.

Keywords: drainage sub-basins, water quality, nutrients, suspended solids, Vale do Ribeira de Iguape.

2.1 INTRODUÇÃO

Impacto ambiental é um tema do nosso cotidiano. A qualidade da água do século 21 é um dos principais problemas da humanidade em decorrência de atividades de mineração, lançamentos de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, utilização de agrotóxicos e pesticidas, retirada da vegetação ripária e depósito de lixo (CALLISTO, GONÇALVES JÚNIOR e MORENO, 2005).

A disponibilidade hídrica para uso humano pode ser, em determinadas situações, o principal parâmetro da sustentabilidade de um espaço territorial. Uma determinada população, ao explorar os recursos naturais além da capacidade regenerativa e de absorção do ecossistema certamente ocasionará, em longo prazo, um desequilíbrio com reflexos negativos sobre sua própria qualidade de vida.

Pela primeira vez a humanidade enfrenta uma situação na qual o manejo sustentável dos recursos naturais é mais importante que o suprimento desses produtos para o desenvolvimento – tendo em vista o fato de a sobrevivência humana e o próprio processo de desenvolvimento dependerem desses recursos (DUMANSKI e PIERI, 2000).

Sustentabilidade é a propriedade de um processo que, além de continuar existindo no tempo, revela-se capaz de: manter padrão positivo de qualidade, apresentar autonomia de manutenção, ou seja, contar com suas próprias forças, no menor espaço de tempo possível, pertencer a uma rede de coadjuvantes também sustentáveis de maneira simbiótica e promover a dissipação de estratégias e resultados, em detrimento de qualquer tipo de concentração e/ou centralidade, tendo em vista a harmonia das relações sociedade-natureza.

Porém, uma definição como esta se torna problemática quando gerações presentes e futuras, de alguma forma, já se vêem competindo pelo acesso aos recursos hídricos. Sempre que o uso da água pela geração presente puder gerar um impacto ao potencial acesso às futuras gerações, essa definição de sustentabilidade mostra-se fracassada em termos de sua eficiência (BITHAS, 2008).

Com isso, passa-se a questionar se existe de fato o “desenvolvimento sustentável”. Segundo Fernandez (2005), na maioria dos muitos projetos de utilização sustentável que existem hoje, o que se vê é a sustentabilidade apenas assumida, sem nem mesmo ser testada ou sequer demonstrada. Na maioria dos casos, o que se tem é uma proposta de exploração de um recurso levando-se em conta interesses locais ou individuais, que tenha impacto ecológico menor do que a forma atual ou de formas alternativas mais devastadoras. O autor (op.cit.) ainda salienta que o fato de uma forma de uso de recursos ser menos danosa que as alternativas não implica necessariamente que ela seja sustentável e que raramente existe conhecimento demográfico suficiente para demonstrar que usos anunciados como sustentável de fato o sejam.

Dessa forma, com a restauração, conservação, manutenção dos recursos hídricos e o estabelecimento de uma política consistente de manejo sustentável, procuram-se passar das condições existentes, de contínua degradação, para condições ambientalmente mais desejáveis (LIMA e ZÁKIA, 2006b)

2.2 OBJETIVOS

1. Caracterizar a águas dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu. Para isso foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:
 - a. Avaliar os padrões da variação das variáveis físicas e químicas dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, em quatro períodos do ciclo hidrológico;
 - b. Detectar e identificar as principais fontes poluidoras, difusas e pontuais, nas duas sub-bacias;
 - c. Determinar se o uso e ocupação do solo afeta a qualidade das águas nas duas sub-bacias.

2.3 REVISÃO DA LITERATURA

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas. A complexidade desses sistemas lóticos é devida ao uso e ocupação do solo, à geologia, tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais (TOLEDO e NICOLELLA, 2002).

Datam do início do século passado os primeiros estudos que, tendo a microbacia hidrográfica como unidade experimental, buscavam compreender as relações existentes entre a cobertura florestal, a quantidade e a qualidade da água. Mas foi a partir da década de 1960 que os estudos em microbacias tiveram maior avanço, com visão mais integrada do ecossistema, englobando a qualidade da água, a ciclagem de nutrientes e a biota aquática ao aspecto quantitativo da produção de água (CÂMARA, 2004).

Para Odum (2001), a bacia hidrográfica é uma unidade natural da paisagem, que representa a definição de um ecossistema aberto, no qual ocorre troca contínua de energia com o meio, fazendo com que a qualidade da água nela produzida seja resultado de diversas características da bacia. Likens et al. (1977), defendem o uso de microbacias como ecossistemas para estudar ciclagem de nutrientes, comportamento hidrológico, intemperismo das rochas, e outros processos naturais.

Cada bacia é formada por um conjunto de microbacias e, segundo o conceito de microbacias sobrepostas, a eficácia do manejo da qualidade da água será maior à medida que enfocarmos as bacias de escalas menores para as maiores (CALIJURI e BUBEL, 2006).

Para Assad e Sano (1987) a microbacia hidrográfica é a unidade geográfica ideal, ou seja, a menor manifestação física que permite quantificar, de forma integrada, o funcionamento da natureza para o planejamento integrado do manejo dos recursos naturais como ecossistema. Constatou-se que quando se trabalha nesta escala os resultados são mais rápidos e evidentes, pois há maior visualização dos problemas e participação da comunidade e do município na solução e equacionamento das questões ambientais (**Figura 2.1**).

No entanto, o planejamento de uma microbacia nesta escala não deve ser tratado de forma isolada e as interações com as microbacias vizinhas e o meio urbano sempre devem ser consideradas (MUNÕZ 2000). Desta forma, manejo sustentável seria aquele que possibilita a utilização dos recursos hídricos (lançamento de efluentes e abastecimento público, por exemplo) de maneira tal que não seja destruída a integridade do ecossistema; esta integridade, segundo Lima e Zákia (1998) é quantificada em termos da manutenção de seu funcionamento ecológico, que engloba basicamente pelo menos os seguintes aspectos chaves do ecossistema: a) a perpetuação de seus processos hidrológicos; b) a perpetuação de sua capacidade natural de suporte, ou seja, sua sustentabilidade; c) a perpetuação de

sua diversidade biológica; d) sua resiliência, ou seja, capacidade de resistir a mudanças ambientais; e) sua estabilidade.

Figura 2.1 – Tamanho das bacias hidrográficas e unidades políticas envolvidas e tipos de projetos e/ ou planos correspondentes. Tirado de Muñoz (2000).

A distinção entre bacia e microbacia também pode ser feita em relação à área. Sob o ponto de vista da hidrologia, essa classificação não deve ser feita somente com base em sua superfície total, mas é preciso considerar, também, os efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio. Assim, hidrologicamente, as microbacias têm como características distintas uma grande sensibilidade tanto a chuvas de alta intensidade, como também ao fator uso do solo (cobertura vegetal e geomorfologia). Desta forma, essas variáveis são detectadas com muito mais sensibilidade nas microbacias do que nas grandes bacias (LIMA e ZÁKIA, 2006).

Para Gomi et al (2002), uma bacia hidrográfica pode ser subdividida em dois sistemas: o de cabeceiras (microbacias) e o sistema de rede (à jusante). A distinção entre os dois sistemas se dá por diferenças estruturais e pela natureza contínua ou descontínua dos processos. Esta subdivisão é baseada nas características de processos hidrológicos, geomórficos e biológicos. Segundo Rice et al (2001), os processos que ocorrem dos

sistemas de cabeceiras até os à jusante são descontínuos devido a fatores como largura do vale, ângulo de junção dos tributários, tamanho do substrato e gradiente do canal.

Um rio é um sistema que apresenta uma série de gradientes físicos formando um contínuo, ao longo de seu curso ou extensão, ao qual a comunidade biológica estaria associada. Dessa maneira, há uma forte dependência pelos processos “rio abaixo” dos processos ocorridos “rio acima” (VANNOTE et al., 1980; GOMI et al, 2002). Ou seja, as comunidades a jusante tem forte dependência de materiais e energia não aproveitados à montante e se estruturariam a fim de minimizar a perda de energia e maximizar a eficiência das comunidades lóicas (CUMMINS 1996).

A continuidade ou descontinuidade dos processos biológicos tem sido discutida em relação à heterogeneidade de habitats, populações e dinâmica de comunidades.

Stazner & Higler (1985) concordam que em muitos casos a teoria do contínuo fluvial é aplicável para ambientes que ainda não sofreram atuação antrópica. Em relação à autotrofia e heterotrofia do sistema, os ambientes podem desviar-se do modelo geral, pois dependendo do volume e da natureza dos tributários que deságuam na corrente principal, os efeitos podem ser localizados e ter magnitude variável. Além disso, este conceito não considera as diferentes estruturas que um rio pode assumir como cachoeiras, por exemplo.

Para bacias hidrográficas que apresentam alguma interferência antrópica, Ward & Stanford (1983) propuseram o conceito da *Descontinuidade Serial*, o qual postula que o represamento rompe o gradiente do rio em relação às condições ambientais e produz mudanças longitudinais. Posteriormente, em 1995, os mesmos autores (op. cit.) ampliaram a abrangência desse conceito para considerar as interações entre o rio e sua planície de inundação. O conceito da *Descontinuidade Serial* pode ser usado para medir as variações a partir de outros tipos de intervenções antrópicas como poluição, entrada de tributários ou efluentes, autodepuração, entre outros (SABATER et al. 1989).

Devido a uma distinta dinâmica geomorfológica, os rios possuem áreas de planície de inundação. Junk et al. (1989), entendem a estruturação biótica de rios como dependente das trocas laterais entre o canal fluvial e a planície e deram a esse conceito o nome *Pulso de Inundação*. Os pulsos periódicos de inundação na planície conferem características especiais às comunidades, diferentes das características de ambientes apenas lóicos ou lênticos, além de as forças serem controladoras da biota desses sistemas. Essa teoria apresenta a biomassa animal do rio como direta ou indiretamente dependente da produção orgânica nas planícies de inundação e não considera a necessidade de alguma interferência no processamento de materiais rio acima para o funcionamento do sistema rio abaixo, como postula o conceito do *Continuum Fluvial* (VANNOTE et al, 1980).

O conceito da Espiral de Nutrientes ou *Nutrient Spiraling*, desenvolvido por Elwood et al. (1983), inicialmente foi usado para adaptar modelos de ciclagem de nutrientes em águas paradas a águas com movimento, como rios. Devido ao movimento unidirecional em sistemas lóticos, a ciclagem de nutrientes adquire a forma de uma espiral, uma vez que o transporte horizontal impossibilita essa ocorrência em ciclos. Esta teoria considera a concentração de nutrientes em sua forma inorgânica dissolvida, incorporação pela biota e retorno à água como nutriente dissolvido (WARD 1994). O padrão de espirais pode servir como parâmetro de eficiência e estabilidade do ecossistema (ELWOOD et al. 1983).

Petts et al. (1992), mencionaram que para a prática da conservação dos rios, devem ser consideradas cinco dimensões (longitudinal, lateral, vertical, temporal e conceitual). A dimensão temporal é importante e significativa, pois a morfologia do canal e as comunidades aquáticas podem alterar-se naturalmente ao longo do tempo e mudanças abruptas induzidas pelo homem, como represamento e lançamento de esgoto, alteram os processos a montante e a jusante. A dimensão conceitual é endereçada a questões filosóficas, políticas e práticas, levantando questões a respeito de como avaliar, o que conservar, e quais as prioridades que devem ser dadas à conservação.

A possibilidade de se medir poluição e estabelecer padrões ambientais permitem que sejam definidos com clareza os direitos e as responsabilidades do poluidor e do fiscal (os órgãos públicos), assim como da população. Abre também campo para estudos científicos que definam a capacidade de assimilação do meio, estabelecendo, dessa forma, os padrões ambientais (SÁNCHEZ, 2008). Os padrões são função do *uso previsto* para a água e devem ser cumpridos, por força da legislação, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada.

O conhecimento do processo de autodepuração é importante para que se utilize a capacidade de assimilação dos rios, uso que deve ser feito com parcimônia e dentro de critérios técnicos seguros para impedir o lançamento de despejos maior do que o corpo de água possa suportar, ou seja, estabilizar. Um dos problemas de poluição dos cursos de água é o consumo do oxigênio dissolvido (OD) por processos de estabilização da matéria orgânica realizados por bactérias decompositoras.

Essa capacidade pode ser alterada por intervenção humana, de forma concentrada como, por exemplo, pelo lançamento de efluentes que estejam acima dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira ou de forma dispersa, como no uso de fertilizantes no solo. Portanto, a forma com que o homem usa e ocupa o solo tem implicação direta na qualidade da água (VON SPERLING, 1996).

Os processos naturais como erosão, lixiviação e modificação da cobertura vegetal, independente da ação humana ocorrem de forma natural, mas quando o homem transforma o ambiente, esses processos são acentuados, sendo conseqüências imediatas do mau uso

deste solo (SILVA et al 2007). Boa parte da quantidade e da qualidade da água é afetada pelo uso indiscriminado do solo e pela contaminação por nutrientes, esgotos e produtos tóxicos em função do crescimento desordenado e da falta de fiscalização por parte de órgãos públicos competentes.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem sendo os meses de janeiro, abril, julho e outubro considerados representativos para cada estação do ano. Vale ressaltar que a pesquisa no rio Jacupiranguinha foi realizada durante o ano de 2005, enquanto que no rio Pariquera-Açu, as amostragens foram realizadas no ano de 2007.

As amostras foram obtidas em três dias consecutivos sendo escolhidas sete estações de cada um dos sistemas: nascente (*n*), zona rural antes da cidade (*zr1*), estação imediatamente antes da cidade (*ac*), estação imediatamente após a cidade (*dc*), após a entrada de efluente da estação de tratamento de esgotos (*ete*), zona rural após a cidade (*zr2*) e última estação antes da foz do rio (*f*).

No rio Jacupiranguinha, a estação nascente (*n*) encontra-se inserida em local onde não há mata ciliar, caracterizando forte influência antrópica nessa região. Quanto ao rio Pariquera-Açu, a nascente (*n*) possui mata ciliar bem preservada e de difícil acesso.

Nos dois sistemas estudados, a zona rural que antecede as respectivas cidades (*zr1*) é ocupada predominantemente por agricultura e pastagens. Após a passagem pela cidade, o rio Jacupiranguinha, além do efluente da estação de tratamento de esgoto, recebe aporte pontual advindo de uma indústria de fertilizantes e aporte difuso advindo das plantações de banana que permanecem por toda a sua extensão. Já o rio Pariquera-Açu, possui extensa área de plantação de chá, além da existência do Parque Estadual Pariquera Abaixo, em apenas uma das margens, com 2.359 ha de área de proteção próximo à foz do rio.

A seguir, breve descrição das estações de amostragem do rio Jacupiranguinha, feita através de observação em campo (**Figura 2.2**).

Estação n: Localização geográfica - 24° 43' 11"S e 48° 10' 26"W.

Estação localizada na zona rural do município de Cajati, numa vila de pequenos produtores rurais. Presença de plantações de banana em ambas as margens e próxima a morros de grande declividade. Na margem esquerda à jusante há um trecho de mata preservada. Na margem direita, capins altos. O canal do rio tem aproximadamente 10 m de largura e profundidade média de 0,40 m.

Estação zr1: Localização geográfica - 24° 43' 56"S e 48° 08' 49"S.

Ainda na zona rural de Cajati, com pequenas propriedades rurais, nas quais há criação de animais. Na margem direita do rio, presença de uma faixa com capins bem altos e plantação de banana. A margem esquerda encontra-se bem próxima de rua pavimentada.

Estação ac: Localização geográfica - 24° 43' 51"S e 48° 07' 57"W.

No início da área urbana, esta estação é o ponto de captação de água para abastecimento do município feito pela Sabesp. A presença de algumas rochas faz com que haja maior movimentação das águas. Presença apenas de capins altos em ambas as margens.

Estação dc: Localização geográfica - 24° 43' 38"S e 48° 05' 55"W.

Após a passagem pelo centro da cidade, o rio torna-se mais largo e apresenta sinais evidentes de assoreamento, com formação de bancos de areia no meio do canal. Em alguns trechos, os capins dão lugar a pastos e é freqüente a presença de gado na margem direita. A margem esquerda conserva vestígios de Mata Atlântica, porém há bananeiras entre as árvores.

Estação ete: Localização geográfica - 24° 43' 22"S e 48° 05' 37"W.

Estação localizada após a saída do efluente da estação de tratamento de esgoto de Cajati. Na margem direita verificou-se a presença de uma faixa de mata ciliar com algumas árvores de médio porte e uma faixa de capins altos. A margem esquerda apresentou-se bem assoreada com presença de barrancos em determinados trechos e vegetação rasteira.

Estação zr2: Localização geográfica - 24° 42' 34" S e 48° 04' 06" W.

Estação localizada na zona rural, em meio a grandes propriedades rurais produtoras de banana. Ambas as margens possuem capins altos e em alguns trechos a própria bananeira localiza-se na margem, que apresenta muitos barrancos, bastante suscetíveis à erosão.

Estação f: Localização geográfica - 24° 43' 02"S e 48° 03' 00"W.

Estação localizada antes do encontro do rio Jacupiranguinha com o rio Guaraú, também em meio a grandes propriedades rurais produtoras de banana. Em ambas as margens há presença de capins altos e poucas árvores espaçadas.

Segue abaixo breve descrição das estações de amostragem do rio Pariquera-Açu (Figura 2.3).

Estação n: Localização geográfica - 24° 44' 53,9"S e 47° 56' 57,6" W.

Estação localizada em região próxima à nascente do rio Pariquera-Açu, com mata ciliar integralmente preservada na margem esquerda. Na margem direita a mata foi parcialmente retirada para a construção de uma pousada, hoje abandonada. O canal do rio é estreito, com aproximadamente 1m de largura e profundidade de 0,20m.

Figura 2.2: Estações de amostragem do rio Jacupiranguinha. (*n*) nascente, (*zr1*) zona rural 1, (*ac*) antes da cidade, (*dc*) depois da cidade, (*ete*) efluente estação de tratamento, (*zr2*) zona rural 2 e (*f*) foz do rio.

Estação zr1: Localização geográfica - 24° 43' 36,2"S e 47° 54' 26,1" S.

Estação localizada na zona rural do município, com presença de algumas casas próximas ao leito. As margens possuem barrancos de aproximadamente 3m de altura, mas com presença de vegetação densa em ambas as margens.

Estação ac: Localização geográfica - 24° 43' 00,7"S e 47° 53' 40,1" W.

Localizada no início da zona urbana de Pariquera-Açu; nesta estação a largura do rio é bem maior que nas estações anteriores ($\pm$ 10m de largura) e há presença de uma parede baixa de rochas, que represa parcialmente o rio, fazendo com que suas águas fiquem mais lentas. Mata ciliar bastante preservada na margem esquerda. À margem direita localizam-se pequenas propriedades rurais e, portanto, a mata ciliar está parcialmente preservada.

Estação dc: Localização geográfica - 24° 42' 06,8"S e 47° 52' 55,4" W.

Após a passagem pelo município da Pariquera-Açu, as margens ainda apresentam trechos bem conservados de mata ciliar, porém com sinais de assoreamento e barrancos cobertos por gramíneas.

Estação ete: Localização geográfica - 24° 42' 03,0"S e 47° 52' 54,7" W.

Estação localizada após a saída do efluente da estação de tratamento de esgoto de Pariquera-Açu. Na margem esquerda verificou-se a presença de uma faixa de mata ciliar com algumas árvores de médio porte e uma faixa de capins altos. A margem esquerda apresentou-se assoreada com presença de barrancos em determinados trechos e algumas pequenas propriedades rurais com cultivo de banana. Imediatamente à jusante deste lançamento, há o alargamento do canal e presença de grandes rochas.

Estação zr2: Localização geográfica - 24° 36' 41,1"S e 47° 46' 38,1" W.

Estação localizada em meio a grandes propriedades rurais produtoras de chá e com criação de animais. A margem esquerda possui mata parcialmente preservada, com algumas árvores de médio porte, porém de fácil acesso ao canal do rio. A margem esquerda abriga o Parque Estadual do Pariquera Abaixo, com mata bem fechada e de difícil acesso. Neste trecho, o rio possui águas lentas e declividade bem baixa, devido à proximidade de sua foz.

Estação f: Localização geográfica - 24° 37' 56,3"S e 47° 44' 11,8" W.

Estação localizada na foz do rio Pariquera-Açu, a alguns metros do encontro com o rio Ribeira de Iguape. A margem direita ainda é o Parque Estadual e a margem esquerda possui uma grande propriedade rural com criação de búfalos. As águas são bastante lânticas e há presença de macrófitas aquáticas em grande quantidade e próximas às margens.

Figura 2.3: Estações de amostragem do rio Pariquera-Açu. (n) nascente, (zr1) zona rural 1, (ac) antes da cidade, (dc) depois da cidade, (ete) efluente estação de tratamento, (zr2) zona rural 2 e (f) foz do rio.

2.4.1 Variáveis físicas e químicas da água

A temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (%), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e pH foram medidos *in situ* com equipamento multi-sonda (Yellow Springer, 556 MPS).

De acordo com metodologia descrita no American Public Health Association (APHA, 1999) foram determinados: Demanda Química de Oxigênio (DQO, método 5210 B), Nitrogênio Total Kjeldahl (método 4.500 B), Nitrogênio Amoniacal (método 4.500 C), Nitrato (método 4.500 D), Nitrito (método 4.500 B), Fósforo Total (item 5 do método 4.500 B), Ortofosfato (método do ácido ascórbico 4.500 C) e Sólidos Suspensos (método gravimétrico, 2.540 D e 2.540 E). O silicato reativo foi determinado segundo metodologia descrita em Golterman et al. (1978).

A alcalinidade foi determinada no local de coleta de acordo com a metodologia descrita em Golterman et al. (1978).

Para a análise da concentração de coliformes totais e fecais utilizou-se o método das membranas filtrantes (APHA, 1999). As amostras de água foram coletadas no primeiro dia do período amostral em sacos plásticos estéreis e descartáveis. Elas foram filtradas, incubadas em meio de cultura *cromocult* a 30 °C e contadas após 24 horas (UFC/100ml).

2.4.2 Variáveis climatológicas

Os dados de temperatura do ar e precipitação foram obtidos no Posto Pluviométrico do DAEE do município de Jacupiranga, nas datas correspondentes às coletas e dados mensais no ano de 2005 para o rio Jacupiranguinha. Foram considerados, ainda, os dados pluviométricos da região, em 2004, para comparação com os que ocorreram durante os períodos de amostragem (2005). As precipitações dos anos de 2006 e 2007 foram obtidas no posto do CIIAGRO de Pariquera-Açu

2.4.3 Variáveis hidrológicas

A vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) foi calculada a partir da determinação das áreas de segmentos dos transectos e suas respectivas velocidades de escoamento. As velocidades de escoamento foram medidas com auxílio de molinete hidrométrico (medida de velocidade-área), de acordo com Wisler e Brater (1964). As medidas foram feitas em pontos estratégicos em função dos lançamentos de efluentes das lagoas de estabilização e onde haja lançamento de indústrias. O método escolhido justifica-se pela sua aplicação em trabalhos anteriores do mesmo projeto temático (MOCCELLIN, 2006). A profundidade (m) foi medida a cada 2 metros em toda a seção transversal do canal de cada rio, nos pontos onde foram calculadas as vazões e nos pontos de amostragem.

2.4.4 Tratamento estatístico dos dados

Os dados obtidos para os rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu foram submetidos inicialmente à análise de variância simples (*one way ANOVA*) e posteriormente à análise estatística de ordenação, Análise Componentes Principais (PCA), para a determinação das

variáveis de maior significância do estudo, utilizando-se para este fim, o Programa *Systat* 10. Foram consideradas significativas as variáveis que apresentaram cargas (valores) maiores que 0,7 em qualquer um dos eixos (1 e 2) e porcentagem de variância acima de 80%. Esta análise foi realizada separadamente para cada rio e buscou-se verificar se havia diferenças espaciais (entre as diferentes estações de amostragem), diferenças temporais diárias (entre os três dias de amostragem em cada campanha separadamente) e diferenças sazonais (entre as quatro campanhas de amostragem – janeiro, abril, julho e setembro/outubro).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados de precipitação dos anos de 2004 e 2005 foram obtidos no posto pluviométrico do CIIAGRO (Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas) do município de Jacupiranga¹ e estão apresentados na **Tabela 2.1**. As precipitações dos anos de 2006 e 2007 foram obtidas no posto do CIIAGRO de Pariquera-Açu².

Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2008) chove cerca de 1600 mm/ano na região do Baixo Ribeira de Iguape. Observa-se também que o período mais chuvoso vai de setembro a março. No período entre os meses de abril e agosto a precipitação média é 50 mm (considerado o período seco).

Pela **Tabela 2.1** é possível observar que no município de Jacupiranga a maior precipitação ocorreu em janeiro (308 mm) seguido pelas de setembro (237,2 mm), abril (123 mm) e julho (107 mm). Em Pariquera-Açu a maior precipitação ocorreu no mês de janeiro. Em julho, período considerado de menor precipitação em outros anos, choveu 149,4 mm no mês, descaracterizando o período seco das amostragens ocorridas em 2007. Em todos os períodos de amostragem no rio Pariquera-Açu houve pelo menos um dia com precipitação, porém, em julho ocorreram as maiores mudanças na vazão (**Tabela 2.2**) e velocidade de escoamento (**Tabela 2.3**). No rio Jacupiranguinha, somente em julho não houve precipitação nos dias de amostragem.

As vazões foram medidas em apenas três pontos (**Tabela 2.2**) ao longo dos eixos longitudinais dos rios, considerados estratégicos por se tratarem de locais próximos à nascente (com maior sensibilidade às mudanças de precipitação e vazão) e entrada de efluentes.

Tabela 2.1 – Valores totais mensais de precipitação pluviométrica (mm) durante os anos de 2004 a 2007 nos municípios de Jacupiranga e Pariquera-Açu. Fonte: posto pluviométrico CIIAGRO. Os valores em destaque correspondem aos meses de coleta.

		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Jacupiranga	2004	295,1	213	153,5	110,6	122,1	59,1	159,2	5,4	24,7	161	142,3	374,3
	2005	308	106,6	362,9	123	108,1	41,1	107	41,3	237,2	189,8	59,4	109,2
Pariquera-Açu	2006	193,4	285,5	318,2	66,5	18,5	19,2	41,4	26,6	117,9	86,1	149,6	70,7
	2007	274,2	191,3	123,1	63,6	94,4	6,2	149,4	32,1	29,1	39,9	158,3	219,8

¹ Posto CIIAGRO Jacupiranga – altitude 59m
Latitude: 24° 41'; Longitude: 48° 00'

² Posto CIIAGRO Pariquera-Açu – altitude 18m
Latitude: 24° 36'; Longitude: 47° 53'

No rio Jacupiranguinha a vazão teve relação direta com a precipitação sendo maior no período de maior precipitação (50, 53 e 56,48 m³.s⁻¹, respectivamente nos pontos *n*, *zr1* e *zr2*, em janeiro) e menor no período de menor precipitação (2,41, 3,47 e 3,88 m³.s⁻¹, em julho). Houve também aumento na vazão de montante à jusante, graças à contribuição de efluentes, que geram descontinuidade no rio, segundo o conceito da Descontinuidade de Ligação proposta por Rice *et al.* (2001), o qual diz que as entradas de efluentes geram mudanças no sedimento, no volume e na qualidade da água.

Segundo Loures (2008) as sub-bacias dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu possuem características peculiares à potencialidade de ocorrência de cheias, pois as condições climáticas da região são altamente favoráveis à ocorrência de chuvas do tipo frontal, de grande intensidade e duração, que tendem a produzir grandes volumes de deflúvio superficial. Além disso, as características geomorfológicas das regiões de planícies e várzeas das sub-bacias favorecem a ocorrência de grandes cheias.

Tabela 2.2 – Valores de vazão (m³.s⁻¹) dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, nos trechos amostrados, nos diferentes períodos de amostragem em 2005 e 2007.

Jacupiranguinha (2005)					Pariquera-Açu (2007)				
Amostragem		Estações			Amostragem		Estações		
		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>zr2</i>		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>dc</i>	
Jan	26/jan	50,00	53,00	56,48	Jan	17/jan	0,022	0,092	0,33
	27/jan	*	*	*		18/jan	0,069	0,158	0,676
	28/jan	*	*	*		19/jan	0,032	0,14	4,284
Abr	04/abr	6,631	9,440	9,529	Abr	25/abr	0,015	0,051	0,247
	05/abr	5,798	9,440	8,109		26/abr	0,018	0,052	0,253
	06/abr	5,184	9,440	8,819		27/abr	0,034	0,143	0,717
Jul	11/jul	2,381	3,486	3,917	Jul	25/jul	0,217	28,708	50,587
	12/jul	2,298	3,463	3,900		26/jul	0,029	0,463	2,886
	13/jul	2,243	3,455	3,812		27/jul	0,021	0,162	1,266
Set	26/set	21,017	24,667	3,917	Out	20/out	0,01	0,027	0,115
	27/set	9,182	14,617	16,646		21/out	0,011	0,029	0,112
	28/set	6.559	9.516	13.479		22/out	0.01	0,027	0,101

* Não foram medidas

O rio Jacupiranguinha mostrou-se bastante suscetível a enchentes, principalmente no período de chuvas, no qual foi possível notar a formação de inúmeras áreas alagadas, sugerindo que este rio possui planície de inundação bastante desenvolvida. A partir desta informação podemos supor que um fator hidrológico de grande influência sobre o rio Jacupiranguinha seja o pulso de inundação anual, segundo o conceito *The Flood Pulse Concept* proposto por Junk *et al.* (1989).

As águas de chuva também atingiram rapidamente o rio Pariquera-Açu, fato que pôde ser percebido claramente em julho nos pontos *zr1* e *dc* em 25/07/2007 quando houve

precipitação intensa e, no dia seguinte, uma diminuição considerável, mostrando grande sensibilidade à precipitação. Sua região de planície também é muito desenvolvida. Na região de cabeceira as águas escoavam rapidamente, porém, nas de médio e baixo curso, havia grandes enchentes, nas quais propriedades inteiras ficavam submersas, principalmente na foz, no encontro com o rio Ribeira de Iguape.

Tabela 2.3 – Valores de velocidade de corrente (m.s^{-1}) dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, nos trechos amostrados, nos diferentes períodos de amostragem em 2005 e 2007.

Jacupiranguinha (2005)					Pariquera-Açu (2007)				
Amostragem		Estações			Amostragem		Estações		
		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>zr2</i>			<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>dc</i>
Jan	26/jan	0,91	1,03	1,19	Jan	17/jan	0,30	0,80	0,67
	27/jan	*	*	*		18/jan	0,27	0,43	0,60
	28/jan	*	*	*		19/jan	0,43	0,65	0,88
Abr	04/abr	0,67	0,67	0,80	Abr	25/abr	0,15	0,32	0,49
	05/abr	0,64	0,64	0,75		26/abr	0,18	0,35	0,49
	06/abr	0,64	0,64	0,77		27/abr	0,24	0,61	0,91
Jul	11/jul	0,32	0,49	0,83	Jul	25/jul	0,83	1,01	1,29
	12/jul	0,30	0,50	0,82		26/jul	0,29	0,49	0,97
	13/jul	0,31	0,50	0,84		27/jul	0,23	0,16	0,63
Set	26/set	0,96	1,08	0,83	Out	20/out	0,10	0,19	0,27
	27/set	0,70	0,93	0,90		21/out	0,12	0,18	0,26
	28/set	0,60	0,79	0,85		22/out	0,23	0,18	0,26

As variações dos valores de temperatura do ar e da água dos dois rios estão na **Figura 2.4**. Pode-se notar que as águas do rio Jacupiranguinha são, em geral, mais quentes. Em abril, a temperatura máxima do ar chegou a 28°C e as da água ficaram em torno de 24-26°C. No rio Pariquera-Açu, mesmo quando a temperatura do ar esteve em torno de 32°C, como ocorreu em janeiro, as águas se mantiveram em torno de 20-23°C, pois a presença da vegetação ciliar sombreia o curso de água, principalmente na região mais próxima à nascente. Na foz deste rio, assim como em todo o trecho amostrado do rio Jacupiranguinha, a ausência de vegetação permitiu maior incidência dos raios solares, provocando maior aquecimento da água.

A Análise de Variância (ANOVA) para os três dias consecutivos de cada coleta revelou variação temporal diária para as campanhas de janeiro ($p=0,012$) e abril ($p=0,003$) de 2005 para o rio Jacupiranguinha e julho ($p=0$) e outubro ($p=0,042$) de 2007 para o rio Pariquera-Açu.

Figura 2.4 – Variação espacial dos valores de temperatura (°C) do ar e das águas dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Domingos (2002), estudando a dinâmica do rio Betari (PETAR – SP), constatou que a maior variação de temperatura ocorreu nos meses de inverno, pois, segundo o autor, o

volume de água é menor e as respostas podem ser mais rápidas, ou seja, o ganho e a perda de calor podem ocorrer mais facilmente e a entrada de efluentes passa a ser mais significativa. O mesmo resultado foi encontrado no presente trabalho para o rio Jacupiranguinha. Em julho, período de baixas temperaturas, a variação espacial foi mais evidente. Esta variação espacial foi confirmada pelo teste ANOVA para os meses de julho ($p=0$) e setembro ($p=0,007$).

Em relação às mudanças na temperatura em função da entrada de efluentes, conforme citou Domingos (op. cit.), a entrada do efluente da indústria de fertilizantes (estação *zr2*) provocou aumento da temperatura da água. Sasaki et al (2005) também encontraram maiores temperaturas após a entrada de um efluente no rio Akagawa, na região de Tohoku, no Japão. Apesar desta variação com a entrada do efluente, os valores de temperatura tiveram pouca variação espacial (de montante à jusante) no Jacupiranguinha.

Nota-se mais claramente variação espacial no rio Pariquera-Açu nos períodos de maior temperatura (janeiro, abril e outubro), principalmente devido à proximidade da zona urbana do município, à entrada do efluente da ETE e à proximidade da foz, no rio Ribeira de Iguape, consequência da diminuição da mata ciliar e do afastamento das copas das árvores. O teste ANOVA confirmou essas hipóteses ($p=0$; $p=0$ e $p=0,009$, respectivamente para os meses citados anteriormente).

Uma explicação para o aumento da temperatura com a entrada de efluentes é que os efluentes das ETEs de Cajati e Pariquera-Açu são lagoas de estabilização do tipo australiano (MIWA, 2007 e CASALI, 2008) sem sombreamento algum e o efluente da indústria de fertilizantes de Cajati também fica retido em uma lagoa, como parte de seu tratamento, antes de ser lançado no rio Jacupiranguinha. Como isso, suas águas se aquecem mais facilmente que as águas dos rios, o que provoca aumento destes com seu lançamento.

Algumas variáveis limnológicas, principalmente pH e condutividade elétrica, são fortemente influenciadas pela geologia da microbacia hidrográfica. Domingos (2002) observou essas influências na bacia do rio Betari (PETAR – SP), a qual possui áreas cársticas, resultantes da dissolução de rochas calcárias, em parâmetros como pH, alcalinidade, condutividade elétrica, concentração de carbonatos, entre outros.

Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são, entre outros, cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. A condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos etc.

O rio Jacupiranguinha foi o que apresentou as maiores condutividades em todos os períodos amostrados (**Figura 2.5**). Comparando-se com as condutividades do rio Pariquera-Açu observou-se valores de 2 a 10 vezes superior ao longo de todo o trecho amostrado. Duas características podem explicar este fato.

A primeira delas é a própria formação geológica da região. Segundo Loures (2008) nas sub-bacias estudadas os principais compartimentos geológicos são os grupos de rochas sedimentares dos tipos Qa (sedimentos aluvionares) e Qp (sedimentos da Formação Pariquera-Açu) e o complexo Turvo-Cajati com rochas do tipo xistos e migmatitos. Melcher³ (1962 citado por LOURES 2008) destaca na região de Cajati a presença do Jacupiranguito, rochas alcalinas piroxeníticas, nas quais ocorrem reservas de carbonato de cálcio, fosfatos, óxidos de ferro e de titânio. Formações de rochas sedimentares metamórficas e de xistos apresentam águas com condutividades mais elevadas quando comparadas a outros tipos de rochas, indicando maior conteúdo de partículas as quais podem ter elevada capacidade de transportar compostos químicos a elas adsorvidas e de realizar trocas iônicas com o meio aquático (MAGALHÃES, 2006).

Outra característica que pode explicar as altas condutividades do rio Jacupiranguinha é a maior exposição dos solos expostos à lixiviação devido ao desmatamento praticado nestes locais para a prática de agricultura e atividade de pastagem e pela presença de atividade mineradora.

Dos pontos *n* à *ete* do rio Jacupiranguinha as condutividades mantiveram-se semelhantes, porém, nota-se aumento expressivo a partir do ponto *zr2*. O teste estatístico ANOVA confirmou esta variação espacial para os quatro períodos estudados (valores de *p* entre 0 e 0,006). Apesar do intemperismo das rochas poder elevar a condutividade dessa maneira, acredita-se que essa elevação se deve principalmente à contribuição do efluente da indústria de fertilizantes localizada no município de Cajati e que tem seu lançamento a montante deste ponto. A concentração de íons no lançamento deste efluente, em janeiro, por exemplo, chegou a 1132 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, cerca de 20 vezes os valores encontrados nas estações a montante (em média 50 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Esse aumento influenciou os valores encontrados nas estações a jusante (186 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Os rios serpenteiam por zonas em que frequentemente a Mata Atlântica ou a Restinga foram derrubadas, dando lugar a bananicultura e pastagens e, em menor escala, à urbanização. É esperado, portanto, que esse trecho registre claramente os efeitos da mudança na ocupação do solo. Mesmo na foz do rio Ribeira o sinal da contaminação por íons ainda persiste, numa evidência de que os rios não superaram totalmente o impacto da

³ MELCHER, G.C. (1962) Carbonatito de Jacupiranga, estado de São Paulo. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências. São Paulo, 59p.

grande quantidade de íons que é lançada no efluente do complexo industrial no rio Jacupiranguinha.

Figura 2.5 – Variação espacial dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

No rio Pariquera-Açu todas as condutividades medidas nos pontos a montante da área urbana do município estiveram dentro do limite máximo esperado para águas naturais ($100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), em todos os períodos estudados, pois este trecho do rio possui mata ciliar mais preservada que o rio Jacupiranguinha e não recebe efluente industrial como acontece com aquele. Porém nos pontos à jusante as condutividades ultrapassaram $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pois localizam-se após a zona urbana do município de Pariquera-Açu (*dc*) e após a entrada do efluente da estação de tratamento de esgoto (*ete*), como pode ser visto na Figura 2. Isto também pôde ser observado por Sardinha et al (2008) no ribeirão do Meio, município de Leme – SP. A ANOVA demonstrou variação espacial significativa apenas nas campanhas de abril e outubro de 2007.

Ainda no rio Pariquera-Açu, nota-se condutividades menores em julho, quando seriam esperados valores mais elevados. Este fato se deve à grande quantidade de chuva (aproximadamente 95 mm acumulados nos 2 dias que antecederam as coletas e no primeiro dia de amostragem) neste período. Isso mostra que a condutividade foi diretamente influenciada pelo escoamento superficial promovido pelas chuvas, com efeito de diluição, corroborando o trabalho de Li et al (2008) na bacia do rio Han, na China.

A variação sazonal da condutividade foi confirmada pela ANOVA para os dois rios estudados, mostrando claramente a influência do regime de chuvas e seu efeito de diluição.

De modo geral a variação espacial da condutividade nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu ocorreu com a entrada de efluentes, ocasionando aumento dos valores de montante à jusante. Isto corrobora o trabalho de Montgomery (1999), no qual o autor cita que a variabilidade espacial das variáveis limnológicas e a qualidade da água podem se modificar na confluência com tributários.

No ribeirão Bonito, Benassi (2002) observou uma “descontinuidade” nos valores de condutividade em função da entrada de um córrego e posterior aumento em função da entrada de uma fonte de esgoto. O mesmo padrão foi observado por Pompeu et al (2005), no rio das Velhas, região metropolitana de Belo Horizonte, MG, por Silva e Sacomani (2000) no rio Pardo, Botucatu, SP e por Prat e Munné (2000) no rio Congost, na Espanha, por Jonnalagadda e Mhere (2001) no rio Odzi, no Zimbábue e por Mvungi et al (2003) no rio Marimba, também no Zimbábue.

A entrada de alguns tributários, como fontes de esgoto, por exemplo, também podem variar os valores de pH. Isso pôde ser observado por Silva e Sacomani (2000) no rio Pardo, em Botucatu, SP. As autoras encontraram maiores pHs a partir da entrada do efluente da ETE da cidade de Pardinho (aumento de pH 7 para 11). Li et al também observaram aumento de pH no rio Han após a passagem deste pela zona urbana da cidade de Seul, China.

No caso do estudo no rio Pariquera-Açu, o pH diminuiu com a entrada de fontes poluidoras, como o efluente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do município, por exemplo. Outra influência no pH é a sazonalidade. Evanson e Ambroge (2006) encontraram maiores valores de pH no período de chuvas no rio Santa Ana, na Califórnia, EUA. A análise de variância confirmou as variações espacial e sazonal de pH para o rio Pariquera-Açu (valores de p entre 0 e 0,007).

No rio Jacupiranguinha, os valores de pH (**Figura 2.6**) tiveram oscilação longitudinal semelhante em todos os períodos estudados. Vale destacar a discreta diminuição desses valores a partir da entrada do efluente da indústria de fertilizantes (estação 272), o qual provavelmente contribui com íons dissolvidos, provocando essa alteração de pH. Relacionando a discreta redução do valor de pH com o aumento brusco do valor da condutividade nesta estação (**Figura 2.5**), era de se esperar que o pH variasse mais, porém o que pode estar ocorrendo é que a presença de bicarbonato nas águas, como pode ser visto na **Tabela 2.3**, esteja exercendo efeito tampão no sistema.

As maiores oscilações no pH do rio Jacupiranguinha ocorreram no período de chuvas (janeiro). Na coleta de julho, os valores foram menores e menos oscilantes. O mesmo padrão temporal foi obtido por Rios (1993) no ribeirão do Feijão. Os valores de pH no rio Jacupiranguinha variaram de ácidos a alcalinos. De acordo com o Atlas Geoquímico do Vale do Ribeira (LOPES JR, 2007) o rio Jacupiranguinha drena regiões de área cárstica e, portanto, espera-se encontrar águas com pH de neutro a alcalino (maior ou igual a 7).

A análise estatística revelou que houve variação espacial significativa para pH no rio Jacupiranguinha somente nas campanhas de abril e setembro de 2005, variação temporal diária em julho e variação sazonal (entre as quatro campanhas).

No rio Pariquera-Açu não houve variação diária significativa em nenhum período quando comparado ao rio Jacupiranguinha, provavelmente devido à maior preservação deste por mata ciliar, que impede grandes interferências em suas águas.

No rio Pariquera-Açu os valores de pH variaram de ácido a neutro, com os menores valores ocorrendo no período de maior precipitação (julho/2007), diferentemente do ocorrido no rio Jacupiranguinha. De acordo com Lopes Jr. (2007), na região de altitudes mais baixas do Vale do Ribeira, como é o caso de Pariquera-Açu (16-65m de altitude), o rio passa a ser meandrante e de baixa energia e drena regiões onde dominam rochas silicáticas e o pH esperado é ácido (menor que 7).

1

2

3

4

Figura 2.6 – Variação espacial dos valores de pH dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

A alcalinidade e as formas de carbono (CO_2 total, HCO_3^- e CO_3^{2-}) estão na **Figura 2.7** e nas **Tabelas 2.3** e **2.4**. As concentrações de carbonato foram visivelmente menores que

as demais, o que era esperado já que este composto predomina em águas com pH acima de 11, o que normalmente não ocorre em rios.

Tabela 2.3 – Média $\pm$ desvio padrão das concentrações de dióxido de carbono total (CO_2 total), íons bicarbonato (HCO_3^-) e íons carbonato (CO_3^{2-}) (mg.L^{-1}) do rio Jacupiranguinha (2005), nos períodos estudados.

Rio Jacupiranguinha (2005)								
		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>
CO_2 total (mg.L^{-1})	Jan	14,5 $\pm$ 4,5	13,2 $\pm$ 6,2	9,4 $\pm$ 7,6	4,5 $\pm$ 5,3	1,7 $\pm$ 1,4	14,3 $\pm$ 6,4	16,3 $\pm$ 6,5
	Abr	23,0 $\pm$ 3,1	24,4 $\pm$ 2,9	25,3 $\pm$ 2,75	25,9 $\pm$ 4,7	27,0 $\pm$ 3,4	39,4 $\pm$ 7,0	38,1 $\pm$ 9,3
	Jul	72,2 $\pm$ 6,5	60,7 $\pm$ 2,9	60,0 $\pm$ 2,3	69,7 $\pm$ 2,1	68,2 $\pm$ 2,6	72,7 $\pm$ 3,5	73,6 $\pm$ 3,6
	Set	19,0 $\pm$ 2,1	20,7 $\pm$ 2,2	19,2 $\pm$ 1,9	22,2 $\pm$ 2,7	21,8 $\pm$ 2,9	25,2 $\pm$ 5,0	26,6 $\pm$ 4,1
HCO_3^- (mg.L^{-1})	Jan	18,5 $\pm$ 8,0	16,5 $\pm$ 10,2	11,4 $\pm$ 9,7	4,0 $\pm$ 5,7	0,9 $\pm$ 0,8	15,5 $\pm$ 11,4	19,0 $\pm$ 10,2
	Abr	29,3 $\pm$ 4,6	28,7 $\pm$ 5,7	29,5 $\pm$ 5,2	31,4 $\pm$ 7,5	32,0 $\pm$ 6,6	32,2 $\pm$ 5,2	31,5 $\pm$ 6,8
	Jul	91,0 $\pm$ 3,6	79,2 $\pm$ 2,2	79,4 $\pm$ 1,5	93,0 $\pm$ 2,7	91,2 $\pm$ 2,8	95,3 $\pm$ 2,8	96,2 $\pm$ 2,0
	Set	25,1 $\pm$ 3,8	24,0 $\pm$ 4,6	25,2 $\pm$ 3,6	26,1 $\pm$ 5,0	28,0 $\pm$ 4,9	31,7 $\pm$ 8,8	31,7 $\pm$ 9,0
CO_3^{2-} (mg.L^{-1})	Jan	1,6 $\pm$ 1,9	1,7 $\pm$ 1,6	1,5 $\pm$ 0,7	2,3 $\pm$ 1,6	1,5 $\pm$ 1,2	4,2 $\pm$ 2,5	2,6 $\pm$ 4,1
	Abr	0,04 $\pm$ 0,02	0,02 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,02	0,02 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0	0,01 $\pm$ 0
	Jul	1,0 $\pm$ 1,0	1,1 $\pm$ 1,5	1,2 $\pm$ 1,4	1,7 $\pm$ 2,0	1,8 $\pm$ 1,9	0,5 $\pm$ 0,6	0,6 $\pm$ 0,8
	Set	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,11 $\pm$ 0,09	0,11 $\pm$ 0,09	0,09 $\pm$ 0,12	0,06 $\pm$ 0,07	0,07 $\pm$ 0,07

Tabela 2.4 – Média $\pm$ desvio padrão das concentrações de dióxido de carbono total (CO_2 total), íons bicarbonato (HCO_3^-) e íons carbonato (CO_3^{2-}) (mg.L^{-1}) do rio Paríquera-Açu (2007), nos períodos estudados.

Rio Paríquera-Açu (2007)								
		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>
CO_2 total (mg.L^{-1})	Jan	19,6 $\pm$ 2,8	30,8 $\pm$ 4,2	19,6 $\pm$ 3,4	25,4 $\pm$ 10,0	27,0 $\pm$ 10,4	18,9 $\pm$ 0,5	26,0 $\pm$ 2,7
	Abr	23,7 $\pm$ 4,6	31,5 $\pm$ 3,7	22,4 $\pm$ 1,8	38,8 $\pm$ 6,8	40,1 $\pm$ 8,9	21,5 $\pm$ 3,8	33,8 $\pm$ 3,8
	Jul	12,6 $\pm$ 4,3	21,0 $\pm$ 3,2	19,4 $\pm$ 4,7	19,9 $\pm$ 1,8	19,8 $\pm$ 2,7	35,0 $\pm$ 5,9	25,7 $\pm$ 6,8
	Out	24,1 $\pm$ 0,4	38,6 $\pm$ 0,4	26,6 $\pm$ 1,4	40,6 $\pm$ 2,7	58,5 $\pm$ 4,4	27,5 $\pm$ 0,7	34,0 $\pm$ 9,3
HCO_3^- (mg.L^{-1})	Jan	23,8 $\pm$ 2,8	36,6 $\pm$ 3,7	21,4 $\pm$ 5,3	27,0 $\pm$ 12,5	28,6 $\pm$ 12,1	17,8 $\pm$ 0,8	25,9 $\pm$ 2,2
	Abr	29,6 $\pm$ 5,9	38,7 $\pm$ 4,2	25,9 $\pm$ 1,9	40,3 $\pm$ 6,1	41,2 $\pm$ 6,9	21,4 $\pm$ 4,9	33,4 $\pm$ 0,8
	Jul	13,8 $\pm$ 5,6	13,5 $\pm$ 2,4	10,3 $\pm$ 0,6	13,4 $\pm$ 2,3	14,0 $\pm$ 3,4	7,9 $\pm$ 1,7	19,5 $\pm$ 4,8
	Out	31,9 $\pm$ 0,7	50,9 $\pm$ 1,0	35,0 $\pm$ 1,6	50,6 $\pm$ 2,6	77,4 $\pm$ 5,4	36,5 $\pm$ 1,6	41,3 $\pm$ 10,4
CO_3^{2-} (mg.L^{-1})	Jan	0,02 $\pm$ 0	0,03 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,01	0,0 $\pm$ 0	0,01 $\pm$ 0,01
	Abr	0,03 $\pm$ 0,01	0,04 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0	0,02 $\pm$ 0	0,02 $\pm$ 0	0,01 $\pm$ 0	0,01 $\pm$ 0,01
	Jul	0,01 $\pm$ 0	0,0 $\pm$ 0	0,0 $\pm$ 0	0,0 $\pm$ 0	0,0 $\pm$ 0	0,0 $\pm$ 0	0,01 $\pm$ 0
	Out	0,09 $\pm$ 0,03	0,14 $\pm$ 0,07	0,09 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,02	0,21 $\pm$ 0,03	0,16 $\pm$ 0,13	0,04 $\pm$ 0,02

Figura 2.7 – Variação espacial dos valores de alcalinidade (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Houve pouca variação espacial da alcalinidade no rio Jacupiranguinha (exceto em janeiro) em quase todas as estações de amostragem, com pequeno aumento a partir da entrada do efluente da indústria de fertilizantes (estação zr2); temporalmente, as

alcalinidades do Jacupiranguinha variaram com as chuvas, aumentando no período seco. Isto pode ser devido ao efeito de diluição provocado pelas chuvas.

A baixa alcalinidade observada em janeiro no rio Jacupiranguinha nas estações *dc* e *ete* pode explicar os pHs mais elevados que ocorreram nestas mesmas estações e período.

No rio Pariquera-Açu, as alcalinidades foram maiores na região que abrange a zona urbana do município de Pariquera-Açu (estações *dc* e *ete*) e houve oscilação nos valores diários, principalmente nos períodos de maior precipitação, o que mostra a influência das chuvas para esta variável. Em julho, as alcalinidades foram baixas, assim como as condutividades (**Figura 2.5**) e os pHs (**Figura 2.6**), indicando possível redução dos carbonatos, bicarbonatos e íons hidroxila.

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático e sua concentração está diretamente ligada à temperatura da água. O comportamento esperado para o oxigênio dissolvido, para sistemas naturais, sem interferência humana, é que haja maiores concentrações no inverno, pois as baixas temperaturas podem facilitar a dissolução dos gases.

No rio Pariquera-Açu as menores temperaturas foram medidas em julho, junto com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (**Figura 2.8**). No rio Jacupiranguinha, as maiores concentrações de OD foram encontradas em setembro, período em que se obtiveram as menores temperaturas. Porém, o mesmo padrão não foi seguido nas demais coletas. Em abril foram encontradas as segundas maiores concentrações de OD; no entanto, neste período, obtiveram-se as maiores temperaturas da água.

Provavelmente, o que pode estar interferindo nas concentrações de oxigênio seja a concentração de sólidos em suspensão, assim como ocorreu na nascente do rio Canha, também localizado no Vale do Ribeira e que foi estudado por Ferraz (2008). Partículas inorgânicas em suspensão servem de substrato para bactérias. É comum encontrar, na época de maior precipitação, maiores concentrações de matéria orgânica e menor oxigenação na coluna de água. Associado a esse fenômeno ressalta-se que, nessa região, a época de maior precipitação coincide com as maiores temperaturas, favorecendo o crescimento destes microrganismos (CALIJURI, 1999).

A variação espacial das concentrações de oxigênio dissolvido no Pariquera-Açu mostra claramente a influência que este corpo de água sofre com a entrada do efluente da ETE, pois as concentrações ficam reduzidas e em alguns pontos chegam a ficar muito inferiores ao valor mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) para rios classe II, que é de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (**Figura 2.8**). A análise de variância confirmou esta variação em todos os períodos estudados (p entre 0 e 0,002). Wang et al (2007) também

puderam perceber grande impacto nas concentrações de oxigênio dissolvido no rio Liangxi, na China, em decorrência do lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Figura 2.8 – Variação espacial das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Além disso, nas estações *zr2* e *f* do rio Pariquera-Açu, localizados no baixo curso do rio e em sua foz, a velocidade de escoamento é bem pequena. Neste trecho o rio passa a ter comportamento lântico, com muitas macrófitas presentes em seu canal, o que também poderia explicar as baixas concentrações de oxigênio dissolvido devido aos processos de decomposição que podem estar ocorrendo. Em compensação, nos pontos próximos à nascente (*n* e *zr1*) as concentrações foram altas (média de 8,0 mg.L⁻¹), indicando boa oxigenação, assim como ocorreu na bacia do rio Garrone, na França (TUDESQUE et al 2008).

Em janeiro e em setembro as concentrações de oxigênio dissolvido no rio Jacupiranguinha estiveram abaixo do permitido pelo CONAMA. Diferentemente do rio Pariquera-Açu, cujos únicos pontos a apresentarem valores inferiores ao permitido pelo CONAMA para esta classe foram *dc*, *ete* e *f*, principalmente nos períodos de menor precipitação deste estudo (abril e outubro de 2007). A variação sazonal pôde ser confirmada pela ANOVA para os dois rios.

Um grave problema ambiental observado ao longo de córregos e rios, sobretudo nos que se localizam em planícies de inundação, é a retirada das matas ciliares. A retirada da vegetação marginal dos rios elimina as barreiras naturais que impedem o carreamento de fertilizantes e herbicidas, expõe as margens à erosão, facilita o transporte de sedimentos e o assoreamento do leito dos rios. Além disso, aumenta o fluxo da correnteza, reduz a capacidade de retenção e infiltração de água no solo e aumenta os efeitos das enchentes e inundações (CALLISTO *et al.* 2005).

Uma maneira de se avaliar o reflexo destes problemas na qualidade das águas dos rios é através da concentração de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos. A quantidade desses sólidos está relacionada à geologia, uso do solo, precipitação e evaporação e podem diferir entre os rios que compõem a mesma bacia hidrográfica (MONTGOMERY, 1999).

Segundo Ahearn *et al.* (2005) a carga de sólidos suspensos totais (SST) diminui muito em períodos de seca, principalmente em terras com predominância de atividades agrícolas, pois é preciso fortes chuvas para mobilizar o sedimento e causar erosão no solo. O aumento da densidade populacional tem maior influência no aumento da carga de SST em períodos chuvosos, enquanto que o aumento da porcentagem de área com agricultura tem um impacto bem menor na carga de SST, no mesmo período. Isso pode ser devido à grande impermeabilidade do solo causada pelo processo de urbanização.

As **Figuras 2.9 e 2.10** apresentam as concentrações de sólidos inorgânicos e orgânicos dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu nos períodos estudados.

Figura 2.9 – Variação espacial das concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

As concentrações de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos no rio Jacupiranguinha apresentaram duas tendências. Temporalmente, foram obtidas maiores concentrações no período chuvoso e menores no seco, fato corroborado pelas análises estatísticas (ANOVA). Uma provável explicação para este fato é a contribuição das fortes chuvas ocorridas na região que carregam componentes dos solos expostos e erodíveis pela falta de mata ciliar e pela prática agrícola para dentro do sistema aquático, corroborando o trabalho de Bordalo *et al.* (2001), no rio Bangpakong, na Tailândia e de Sardinha *et al* (2008) no ribeirão do Meio, município de Leme, SP.

Espacialmente, houve aumento nas concentrações dos sólidos dos pontos à montante para os pontos à jusante. Este aumento ficou mais marcante a partir do ponto *zr2*, no qual as plantações de banana chegam até a margem do rio, provocando grande erosão e conseqüentemente, maior aporte de material em suspensão para o rio, principalmente em épocas de chuva. Porém, os testes estatísticos não apontaram essas diferenças como significativas.

No rio Pariquera-Açu as concentrações também oscilaram de acordo com as chuvas, ou seja, foram maiores nos períodos de maior precipitação, como ocorreu no rio Jacupiranguinha. Espacialmente o aumento nas concentrações ocorreu, principalmente, devido à passagem pela zona urbana (estação *dc*), à entrada do efluente da ETE do município (estações *ete*) e na foz do rio, na qual se encontra sua planície de inundação (estações *f*) e onde há uma fazenda de criação de búfalos. Somente para a campanha de janeiro de 2007 o teste ANOVA apontou diferenças estatisticamente significativas entre as estações de coleta (variação espacial).

Li *et al* (2008) e Chang (2008) observaram aumento da concentração de sólidos suspensos no rio Han com o aumento da urbanização, sugerindo que a principal fonte eram as áreas em construção da zona periférica de Seul; segundo Chang (*op cit.*), a população do distrito de Gyonganchum cresce em torno de 7,5% ao ano, mais que a média nacional e, por isso, a área está sofrendo urbanização acelerada, sem manejo adequado, ocasionando graves problemas na qualidade das águas do rio Han.

No presente estudo, os sólidos suspensos inorgânicos predominaram sobre os orgânicos, principalmente nos períodos de maior precipitação. Isso mostra a contribuição tanto de fatores naturais, como intemperismo físico e químico das rochas, quanto de fatores de origem antrópica, como atividades que geram erosão e lixiviação do solo das sub-bacias, nos quais o material em suspensão é drenado para o rio.

Figura 2.10 – Variação espacial das concentrações de sólidos suspensos orgânicos (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Segundo Loures (2008) em áreas de baixada onde os solos são hidromórficos, como é o caso da região estudada, apesar da fraca estruturação, a erosão é reduzida pelas baixas

declividades. Em contrapartida essas áreas recebem todo o sedimento transportado pelas águas pluvial e fluvial. As atividades agrícolas e pastoreio, quando ocorre manejo sustentável, corroboram com a redução da suscetibilidade à erosão. Mas, o que se observa na região é o contrário: pastagens degradadas e áreas agricultáveis sem qualquer tipo de controle à erosão contribuindo na aceleração do processo de assoreamento dos corpos de água, como pode ser visto na **Figura 2.11**.

Figura 2.11 – Vista parcial do rio Jacupiranguinha, com as plantações de banana nas margens (A) e o processo de erosão (estação zr2) (B), em abril de 2005.

Além disso, segundo estudo realizado por Hunter e Walton (2008) no rio Johnstone, Austrália, áreas que contêm cultivo de cana-de-açúcar e banana, como é o caso da sub-bacia do rio Jacupiranguinha, possui fluxo de sedimentos 3 a 4 vezes superior a qualquer outro tipo de cultura realizado na região (como pastagens, urbanização, floresta tropical). No presente estudo, esta poderia ser uma importante contribuição de carga alóctone para dentro do sistema aquático.

A **Figura 2.12** mostra o processo de assoreamento do rio Jacupiranguinha. A primeira foto foi tirada em 2005 e a segunda em 2007. Em apenas dois anos, nota-se a formação de uma ilha de sedimentos com presença de vegetação consistente, caracterizando um processo irreversível e altamente impactante para este rio, principalmente em relação à sua vazão.

Figura 2.12 – Processo de assoreamento do rio Jacupiranguinha. A: foto tirada em 2005 – presença de pequena ilha de sedimentos; B: foto tirada em 2007 – a ilha já bem estabelecida com vegetação consistente e o alargamento do canal do rio.

Os valores de DBO_5 no rio Jacupiranguinha variaram bastante, espacial e temporalmente, mas não apresentaram tendência de variação (**Figura 2.13**). A estação seca apresentou os maiores valores, provavelmente devido à menor diluição das águas neste período, resultado semelhante ao encontrado por Bordalo et al (2001) no rio Bangkapong, na Tailândia.

No rio Pariquera-Açu pôde-se notar o contrário. Os períodos de maior precipitação foram os que apresentaram as maiores demandas, corroborando os trabalhos de Jonnalagadda e Mhere (2001) no rio Odzi, no Zimbábue e Campolo et al (2002) no rio Arno, na Itália.

Neste mesmo rio pode-se observar que a passagem pelo município de Pariquera-Açu e o efluente da estação de tratamento de esgotos tiveram grande influência quanto à presença de matéria orgânica, semelhante ao resultado encontrado por Silva e Sacomani (2000), no qual a DBO_5 aumentou significativamente com a entrada do efluente de ETE do município de Pardinho, no rio Pardo.

Salami (1996) ao estudar o rio Monjolinho observou um aumento da demanda bioquímica de oxigênio após a passagem pela área urbana de São Carlos, o que considerou como sendo consequência da drenagem da água dos pontos anteriores e suas sub-bacias, com entrada de esgoto urbano, doméstico e industrial.

Figura 2.13 – Variação das Demandas Bioquímicas de Oxigênio (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Na estação seca, no rio Jacupiranguinha, ocorreu o contrário: a DBO₅ diminuiu a partir da entrada deste efluente. No entanto, em nenhum ponto amostrado dos quatro períodos

estudados, a DBO_5 do rio Jacupiranguinha ultrapassou o limite máximo de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ permitido pelo CONAMA (BRASIL, 2005). No rio Pariquera-Açu, principalmente em julho, período de maior precipitação nas amostragens de 2007, as demandas ultrapassaram o máximo permitido pelo CONAMA em alguns pontos, mesmo naqueles próximos à nascente. Talvez uma grande influência para o aumento de matéria orgânica neste rio em épocas de grande precipitação venha de fontes difusas, através do escoamento superficial.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é importante por estimar o potencial poluidor (no caso, consumidor de oxigênio) de efluentes domésticos e industriais, assim como os impactos dos mesmos sobre os ecossistemas aquáticos (ZUCCARI, GRANER e LEOPOLDO, 2005). Os resultados de DQO são, portanto, mais elevados do que os obtidos para DBO_5 , uma vez que o oxidante químico reage com um amplo grupo de compostos (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Segundo Chapman⁴ citado por Benassi (2002), a DQO em águas superficiais não poluídas pode atingir até 20 mg.L^{-1} e valores superiores a 200 mg.L^{-1} , em águas que recebem efluentes domésticos. Como mostrado na **Figura 2.14**, no rio Jacupiranguinha as demandas químicas foram maiores em setembro e variaram, em todos os períodos amostrados, de 21 mg.L^{-1} a 145 mg.L^{-1} . No Pariquera-Açu em 2007 as demandas químicas foram mais baixas exceto em dois dos sete pontos amostrados em janeiro (*ac* e *dc*), nos quais a demanda ultrapassou 250 mg.L^{-1} . Elas variaram de $0,71 \text{ mg.L}^{-1}$ a 278 mg.L^{-1} .

No rio Bangkapong, na Tailândia, Bordalo et al (2001) encontraram DQOs maiores no período seco ($68,5 \pm 6,7 \text{ mg.L}^{-1}$) do que no chuvoso ($27,5 \pm 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e também notaram aumento dos valores de montante à jusante, relacionando aos possíveis efeitos causados pela entrada de tributários. No rio Pardo, Silva e Sacomani (2000) encontraram maiores DQOs em pontos com fontes de esgoto, assim como Mvungi, Hranova e Love (2003) no rio Marimba, Zimbábue. No presente estudo a entrada de esgotos doméstico e industrial não mostrou influência clara nas DQOs.

⁴ CHAPMAN, D. (1996) Water Quality Assessments: Guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2ed. Chapman & Hall Editors.

Figura 2.14 – Variação das Demandas Químicas de Oxigênio (mg.L-1) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Chang (2008) encontrou correlação positiva entre DQO e urbanização, relacionando as mudanças da cobertura do solo pelo aumento acelerado da população com a deterioração

da qualidade das águas da bacia do rio Han em Seul, China. Além disso, existem pequenas propriedades rurais nas áreas mais periféricas com criação de animais que lançam seu esgoto diretamente no corpo de água. O aumento da DQO também foi relacionado com agricultura no Parque Regional de Appia Antica na região suburbana de Roma, Itália, por Mancini et al (2005), no qual 62,9% de toda sua área são dominados por esta atividade.

Para a elaboração de diagnósticos ambientais é importante que se façam determinações de nutrientes, pois, quando em altas concentrações, podem ser considerados como indicadores de poluição.

O uso e ocupação do solo da microbacia e sua cobertura vegetal interferem significativamente na qualidade da água, principalmente em parâmetros como quantidade de nitrogênio e fósforo. Áreas dominadas pela agricultura contêm altas concentrações de sais dissolvidos e nutrientes (OSBORNE e WILEY, 1988).

A entrada de carga alóctone como, por exemplo, esgoto doméstico e outros efluentes, é a principal fonte de nutrientes para um sistema aquático. Isso corrobora com o trabalho de Sasaki et al (2005), que encontraram maiores concentrações de nitrogênio e fósforo totais em áreas de atividade agrícola intensa e com entrada de esgoto doméstico.

Bollinger et al (1999) num trabalho que envolveu um monitoramento de aproximadamente 37 anos (1960-1997) na região do baixo rio Mississipi, nos Estados de Arkansas e Missouri, próximo ao Golfo do México, nos Estados Unidos, observaram que houve aumento das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e compostos de fósforo com o passar dos anos. A região é ocupada, principalmente, por centros urbanos, atividades agrícolas e industriais e, com o monitoramento, os autores puderam observar o impacto dessas atividades na qualidade da água do rio.

No rio Pardo, a influência nas concentrações de nitrogênio vem tanto de fontes difusas (áreas de agricultura com uso de fertilizantes) como de fontes pontuais (lançamentos de esgotos domésticos), de acordo com os resultados encontrados por Silva e Sacomani (2000). Na República Tcheca, as maiores fontes de nitrogênio para o rio Slapanka são as plantações de batata em áreas de grande declividade, nas quais o efeito erosivo é alto e em solos pouco férteis, sendo necessário uso intensivo de fertilizantes (JUDOVÁ e JANSKY, 2005).

A bacia do rio Nete, Bélgica é predominantemente ocupada por agricultura e pastagens e, segundo Benedetti et al (2008) estas atividades são as maiores contribuidoras de nitrogênio total.

As **Figuras 2.15** e **2.16** apresentam as concentrações de nitrogênio total e amoniacal nos dois rios. Não houve padrão definido nas variações espacial e temporal dessas formas de nitrogênio no rio Jacupiranguinha. O teste estatístico ANOVA confirmou como

significativamente diferente apenas a variação temporal diária da campanha de janeiro ($p=0,004$).

Figura 2.15 – Variação das concentrações de nitrogênio total (mg.L^{-1}) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Figura 2.16 – Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal total (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Para estas duas formas nitrogenadas, as concentrações foram maiores no período chuvoso em quase todos os pontos, corroborando o estudo de Drewry et al (2008) no rio

Tuross, Austrália, de Bollinger et al (1999) no rio Mississipi e o de Judová e Jansky (2005) no rio Slapanka, República Tcheca e diferindo dos resultados obtidos por Bechmann et al (2008) na região de Kolstad, sudeste da Noruega e Brigante et al (2003) no rio Mogi-Guaçu, cujas concentrações de nitrogênio total reduziram-se no período de chuvas, assim como no rio Nete, Bélgica (BENEDETTI et al 2008) e no ribeirão Bonito, estudado por Benassi (2002). Neste último, a autora (op. cit.) relacionou o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal no período seco à menor precipitação e, conseqüentemente, à ausência do efeito de diluição, mostrando que, neste sistema, os maiores problemas relacionados a este composto vem de fontes pontuais.

No rio Pariquera-Açu não houve variação temporal significativa, porém, a variação espacial foi clara. A análise de variância confirmou estes resultados de variação espacial para as campanhas de abril ($p=0,003$) e outubro ($p=0,0$). Houve notável aumento das concentrações de nitrogênio total e amoniacal nas estações *dc* e *ete*, principalmente nos períodos de menor precipitação em 2007 (abril e outubro), como pode ser visto nas **Figuras 2.15 e 2.16**. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal na água podem significar grande quantidade de matéria orgânica em processo de decomposição, o que implica em diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, pois este é consumido no processo de nitrificação.

No rio Jacupiranguinha, as concentrações foram maiores no período de maior precipitação, o que se faz supor que, para este rio, a maior contribuição de nitrogênio amoniacal seja proveniente do escoamento superficial das áreas de plantações de banana e pastagens, atividades que são realizadas às margens do rio, corroborando o trabalho de Bordalo et al (2001). Já no Pariquera-Açu é clara a contribuição de fontes pontuais (estação *ete*).

A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica. É resultado da decomposição biológica, devido à ação de microrganismos sobre o nitrogênio amoniacal e sua presença em concentrações elevadas indica que a fonte de matéria orgânica presente na água encontra-se a pouca distância do ponto onde foi feita a amostragem para análise. Como é uma forma transitória (sendo rapidamente oxidado a nitrato), sua persistência indica despejo contínuo de matéria orgânica.

As concentrações de nitrito em águas superficiais normalmente são muito baixas (em torno de $1\mu\text{g.L}^{-1}$), apesar de a legislação (CONAMA 357/05) permitir concentrações máximas de 1 mg.L^{-1} . Porém, no rio Pariquera-Açu (**Figura 2.17**) foram encontradas concentrações de até $68\mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro na estação *ete* no qual havia despejo contínuo de matéria orgânica proveniente do rompimento da tubulação de esgoto à montante de estação de tratamento do município de Pariquera-Açu.

Figura 2.17 – Variação das concentrações de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Essas concentrações mais elevadas provenientes desta fonte ocorreram em todos os períodos estudados e oscilaram de acordo com as maiores ou menores vazões. A variação

espacial foi confirmada em todos os períodos analisados pelo teste ANOVA ($p=0,023$; $p=0,011$; $p=0,001$ e $p=0,0$, respectivamente para janeiro, abril, julho e outubro).

No rio Jacupiranguinha as concentrações de nitrito, em geral, foram maiores nos períodos de maior precipitação (janeiro e setembro de 2005), porém, em julho as contribuições do escoamento das áreas urbanas (estação *dc*) e do efluente da ETE (estação *ete*) foram mais significativas para elevar as concentrações deste parâmetro. O nitrato é uma forma de nitrogênio comumente encontrada em águas naturais, pois é um componente essencial das proteínas dos seres vivos. Em condições anaeróbias ele pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito por processos de desnitrificação; porém, na presença do oxigênio dissolvido, é o nitrito que é rapidamente oxidado a nitrato, sendo este o último estágio da nitrificação.

Segundo Câmara, Lima e Zákia (2006), níveis naturais de nitrato em águas superficiais, normalmente não excedem $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Em áreas rurais, o uso de fertilizantes inorgânicos à base de nitrato podem elevar suas concentrações nos sistemas aquáticos.

Como citado anteriormente, o nitrato é o último estágio do processo de nitrificação. Portanto, sua presença indica poluição remota. Pela **Figura 2.18** pode-se notar que as maiores concentrações foram encontradas nas estações *zr2* em todos os períodos. A análise de variância confirmou variação espacial em julho ($p=0,0$) e temporal diária para janeiro, abril e setembro ($p=0,0$ em todos estes períodos).

O limite máximo definido pelo CONAMA 357/05 para rios classe 2 é 10 mg.L^{-1} . As concentrações encontradas nos dois rios estudados estão abaixo desse limite; a máxima encontrada no rio Jacupiranguinha foi $2,20 \text{ mg.L}^{-1}$ e no Pariquera-Açu foi $4,26 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 2.18 – Variação das concentrações de nitrato (mg.L⁻¹) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

A **Figura 2.19** apresenta a variação das concentrações de silicato reativo nos dois rios.

1

Não foi detectado silicato em janeiro no rio Jacupiranguinha

2

3

4

Figura 2.19 – Variação das concentrações de silicato (mg.L-1) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

As estações localizadas antes da entrada de efluentes de esgoto doméstico e industrial apresentaram concentrações médias de silicato reativo maiores ao longo do eixo

longitudinal dos rios, principalmente nas coletas referentes aos períodos de menor precipitação. Em janeiro e abril, no rio Jacupiranguinha, as concentrações ficaram abaixo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que em janeiro, o método utilizado para a análise deste componente não detectou silicato nas amostras.

No rio Pariquera-Açu, mesmo no período de maior precipitação, as concentrações de silicato reativo foram maiores que as do Jacupiranguinha. Benassi (2002) encontrou maiores concentrações de silicato reativo no período de chuvas no ribeirão Bonito e observou que a entrada de tributários ocasionava diminuição nestas concentrações nos pontos à montante destes efluentes.

O fósforo encontra-se em quase todas as rochas vulcânicas, tendo estado presente nas erupções vulcânicas durante o período de formação da Terra. Estima-se que seja o 11º elemento mais abundante nas rochas vulcânicas e sedimentares. A indústria de fertilizantes absorve a quase totalidade dos fosfatos extraídos das rochas. Além disso, estão sempre presentes nas águas dos esgotos, uma vez que se encontram principalmente nos detergentes.

As formas de fósforo do rio Jacupiranguinha apresentaram variações diárias, sazonais e espaciais que podem estar relacionadas à entrada de efluentes de esgoto doméstico e industrial, além do escoamento superficial da área vegetada, na qual o uso de fertilizantes é intenso (**Tabela 2.5**).

Tabela 2.5 – Variação das concentrações de fósforo total (PT), fosfato total dissolvido (PTD) e fosfato inorgânico (PI_{org}) (mg.L^{-1}) do rio Jacupiranguinha (2005), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Rio Jacupiranguinha (2005)								
	Período	n	zr1	ac	dc	ete	zr2	f
PT (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,12 \pm 0,07$	$0,19 \pm 0,16$	$0,16 \pm 0,13$	$1,73 \pm 2,60$	$0,18 \pm 0,13$	$11,0 \pm 5,2$	$5,7 \pm 5,0$
	Abril	$0,40 \pm 0,60$	$0,25 \pm 0,24$	$0,51 \pm 0,08$	$0,32 \pm 0,08$	$0,22 \pm 0,06$	$19,8 \pm 3,5$	$21,7 \pm 11,5$
	Julho	$0,27 \pm 0,31$	$0,23 \pm 0,18$	$0,04 \pm 0,03$	$0,16 \pm 0,08$	$0,25 \pm 0,19$	$47,5 \pm 13,1$	$41,2 \pm 14,2$
	Setembro	$0,04 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,07$	$0,11 \pm 0,08$	$0,11 \pm 0,07$	$0,20 \pm 0,09$	$4,6 \pm 3,7$	$6,2 \pm 3,0$
PTD (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,14 \pm 0,20$	$0,05 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,17$	$5,19 \pm 8,95$	$0,04 \pm 0,01$	$22,9 \pm 5,7$	$20,3 \pm 13,1$
	Abril	$0,23 \pm 0,17$	$0,12 \pm 0,17$	$0,04 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,03$	$19,9 \pm 13,8$	$27,8 \pm 8,7$
	Julho	$1,49 \pm 1,28$	$0,03 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,05$	$0,09 \pm 0,04$	$57,3 \pm 6,0$	$59,3 \pm 3,4$
	Setembro	$0,04 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,03$	$7,1 \pm 5,5$	$7,9 \pm 7,1$
PI _{org} (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,13 \pm 0,18$	$0,02 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$18,6 \pm 8,4$	$14,8 \pm 11,0$
	Abril	$0,10 \pm 0,16$	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0$	$24,2 \pm 12,6$	$24,8 \pm 13,0$
	Julho	$0,65 \pm 0,55$	$0,01 \pm 0$	$0,03 \pm 0$	$0,04 \pm 0,03$	$0,05 \pm 0,02$	$52,5 \pm 4,6$	$55,7 \pm 1,9$
	Setembro	$0,03 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$5,7 \pm 4,6$	$9,2 \pm 6,3$

A influência do esgoto e do uso de fertilizantes nas concentrações de fósforo pôde ser observada por Silva e Sacomani (2000). No rio Pardo, em Botucatu, as concentrações

passaram de $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ para aproximadamente $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fosfato, em média, no ponto que recebe o efluente da ETE do município e que possui área de agricultura. O mesmo pôde ser observado no rio Pariquera-Açu, cujas concentrações aumentaram de cinco a seis vezes em relação às estações à montante da área urbana e da entrada do efluente da estação de tratamento de esgotos (estações *dc* e *ete*) (**Tabela 2.6**).

Tabela 2.6 – Variação das concentrações de fósforo total (PT), fosfato total dissolvido (PTD) e fosfato inorgânico (Plnorg) (mg.L^{-1}) do rio Pariquera-Açu (2007), nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Rio Pariquera-Açu (2007)								
	Período	<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>
PT (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,04 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,06$	$0,16 \pm 0,06$	$0,10 \pm 0,01$	$0,47 \pm 0,16$
	Abril	$0,02 \pm 0$	$0,03 \pm 0$	$0,04 \pm 0,01$	$0,22 \pm 0,08$	$0,23 \pm 0,09$	$0,16 \pm 0,03$	$0,27 \pm 0,02$
	Julho	$0,05 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,04$	$0,06 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,04$	$0,09 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,01$	$0,41 \pm 0,23$
	Outubro	$0,03 \pm 0,03$	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0,01$	$0,23 \pm 0,05$	$0,32 \pm 0,13$	$0,15 \pm 0,02$	$0,47 \pm 0,08$
PTD (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,02 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,03$	$0,09 \pm 0,04$	$0,13 \pm 0,12$	$0,34 \pm 0,15$
	Abril	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0$	$0,02 \pm 0$	$0,16 \pm 0,06$	$0,18 \pm 0,08$	$0,13 \pm 0,01$	$0,19 \pm 0,06$
	Julho	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0$	$0,03 \pm 0$	$0,06 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0$	$0,40 \pm 0,27$
	Outubro	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0,02$	$0,01 \pm 0$	$0,16 \pm 0,02$	$0,36 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,08$	$0,21 \pm 0,12$
Plnorg (mg.L^{-1})	Janeiro	$0,02 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,07 \pm 0,06$	$0,30 \pm 0,16$
	Abril	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0$	$0,01 \pm 0$	$0,13 \pm 0,05$	$0,15 \pm 0,07$	$0,09 \pm 0,02$	$0,18 \pm 0,07$
	Julho	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0$	$0,02 \pm 0$	$0,04 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$0,38 \pm 0,27$
	Outubro	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0$	$0,01 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,06$	$0,23 \pm 0,12$	$0,10 \pm 0,03$	$0,14 \pm 0,14$

Com relação ao fósforo total no rio Jacupiranguinha, as concentrações médias foram, em sua maioria, mais elevadas no verão (janeiro) e outono (abril) nas estações *n* a *ete* e das estações *zr2* a *f*, as concentrações foram maiores no inverno. Já as concentrações de fosfato inorgânico foram maiores no inverno na maioria das estações amostradas. No ribeirão Bonito, a partir do ponto que recebe descarga pontual de efluente doméstico, Benassi (2002) observou que as concentrações de fósforo total e das formas fosfatadas foram maiores nos meses de inverno, como ocorreu no rio Jacupiranguinha no presente trabalho e no rio Slapanka na República Tcheca, estudado por Judová e Jansky (2005).

No rio Bangkapong, na Tailândia, Bordalo et al (2001) encontraram diferença sazonal clara nas concentrações de fósforo, sendo maiores no período chuvoso. No caso deste rio, a maior contribuição para o aumento das concentrações pode estar sendo o escoamento superficial.

As maiores concentrações de fosfatos a partir do ponto *zr2* podem estar relacionadas à entrada do efluente da indústria de fertilizantes. As estações à jusante obtiveram concentrações elevadíssimas se comparadas às das estações à montante deste efluente.

A Resolução número 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece concentração máxima de $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total para rios de classe 1 e 2. Porém, na maioria das estações amostradas do rio Jacupiranguinha e em todos os períodos estudados de 2005, as concentrações estiveram acima desse limite (em alguns casos muito acima).

As altas concentrações de compostos de fósforo no rio Jacupiranguinha são provenientes da indústria de fertilizantes Serrana, criada em 1938 para explorar e industrializar as jazidas de fósforo existentes na encosta da Serra do Mar, em Cajati - SP. Uma das atividades desta indústria é a purificação do minério de apatita extraído das rochas da região. Neste processo, o minério é moído e colocado em meio líquido, no qual as partículas com maior concentração de fósforo serão agrupadas por processos físicos e químicos. Este processo é conhecido por flotação e nele o carbonato é separado do fosfato (SERRANA, 2006). Uma análise das águas deste efluente em outubro de 2005 revelou presença de $541,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total.

As indústrias de fertilizantes existentes no Brasil importaram o modelo de produção de países de clima temperado, nos quais os fertilizantes fosfatados são menos solúveis, sem uma reflexão sobre sua aplicabilidade à realidade brasileira (CHAVES, 2004). Como consequência, a grande maioria dos fertilizantes fosfatados produzidos no Brasil apresenta elevada solubilidade em água e rápida liberação de nutrientes. Em países de clima tropical, a compactação dos solos e as chuvas torrenciais agravam o arraste do fósforo para os leitos dos rios (OBA, 2004).

No rio Pariquera-Açu em nenhum período as concentrações de fósforo total ultrapassaram $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (**Tabela 2.6**), mesmo em períodos de menor precipitação, cuja tendência é concentrar mais os compostos por conta da menor vazão. Os pontos que obtiveram as maiores concentrações são aqueles que recebem efluente da ETE e com criação de búfalos.

No rio Jacupiranguinha, pode-se observar que a entrada de tributários influenciou, principalmente, diferenças nas concentrações de fósforo. Em relação ao nitrogênio, essa influência não ficou clara, o que se faz supor que este composto possa ser influenciado, provavelmente, por fontes difusas, através do escoamento superficial das plantações de banana, por exemplo. No rio Pariquera-Açu, nota-se claramente a influência da entrada de esgoto doméstico principalmente nas concentrações dos compostos nitrogenados e fosfatados (fósforo total e fosfato inorgânico) nos períodos de menor precipitação e também as influências de atividades realizadas nas margens do rio, como na região da estação *f* em que há criação de búfalos. No período de maior precipitação, o escoamento superficial da bacia de drenagem toma maior importância também, pois em todos os pontos as concentrações aumentam. Os testes estatísticos corroboraram todos estes resultados referentes às variações espaciais e temporais dos dois rios estudados.

A **Figura 2.20** mostra a porcentagem de fósforo contida nos solos da região do Baixo Ribeira de Iguape, que engloba as duas sub-bacias estudadas, a do Jacupiranga e a do Pariquera-Açu. Pode-se notar que a sub-bacia do Jacupiranga, na qual estão inseridos o município de Cajati e o rio Jacupiranguinha, é classificada como muito enriquecida, com mais de 0,32% do solo com fósforo. Segundo Lopes Jr. (2007) as regiões muito enriquecidas englobam rochas intrusivas alcalinas, principal fonte de fósforo na bacia do Ribeira, como o maciço de Jacupiranga. Ainda segundo o autor (op.cit), algumas sub-bacias podem estar sendo enriquecidas pela utilização de fertilizantes em plantações nas cabeceiras do Ribeira e em algumas do Baixo Ribeira. A sub-bacia do Pariquera-Açu está inserida numa região com valores intermediários.

Figura 2.20 – Porcentagem de fósforo nas sub-bacias do rio Jacupiranga e Pariquera-Açu. Fonte: Lopes Jr. (2007)

É sabido que o excesso de fósforo no organismo humano causa problemas de saúde como: parestesias das extremidades, confusão mental, sensação de peso nas pernas, hipertensão e que cristais de fosfato podem bloquear artérias, levando à arteriosclerose, derrames, ataque cardíaco e má circulação sanguínea⁵. Sem saber dessas informações, a comunidade carente local usa dessa água para recreação e alimentam-se dos peixes que conseguem pescar do Jacupiranguinha. É importante que medidas sejam tomadas a fim de se evitar problemas de saúde pública na região por conta do excesso de fósforo nos sistemas aquáticos.

⁵ Fonte: www.oligoelementos.com.br. Acesso em 18 de novembro de 2007.

O monitoramento dos níveis de contaminação de sistemas aquáticos é feito através de indicadores de poluição fecal, representados pelas bactérias do grupo coliforme, originárias do intestino de animais de sangue quente (CEBALLOS et al., 1995). Este parâmetro é usado por órgãos governamentais para classificar os corpos de água em relação ao seu uso (balneabilidade e potabilidade).

As concentrações de coliformes totais por estação de coleta estão na **Figura 2.21**. Para os dois rios houve uma campanha de amostragem perdida por problemas de contaminação do meio de cultura. Para o Jacupiranguinha foi a de setembro e para o Pariquera-Açu, a de outubro.

As maiores concentrações foram encontradas em abril, exceto nos pontos *n*, *zr1* e *ac* do rio Jacupiranguinha, nos quais as amostras foram perdidas. Houve variação espacial para os dois rios, com aumento após a passagem pelos respectivos municípios (estação *dc*). A maior concentração encontrada no rio Jacupiranguinha foi 26900 UFC/100ml na estação *ete*, em abril e a menor foi 700 UFC/100ml, em julho, na estação *dc*. Nos locais em que a quantidade de coliformes encontrada foi maior existem pequenas propriedades que possuem animais, os quais permanecem nas margens do rio. Provavelmente suas fezes sejam as principais fontes de coliformes para o sistema. No rio Pariquera-Açu, a máxima foi de 41400 UFC/100ml na estação *dc* em abril e a mínima foi 1500 UFC/100ml na estação *ac* em janeiro. A Resolução CONAMA 357 estabelece o máximo de 5000 UFC/100ml para rios classe 2.

Figura 2.21 – Concentração de coliformes totais (UFC/100ml) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), em três períodos estudados.

As concentrações de coliformes fecais, em geral, foram maiores em janeiro, no rio Jacupiranguinha. Não houve padrão definido de variação sazonal para o rio Pariquera-Açu, como pode ser visto na **Figura 2.22**. Especialmente as estações *dc* e *ete* obtiveram as maiores concentrações, principalmente no rio Pariquera-Açu. A maior concentração encontrada no Jacupiranguinha foi em janeiro na estação *ete*, 5700 UFC/100ml e a menor

foi 182 UFC/100ml na mesma estação em abril. No Pariquera-Açu, a máxima foi de 14600 UFC/100ml na estação *dc* em abril e a mínima foi 100 UFC/100ml na estação *zr1* em julho. A Resolução CONAMA 357 estabelece o máximo de 1000 UFC/100ml para rios classe 2.

Figura 2.22 – Concentração de coliformes fecais (UFC/100ml) dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007), em três períodos estudados.

Bordalo et al (2001) encontraram baixas quantidades de coliformes fecais no rio Bangkapong, na Tailândia tanto no período seco como no chuvoso, com uma quantidade máxima de 2403 organismos/100ml. Os autores atribuíram este fato às elevadas temperaturas da água encontradas durante todo o ano (entre 26,2 °C e 34,9 °C na seca e entre 26,3 °C e 35,6 °C no período chuvoso). Além disso, eles puderam reparar que a quantidade de coliformes diminuía com o decréscimo da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, também independentemente da sazonalidade.

No rio Pardo, em Botucatu, Silva e Sacomani (2000) encontraram grande quantidade de coliformes em apenas uma estação de coleta que, segundo as autoras, é influenciada pelo uso e ocupação do solo, pelo escoamento e, principalmente, pela entrada do efluente da ETE do município. No rio Jacupiranguinha, a ETE de Cajati teve influência maior que os demais pontos somente no período chuvoso, visto que, no período de menor precipitação (coleta de julho), a estação estava desativada e, por isso, não havia lançamento para o rio. No rio Pariquera-Açu, a ETE do município parece ser a principal fonte de coliformes para o sistema, pois em todos os períodos este foi o ponto que apresentou as maiores quantidades.

Boualam et al (2002), em um estudo com um rio que abastece a cidade de Nancy, na França, observaram que a quantidade de coliformes pode mudar conforme a época do ano. Na época de maior precipitação há arraste de matéria orgânica para o rio proveniente do escoamento superficial de vegetações e lixiviação do solo, que contém substâncias que favorecem o crescimento das bactérias coliformes. Maiores quantidades de coliformes no período chuvoso também foi encontrado por Chigbu et al (2004), no rio Mississippi, nos

Estados Unidos, por Evanson e Ambrose (2006) no rio Santa Ana, na Califórnia, EUA e por Wilkinson et al (2006) em três rios do Reino Unido.

Além do período do ano, Kay et al (2008) puderam observar que a declividade do terreno analisada conjuntamente com o uso e ocupação do solo da área de drenagem tiveram significativa influência na entrada de coliformes fecais nos 15 sistemas aquáticos estudados. Áreas urbanas e rurais com pastagens contribuem mais do que áreas com plantações e florestas.

A ANOVA para as variáveis físicas e químicas revelou diferenças significativas entre as coletas e entre as estações de amostragem, confirmando a variação espacial e a sazonal. Dessa forma, análise de componentes principais (PCA) foi realizada separadamente para cada campanha de amostragem. Foram analisadas 15 variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos, turbidez, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e total, ortofosfato, fósforo total e total dissolvido e silicato.

Nas **Tabelas 2.7** e **2.8** observam-se as variáveis significativas reveladas pela PCA nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, respectivamente.

No rio Jacupiranguinha, as variáveis oxigênio dissolvido, turbidez e nitrogênio amoniacal não foram selecionadas em nenhuma campanha de amostragem. Por outro lado, condutividade elétrica, sólidos suspensos inorgânicos, nitrito, fósforo total dissolvido e fósforo total foram selecionadas em todas as campanhas.

A PCA explicou 81,32% dos dados analisados do rio Jacupiranguinha em janeiro. Pela Tabela 2.7, pode-se notar que temperatura, sólidos orgânicos e inorgânicos, nitrato e fósforo total estão altamente correlacionados ao primeiro fator (51,24%) e condutividade elétrica, nitrito e fósforo total dissolvido ao segundo (30,08%).

Tabela 2.7 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (PCA) para cada campanha de amostragem testando as variáveis físicas e químicas no rio Jacupiranguinha em 2005.

Var	Jan/05		Abr/05		Jul/05		Set/05	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2
T	0,845	0,088	*	*	0,817	-0,469	*	*
pH	*	*	-0,938	-0,222	*	*	0,074	-0,899
CE	0,632	-0,709	0,969	-0,153	0,978	0,122	0,976	0,140
OD	*	*	*	*	*	*	*	*
SSO	0,937	0,205	0,341	0,866	*	*	-0,020	0,906
SSI	0,883	0,253	0,466	0,785	-0,361	0,698	0,072	0,974
Tur	*	*	*	*	*	*	*	*
NO ₂ ⁻	0,255	0,880	-0,354	0,722	-0,350	-0,863	-0,227	0,914
NO ₃ ⁻	0,773	-0,691	0,323	0,806	0,867	-0,269	*	*
N _{amon}	*	*	*	*	*	*	0,768	-0,059
N _{total}	*	*	*	*	*	*	*	*
PTD	0,322	-0,691	0,882	-0,188	0,984	0,155	0,962	-0,015
Orto	*	*	0,911	-0,348	0,985	0,152	0,984	0,028
P _{total}	0,749	-0,555	0,903	-0,215	0,953	0,151	0,974	0,121
Sil	*	*	-0,799	0,061	*	*	*	*
Total	51,24	30,08	54,42	28,17	68,46	20,11	49,40	38,34
(%)	81,32		82,37		88,57		87,74	

Var: variável selecionada; * variável não selecionada

T: temperatura; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SSO: sólidos suspensos orgânicos; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; Tur: turbidez; NO₂⁻: nitrito; NO₃⁻: nitrato; N_{amon}: Nitrogênio amoniacal; N_{total}: nitrogênio total; PTD: fósforo total dissolvido; Orto: ortofosfato; P_{total}: fósforo total; Sil: silicato.

Em abril, 82,37% da variância dos dados analisados foram explicados pela Análise de Componentes Principais. O primeiro fator (54,42%) selecionou pH, condutividade, fósforo total dissolvido, ortofosfato, fósforo total e silicato. O segundo fator (28,17%) selecionou sólidos orgânicos e inorgânicos, nitrito e nitrato.

Na campanha de julho, esta análise explicou 88,57% da variância do dados, sendo temperatura, condutividade, nitrato, fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total correlacionados ao fator 1 (68,46%) e sólidos suspensos inorgânicos e nitrito, ao fator 2 (20,11%).

Tabela 2.8 – Variáveis selecionadas na análise de componentes principais (PCA) para cada campanha de amostragem testando as variáveis físicas e químicas no rio Pariquera-Açu em 2007.

Var	Jan/07		Abr/07		Jul/07		Out/07	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2
T	0,847	0,388	*	*	*	*	*	*
pH	*	*	-0,757	0,320	0,250	-0,958	*	*
CE	*	*	0,789	0,051	*	*	0,871	-0,353
OD	*	*	-0,874	0,374	*	*	-0,752	0,116
SSO	-0,315	0,388	0,794	0,541	*	*	0,903	0,242
SSI	-0,362	0,937	0,430	0,796	*	*	0,223	0,942
Tur	-0,390	0,915	0,628	0,734	*	*	0,392	0,906
NO ₂ ⁻	*	*	0,735	0,355	*	*	*	*
NO ₃ ⁻	*	*	*	*	-0,204	0,969	*	*
N _{amon}	*	*	*	*	*	*	0,867	-0,402
N _{total}	*	*	*	*	*	*	0,860	-0,416
PTD	0,948	0,191	0,872	-0,366	0,990	0,136	0,931	0,075
Orto	0,966	0,166	0,822	-0,422	0,992	0,113	0,791	-0,147
P _{total}	0,983	0,354	0,907	0,331	0,977	0,195	0,729	0,499
Sil	*	*	*	*	*	*	*	*
Total	53,27	41,57	59,69	22,56	60,44	38,51	58,58	25,14
(%)	94,84		82,25		98,95		83,72	

Var: variável selecionada; * variável não selecionada

T: temperatura; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; SSO: sólidos suspensos orgânicos; SSI: sólidos suspensos inorgânicos; Tur: turbidez; NO₂⁻: nitrito; NO₃⁻: nitrato; N_{amon}: Nitrogênio amoniacal; N_{total}: nitrogênio total; PTD: fósforo total dissolvido; Orto: ortofosfato; P_{total}: fósforo total; Sil: silicato.

A PCA dos dados de setembro explicou 87,74% de sua variância. Condutividade, nitrogênio amoniacal, fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total foram correlacionados ao primeiro fator, que explicou 49,40% dos dados. Já o segundo fator, que explicou 38,34% teve as seguintes variáveis selecionadas: pH, sólidos orgânicos e inorgânicos e nitrito.

No rio Pariquera-Açu apenas a variável silicato não foi selecionada em nenhuma campanha de amostragem. Em contrapartida, as variáveis fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total foram as únicas selecionadas em todas as campanhas.

A PCA explicou 94,84% dos dados analisados do rio Pariquera-Açu em janeiro. Pela Tabela 2.8, podemos notar que temperatura, fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total estão altamente correlacionados ao primeiro fator (53,27%) e sólidos suspensos inorgânicos e turbidez ao segundo (41,57%).

Em abril, 82,25% da variância dos dados analisados foram explicados pela Análise de Componentes Principais. O primeiro fator (59,69%) selecionou pH, condutividade, oxigênio

dissolvido, sólidos orgânicos, nitrito, fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total. O segundo fator (22,56%) selecionou sólidos inorgânicos e turbidez.

Na campanha de julho, esta análise explicou 98,95% da variância dos dados, sendo fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total correlacionados ao fator 1 (60,44%) e pH e nitrato, ao fator 2 (38,51%).

A PCA dos dados de setembro explicou 83,72% de sua variância. Condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos orgânicos, nitrogênio amoniacal e total, fósforo total dissolvido, ortofosfato e fósforo total foram correlacionados ao primeiro fator, que explicou 58,58% dos dados. Já o segundo fator, que explicou 25,14% teve apenas sólidos inorgânicos e turbidez como variáveis selecionadas.

A partir da Análise de Componentes Principais procurou-se estabelecer padrões de similaridade entre as estações de amostragem através de análises de agrupamento (*Cluster*) com Coeficiente de Distância Euclidiana Média. Foram realizados oito agrupamentos: um para cada período amostrado (janeiro, abril, julho e setembro/outubro) em cada rio (Jacupiranguinha e Pariquera-Açu). Os resultados encontram-se nas figuras a seguir.

A **Figura 2.23** apresenta os agrupamentos realizados para as campanhas de janeiro e abril de 2005 no rio Jacupiranguinha. Em janeiro observou-se a formação de 3 grupos à distância euclidiana de 10: o primeiro formado pelas estações *n* e *zr1* (região à montante da área urbana), o segundo pelas estações *ac*, *dc* e *ete* (área urbana) e o terceiro pelas estações *zr2* e *f* (região à jusante da área urbana). Na campanha de abril, houve a formação dos mesmos 3 grupos, mas à distância euclidiana de 40. Isso significa que as estações foram mais heterogêneas entre si do que em janeiro. Além disso, a estação *ac* que fazia parte do segundo grupo passou a integrar o primeiro juntamente com as estações *n* e *zr1*. Uma possível causa desta diferença entre as estações pode estar relacionada à precipitação, pois em janeiro o volume de chuvas foi maior, houve aumento de vazão, maior mistura da coluna de água e consequentemente, homogeneização da coluna de água.

Figura 2.23 – Análise de agrupamento (*cluster*) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de janeiro e abril do rio Jacupiranguinha.

Em julho (**Figura 2.24**), apenas 2 grupos foram formados à distância euclidiana de 10: um constituído pelas estações *n*, *zr1*, *ac*, *dc* e *ete* e outro pela *zr1* e *f*. O primeiro grupo ainda pode ser subdividido em outros 3: (*n* e *zr1*), *ac* e (*dc* e *ete*). Este conjunto de estações se diferenciou bastante em relação ao segundo grupo (*zr1* e *f*). Uma possível explicação é a vazão baixa nesta época do ano e a não-diluição do efluente industrial, causando grande heterogeneidade destas estações em relação às demais, principalmente na condutividade elétrica e compostos de fósforo, como pôde ser observado ao longo da discussão dessas variáveis.

A análise de agrupamento realizada para a campanha de setembro revelou padrões semelhantes àqueles obtidos para a de janeiro, na mesma distância euclidiana. Esses dois períodos foram os mais chuvosos dentre as campanhas de amostragem para o rio Jacupiranguinha, o que pode explicar a semelhança nos agrupamentos.

Figura 2.24 – Análise de agrupamento (*cluster*) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de julho e setembro do rio Jacupiranguinha.

A **Figura 2.25** apresenta os agrupamentos realizados para as campanhas de janeiro e abril de 2007 no rio Pariquera-Açu. Em janeiro pode-se notar a distinção de 2 grupos à distância euclidiana de 15: o primeiro formado pelas estações *n*, *zr1*, *ac*, *zr2* e *f* e o segundo por *dc* e *ete*. O primeiro grupo pode ser subdividido em (*n* e *zr1*) e (*ac*, *zr2* e *f*). O que pode ter provocado a diferenciação de *dc* e *ete* das demais estações é a concentração de sólidos suspensos, nitrito e coliformes fecais, como pode ser visto anteriormente na discussão dessas variáveis.

Em abril também se formaram dois grupos à distância euclidiana de 10, mas, desta vez, *zr2* foi agrupada com *dc* e *ete*.

Figura 2.25 – Análise de agrupamento (*cluster*) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de janeiro e abril do rio Pariquera-Açu.

Em julho, a grande precipitação ocorrida no primeiro dia de amostragem pode ter homogeneizado a coluna de água do rio, fato explicado pelos agrupamentos obtidos à distância euclidiana de 0,4 (**Figura 2.26**). A análise isolou a estação *n* em um grupo, *zr2* em outro e agrupou as demais, formando 3 grupos distintos.

Figura 2.26 – Análise de agrupamento (*cluster*) nas diferentes estações de amostragem para as variáveis selecionadas na PCA das campanhas de julho e outubro do rio Pariquera-Açu.

Três grupos foram formados na análise realizada para a campanha de outubro, sendo: *f* no primeiro, *ete* no segundo e as demais no terceiro. As variáveis que podem ter isolado a estação *f* são sólidos inorgânicos e fósforo total. Na estação *ete* as variáveis que podem ter influenciado na distinção com as demais estações foram condutividade, pH, nitrogênio total e amoniacal.

2.6 CONCLUSÕES

Os municípios da região são atendidos por rede coletora de esgoto, e os efluentes domésticos são tratados em lagoas de estabilização, no entanto, a coleta de esgoto não atende 100% das casas e nem tudo que é coletado é tratado nas ETEs. Por isso, os rios sofrem os impactos decorrentes da urbanização tanto com relação ao escoamento superficial urbano quanto com a entrada de efluentes clandestinos e de estações de tratamento. Este fato foi percebido pela alteração da qualidade das águas em relação à concentração de nutrientes e coliformes totais e fecais.

Na foz do rio Pariquera-Açu, também se pode considerar a criação de búfalos próximo às margens como fator contribuinte da alteração da qualidade da água, principalmente no período das chuvas (escoamento superficial). A mudança na dinâmica deste rio, que passa a ter comportamento lântico a partir da estação de amostragem *zr2*, devido à confluência com o rio Ribeira de Iguape, favorece o aparecimento de macrófitas aquáticas e os processos de decomposição, constituindo-se este outro fator que altera a qualidade de suas águas.

Há ainda na região, a preocupação com os impactos decorrentes da mineração. O município de Cajati é considerado o pólo industrial do Vale do Ribeira, e abriga a Indústria Serrana S/A de Mineração (Bunge). A atividade da empresa gera um efluente rico em compostos fosfatados que é lançado após “tratamento” no rio Jacupiranguinha. Altos valores de condutividade e de compostos de fósforo, a partir da entrada do efluente da indústria, indicam que este altera a qualidade do rio, de forma que ele pode ser dividido em duas regiões de características distintas, uma à montante do lançamento e outra à jusante.

A dinâmica de cada rio refletiu as diferenças morfológicas e de uso e ocupação associada às diferentes interferências antrópicas que ocorre em cada sistema estudado. O rio Pariquera-Açu sofre mais os impactos de forma pontual, principalmente com entrada de efluentes, pois a preservação da vegetação ripária evita, de certa forma, a poluição difusa. O mesmo não acontece com o rio Jacupiranguinha. A dinâmica das variáveis analisadas mostrou, por exemplo, relativa uniformidade de concentrações de nitrogênio ao longo de todo eixo longitudinal amostrado, indicando poluição difusa. O maior impacto neste rio, porém, é a entrada do efluente industrial.

Por estas considerações pode-se dizer que esses rios seguiram os preceitos do Conceito de Descontinuidade de Ligação (RICE *et al.* 2001) o qual propõe que a dinâmica das variáveis físicas e químicas das águas dos rios se alteram a cada tipo de interferência, formando, em determinados casos, pequenos compartimentos. Como exemplo pode-se citar a foz do rio Pariquera-Açu, que possui dinâmica lântica. Essa alteração pôde ser percebida, principalmente, com o aumento da condutividade elétrica e da concentração de sólidos e decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido.

A quantidade elevada de coliformes fecais encontrada nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu compromete o uso dessas águas para irrigação de plantas frutíferas, recreação de contato primário e pesca, tendo em vista as doenças causadas por contaminação fecal. Este resultado deve ser motivo de preocupação uma vez que todas as atividades citadas anteriormente são realizadas pela população local.

2.7 REFERÊNCIAS

- AHEARN, D.S., SHEIBLEY, R.W., DAHLGREN, R.A., ANDERSON, M., JOHNSON, J. e TATE, K.W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology*, 2005, v. 313, p.1 – 14.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, APHA, 1999.
- ANA – Agência Nacional de Águas. *Hidroweb*. Disponível em: www.ana.gov.br. Acesso em: 10 mai 2008.
- ASSAD, E. D. e SANO, E. E. (Eds.). *Sistemas de informações geográficas: aplicações na agricultura*. Planaltina: Embrapa - CPAC, 1993. 274p. BRASIL. Ministério da Agricultura. Programa nacional de microbacias hidrográficas: manual operativo. Brasília, 1987. 60p.
- BECHMANN, M., DEELSTRA, J., STALNACKE, P., EGGESTAD, H.O., ØYGARDEN L. e Pengerud, A. Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses. *Environmental Sciences & Policy*, 2008, v.11, p.102 – 114.
- BENASSI, S.F. *Estudo das variáveis limnológicas e do processo da autodepuração na Descontinuidade Serial do ribeirão Bonito (SP)*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2002. 120 p. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento.
- BENEDETTI, L., DIRCKX, G., BIXIO, D., THOEYE, C. e VANROLLEGHEM P.A. Environmental and economic performance assessment of the integrated urban wastewater system. *Journal of Environmental Management*, 2008, v. 88, p. 1262–1272.
- BITHAS, K. The sustainable residential water use: Sustainability, efficiency and social equity. The European experience. *Ecological Economics*, 2008, vol. 68, p. 221 – 229.
- BOLLINGER, J.E.; STEINBERG, L.J.; HARRISON, M.J.; CREWS, J.P.; ENGLANDE, A.J.; VELASCO-GONZALES, C.; WHITE, L.E. e GEORGE, W.J. Comparative analysis of nutrient data in the lower Mississippi River. *Water Research*, 1999, v. 33, n. 11, p. 2627 –32.
- BORDALO, A.A.; NILSUMRANCHIT, W. e CHALERMVAT, K. Water quality and uses of Bangpakong River (Eastern Thailand). *Water Research*, 2001, v. 35, n.15, p. 3635 – 3642.
- BOUALAM, M.; MATHIEU, L.; FASS, S.; CAVARD, J. e GATEL, D. Relationship between coliform culturability and organic matter in low nutritive waters. *Water Research*, 2002, v. 36, p. 2618 –26.
- BRASIL (2005) Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial de República Federativa do Brasil*. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 29 abr 2005.

- BRIGANTE, J., ESPINDOLA, E.L.G., POVINELLI, J. e NOGUEIRA, A.M. Caracterização física, química e biológica da água do Rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J. e ESPINDOLA, E.L.G. *Limnologia Fluvial: um estudo do rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: Ed. RiMa, 2003. p.55-76.
- CALIJURI, M.C. *A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)*. São Carlos: Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1999. 211 p. Tese de Livre Docência.
- CALIJURI, M.C. e BUBEL, A.P.M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. (eds) *As Florestas Plantadas e a Água: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como unidade de Planejamento*. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 226 p.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J.F. e MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: GOULART, E.M.A. (Org). *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. Belo Horizonte, 2005. vol 1. p. 555-567.
- CÂMARA, C.D. *Crítérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004. 170 p. Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento.
- CÂMARA, C.D., LIMA, W.P. e ZAKIA, M.J.B. Critérios e Indicadores Hidrológicos de Monitoramento em Microbacias. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M. J. B (eds) *As Florestas Plantadas e a Água: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como unidade de Planejamento*. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 226p.
- CAMPOLO, M.; ANDREUSSI, P. e SOLDATO, A. Water quality control in the River Arno. *Water Research*, 2002, v. 36, p. 2673 –80.
- CASALI, S.P. *Variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas de dois sistemas de lagoas de estabilização (Baixo Ribeira de Iguape, SP)*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008. 106 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento.
- CEBALLOS, B.O.S., LIMA, E.O., KONIG, A. e MARTINS, M.T. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeasts in freshwater at semi-arid tropic northeast region in Brazil (Paraíba State). *Rev. Microbiol.*, 1995, v.26, p. 177-181.
- CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Research*, 2008, v. 42, p. 3285 – 3304.
- CHAVES, A.P. *Coletânea Fertilizantes VI: Crítica ao modelo brasileiro de fertilizantes de alta solubilidade*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004. 25 p. Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/publicacao/CETEM_SED_63.pdf>. Acesso em: 15 mai 2006.
- CHIGBU, P.; GORDON, S. e STRANGE, T. Influence of inter-annual variations in climatic factors on fecal coliform levels in Mississippi Sound. *Water Research*, 2004, v. 38, p. 4341 –52.
- CUMMINS, K. W. (1996) Catchments Characteristics and River Ecosystems. In: BOON, P. J.; CALOW, P. & PETTS, G. E. *River Conservation and Management*. 4th.edition; Willey Editorial. p.125 – 135. England.

- DOMINGOS, M.D. *Limnologia do rio Betari (Iporanga, SP) e a relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica – subsídios para o desenvolvimento sustentável*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002. 272 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- DREWRY J.J.; NEWHAM L.T.H. e CROKE B.F.W. Suspended sediment, nitrogen and phosphorus concentrations and exports during storm-events to the Tuross estuary, Australia. *Journal of Environmental Management*, 2008, article in press, p. 1–9.
- DUMANSKI, J. e PIERI, C. Land quality indicators: research plan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2000, v.81, p.155 – 162.
- ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; O' NEIL, R. V. e VAN WINKLE, W. Resource spiraling: an operation paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: *The dynamics of lotic ecosystems*. Ann. Arbor Publishers, Ann, Arbor, MI, 3. 1983.
- EVANSON, M. e AMBROGE, R.F. Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potencial impacts to adjacent waters. *Water Research*, 2006, v. 40, p. 475 – 486.
- FERNANDEZ, F. Aprendendo a lição de Chaco Canyon: do “desenvolvimento sustentável” a uma vida sustentável. *Instituto Ethos*, 2005, ano 6, n° 5.
- FERRAZ, I.C. *Estudo da comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora da qualidade da água em um rio de pequena ordem (rio Canha, baixo Ribeira de Iguape, SP)*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008. 135 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento.
- GOLTERMAN, H.L., CLYNO, R.S. e OHNSTAO, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. 2nd ed. Handbook n° 8. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 1978.
- GOMI, T., SIDLE, R.C. e RICHARDSON, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, 2002, v.52, n.10, p. 905 – 916.
- HUNTER, H.M. e WALTON, R.S. Land-use effects on fluxes of suspended sediment, nitrogen and phosphorus from a river catchment of the Great Barrier Reef, Austrália. *Journal of Hydrology*, 2008, v. 356, p. 31– 146.
- JONNALAGADDA, S.B. e MHERE, G. Water quality of the Odzi River in the eastern highlands of Zimbabwe. *Water Research*, 2001, v. 35, n.10, p. 2371-76.
- JUDOVÁ, P. e JANSKÝ, B. Water quality in rural areas of the Czech Republic: key study Slapanka River catchment. *Limnologica*, 2005, v. 35, p. 160 – 168.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. e SPARKS, R.E. The Flood Pulse Concept in river-floodplain systems. *Can Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 1989, v.106, p. 110-127.
- KADLEC, R.H. e KNIGHT, R.L. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p.
- KAY, D.; CROWTHER, J.; STAPLETON, C.M.; WYER, M.D.; FEWTRELL, L.; ANTHONY, S.; BRADFORD, M.; EDWARDS, A.; FRANCIS, C.A.; HOPKINS, M.; KAY, C.; McDONALDS, A.T.; WATKINS, J.; WILKINSON, J. Faecal indicator organism

- concentrations and catchment export coefficients in the UK. *Water Research*, 2008, v. 42, p. 2649-2661.
- LI, S.; GU, S.; LIU, W.; HAN, H.; ZHANG, Q. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. *Catena*, 2008, v. 75, p.216-222.
- LIKENS, G. E.; BORMANN, R. S.; PIERCE, R. S.; EATON; JOHNSON, N. M. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York. 1977. 146p.
- LIMA, W.P. e ZAKIA, M.J.B. Indicadores hidrológicos em áreas florestais. *Série Técnica IPEF*, 1998. vol. 12, n° 31, p. 53 – 64.
- LIMA, W.P. e ZAKIA, M.J.B *As Florestas Plantadas e a Água*: Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. 1ª ed. São Carlos - SP: RiMa Editora, 2006. 226 p.
- LIMA, W.P. e ZAKIA, M.J.B Saúde Ambiental da Microbacia. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. (eds) *As Florestas Plantadas e a Água*: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como unidade de Planejamento. São Carlos: Ed. Rima, 2006b. 226 p.
- LOPES, I. Jr. *Atlas Geoquímico do Vale do Ribeira*: geoquímica dos sedimentos ativos de corrente. 2ª ed. rev. São Paulo: CPRM, 2007. 77p.
- LOURES, S.S.P. *Proposição de zoneamento e ocupação do solo, com vistas à sustentabilidade, para as sub-bacias hidrográficas dos rios Jacupiranga e Pariquera-Açu*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa – MG, 2008. 179 p. Tese de Doutorado em Engenharia Civil.
- MAGALHÃES, V.S. *Hidroquímica e Qualidade das Águas Superficiais e Subterrâneas em Áreas sob Influência de Lavras Pegmatíticas nas Bacias dos Córregos Água Santa e Palmeiras, Município de Coronel Murta (MG)*. Belo Horizonte: Instituto de Goeciências – UFMG, 2006. 109 p. Dissertação de Mestrado em Geologia Econômica e Aplicada. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/MPBB-6ZQERE>
- MANCINI L.; FORMICHETT I.P.; D'ANGELO A.M.; PIERDOMINICI, E.; SORACE A.; BOTTONI, P. IACONELLI, M.; FERRARI, C.; TANCIONI, L.; ROSSI, N. e ROSSI A. Freshwater quality in urban areas: a case study from Rome, Italy. *Microchemical Journal*, 2005, v.79, p. 177– 183.
- MIWA, A.C.P. *Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007. 212 p. Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento.
- MOCCELLIN, J. *A microbacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos do Baixo Ribeira de Iguape – SP*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006. 135 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento.
- MONTGOMERY, D.R. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources*. 1999, v. 35, n.2, p. 397-410.

- MUÑOZ, H.R. (org) Interfaces da gestão de recursos hídricos: desafios da Lei de Águas de 1997. 2ª ed. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000.
- MVUNGI, A.; HRANOVA, R.K.; LOVE, D. Impact of home industries on water quality in a tributary of the Marimba River, Harare: implications for urban water management. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2003, v. 28 , p. 1131–1137.
- OBA, C.A.I. *Fabricação de um fertilizante orgânico fosfatado*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2004 35 p. Disponível em: http://www.cetem.gov.br/publicacao/CETEM_SED_62.pdf. Acesso em: 15 mai 2006.
- ODUM, E. P. *Fundamentos de Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara, 2001.
- OSBORNE, L.L. e WILEY, M.J. Empirical relationships between land-use cover and stream water-quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, 1988, v.26, n.1, p.9 – 27.
- PETTS, G. E. et al. *River conservation and management*. Chichester, U.S.A., Wiley & Sons. 1992.
- POMPEU, P.S.; ALVES, C.B.M. e CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*, 2005, v.47, p. 11 – 22.
- PRAT, N e MUNNÉ, A. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Research*, 2000, v. 34, n.15, p. 3876 – 81.
- RICE, S.P., GREENWOOD, M.T. e JOYCE, C.B. Tributaries, sediment sources and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2001, v.58, p.824 – 840.
- RIOS, L. *Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo)*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993. 106 p. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- SABATER, F.; ARMENGOL, J. e SABATER, S. Measuring Discontinuities in the Ter River. *Regulated Rivers: Research & Management*; 1989, v. 3, p. 133-142.
- SALAMI, L.N.B.P. *Estudo das influências climáticas e antropogênicas, nas características físico-químicas, no rio Monjolinho*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1996. 163 p. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- SÁNCHEZ, L.E. *Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos*. 2ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 495 p.
- SARDINHA, D.S; CONCEIÇÃO, F.T.; SOUZA, A.D.G.; SILVEIRA, A.; DE JULIO, M. e GONÇALVES, J.C.S.I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). *Eng. Sanit. Ambient.*, 2008, vol. 13, n. 3, jul-set, p. 329-338.
- SASAKI, A.; ITO, A.; AIZAWA, J. e UMITA, T. Influence of water and sediment quality on benthic biota in an acidified river. *Water Research*, 2005, v.39, p. 2517 – 26.

- SERRANA S/A – Indústria de fertilizantes e nutrição animal. Disponível em: <<http://www.serrana.com.br/>>. Acesso em: 03 fev 2006.
- SILVA, A.M.M. e SACOMANI, L.B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu – SP – Brazil). *Water Research*, 2000, v. 35, n. 6, p. 1609–1616.
- SILVA, L.C.; FERNANDES, A.L.V. e OLIVEIRA, W. Análise do uso e ocupação do solo na microbacia Dom Tomaz no município de Três Lagoas – MG. *Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico*, Taubaté, Brasil, 07-09 novembro 2007, IPABHi, p. 325-330.
- STAZNER, B. e HIGLER, B. Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1985. v.42, p-1038 – 44.
- TOLEDO, L. G. e NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em Microbacia sob uso Agrícola e Urbano. *Scientia Agrícola*, 2002, v.59, n.1, p. 181-186, jan – mar.
- TUDESQUE, L.; GEVREY, M., GRENOUILLET, G. e LEK, S. Long-term changes in water physicochemistry in the Adour–Garonne hydrographic network during the last three decades. *Water Research*, 2008, v. 42, p. 732 – 742.
- VANNOTE, J.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. e CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 1980, v. 37,n 1, p-130-137.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ª Ed, Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 243 p.
- WANG, X.; LU, Y.; HAN, J.; HE, G. e WANG, T. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, v.19, p. 475–481.
- WARD, J. V. The structure and dynamics of lotic ecosystems. In: MARGALEF, R. *Limnology Now – a paradigm of planetary problems*. 1st. ed; Elsevier Science. 1984. p.195 – 218. Amsterdam, Netherlands.
- WARD, J. V. e STANFORD, J. A. The Serial Discontinuity Concept in Lotic Ecosystems. In: FONTAINE, T. D. & BARTHELL, S. M., (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Scien. Publ., Ann Arbor. Michigan, 1983. p.347 – 356.
- WILKINSON, J.; KAY, D.; WYER, M. e JENKINS, A. (2006) Processes driving the episodic flux of fecal indicator organisms in streams impacting on recreational and shellfish harvesting waters. *Water Research*, v. 40, p. 153 – 161.
- WISLER, C.O. e BRATER, E.F. *Hidrologia*. Tradução e publicação de Missão Norte-Americana pela Cooperação Econômica e Técnica no Brasil. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico S.A., 1964.
- ZUCCARI, M.L.; GRANER, C.A.F.; e LEOPOLDO, P.R. Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. *Energ. Agric.*, 2005, v. 20, n. 4, p 69 – 82. Botucatu, SP.

CAPÍTULO 3

COMUNIDADE BENTÔNICA DOS RIOS JACUPIRANGUINHA E PARIQUERA-AÇU COMO BIOINDICADORA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

RESUMO

Os sistemas aquáticos sofrem alterações antrópicas em diferentes escalas com consequências negativas para a comunidade biológica. A detecção dos impactos resultantes destas atividades pode ser feita através do uso de organismos bioindicadores combinados a fatores físicos e químicos para que se possa fazer um biomonitoramento. Os objetivos deste capítulo foram caracterizar os sedimentos e as comunidades bentônicas dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu. O rio Jacupiranguinha teve todas as estações amostrais coletadas, enquanto o Pariquera-Açu, apenas as estações *n* e *zr1* foram escolhidas para a caracterização da comunidade de macroinvertebrados, para diminuir o esforço amostral. Em relação ao sedimento, o rio Jacupiranguinha apresentou predominância de areia em toda a extensão amostrada em todos os períodos. No rio Pariquera-Açu predominou a fração cascalho na estação *n*, areia no médio curso e silte e argila na foz. Nitrogênio e fósforo totais apresentaram maiores concentrações nas estações *ete* e, apenas no Pariquera-Açu, na foz, devido ao comportamento lântico. Na caracterização da comunidade bentônica 45 taxa foram identificados. No rio Jacupiranguinha os insetos dominaram, com representantes das ordens Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera. No rio Pariquera-Açu também houve predomínio da Classe Insecta, com representantes das ordens Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Odonata, Trichoptera como as famílias mais representativas. Em relação ao índice de boa qualidade de água (EPTC), o rio Jacupiranguinha obteve 9,3% do total de organismos coletados e o rio Pariquera-Açu, 22,4%. Os coletores foram o grupo funcional trófico dominante no rio Jacupiranguinha, com 94,5% de abundância relativa e no Pariquera-Açu, com 74,27%. Os resultados mostraram a importância da preservação da vegetação ripária na conservação da integridade e biodiversidade das comunidades.

Palavras-chave: sedimento, impactos ambientais, comunidade bentônica, grupos tróficos funcionais.

ABSTRACT

Human activities cause alterations on aquatic systems and affect negatively the biological community. The detection of these impacts can be made through the use of bioindicators combined with physical and chemical factors. The goals of this chapter were to characterize sediments and benthonic communities of rivers Jacupiranguinha and Pariquera-Açu. The river Jacupiranguinha had all the sampling stations collected, while on Pariquera-Açu, just stations *hd* (headwater) and *rz1* (rural zone 1) were chosen for the benthonic community's characterization. In relation to results of sediment, river Jacupiranguinha presented predominance of sand in the whole sampled extension in all of the periods. On river Pariquera-Açu gravel prevailed on the station *hd*, sand in the medium course and silt and clay on mouth. Total nitrogen and phosphorous presented larger concentrations on stations *sts* and, in Pariquera-Açu, on its mouth too, due to the lentic behavior. 45 *taxa* were identified in benthonic community. On river Jacupiranguinha the insects dominated, with representatives of the orders Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Odonata and Trichoptera. On river Pariquera-Açu there was also prevalence of Insecta, with Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Odonata, and Trichoptera as the most representative families. Regarding the index of good water quality (EPTC), Jacupiranguinha River got 9.3% of total collected organisms and Pariquera-Açu River, 22.4%. The collectors were the dominant functional feeding group in river Jacupiranguinha, with 94.5% of relative abundance and in Pariquera-Açu, with 74.27%. The results showed the importance of riparian forest preservation for conservation of the integrity and the communities' biodiversity.

Key-words: sediment, environmental impacts, benthonic community, functional feeding groups.

3.1 INTRODUÇÃO

Por mais de um século a gestão dos recursos hídricos brasileiros foi baseada em normas estrangeiras e na má aplicação de leis rigorosas, além de um foco restrito nas características químicas e físicas das águas. Ainda que as medidas físicas e químicas de coluna de água retratem o *status* de um ecossistema, o ideal é a associação desses métodos com métodos biológicos, permitindo uma caracterização mais completa, muitas vezes necessária para o manejo adequado dos recursos hídricos existentes (CALLISTO et al., 2004).

Recentemente, os sistemas aquáticos vêm sofrendo alterações antrópicas em diferentes escalas com consequências negativas para a comunidade biológica, como represamento, eutrofização artificial, canalização de rios e recreação. A detecção dos impactos resultantes destas atividades pode ser feita através do uso de organismos bioindicadores combinados a fatores físicos (temperatura e sólidos suspensos) e químicos (concentração de nutrientes e toxinas) (DUDGEON, 1994) para que se possa fazer um biomonitoramento.

Reforçando a necessidade de integração entre os métodos tradicionais e os fornecidos pela análise biológica, há que se considerar que o monitoramento através de métodos físicos e químicos aborda o tipo e a intensidade de fatores num determinado tempo, inferindo apenas indiretamente sobre os efeitos nos organismos. Já o biomonitoramento fornece informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico, podendo-se eventualmente inferir sobre a qualidade e intensidade do distúrbio. O uso combinado destas ferramentas aumenta o potencial de detecção das causas e de avaliação dos efeitos de estressores sobre os ecossistemas aquáticos.

Biomonitoramento é o uso regular e sistemático de organismos para determinar a qualidade ambiental (CÂMARA e FONSECA-GESSNER, 2006). O uso de indicadores biológicos em programas de monitoramento é uma das melhores formas de se medir os impactos antrópicos em sistemas aquáticos (CALLISTO e ESTEVES, 1995). Atualmente os macroinvertebrados bentônicos são os organismos mais utilizados para execução de avaliações da qualidade ecológica da água, através de ferramentas do monitoramento biológico.

Uma vez que estes efeitos sejam detectados, dados ecológicos adicionais, como os físico-químicos são importantes para identificar as causas, as fontes e para programar ações de mitigação adequadas. A integração dessas informações a dados hidrológicos e sobre usos de solos pode fornecer um amplo diagnóstico de avaliação de impactos.

Entender o sistema hídrico de forma global e, conseqüentemente, conhecer os processos químicos, físicos e biológicos do ecossistema é essencial para criar alternativas sustentáveis de desenvolvimento.

3.2 OBJETIVOS

1. Caracterizar o sedimento (análise granulométrica, matéria orgânica, nitrogênio orgânico total, fósforo total) dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, no espaço e no tempo;
2. Caracterizar a comunidade bentônica com intuito de identificar espécies bioindicadoras de qualidade da água dos rios das duas sub-bacias, com ênfase em:
 - a. Avaliar a biodiversidade e riqueza das espécies;
 - b. Identificar os principais grupos e sua relação com o entorno das sub-bacias.

3.3 REVISÃO DA LITERATURA

A falta de tratamento ou tratamento inadequado dos resíduos e o manejo inadequado do solo afetam sobremaneira a qualidade das águas. Os cursos de água possuem a capacidade natural de depurar a matéria orgânica, já que estes são ecossistemas predominantemente heterotróficos e apresentam gradiente longitudinal. Assim como a coluna de água, o sedimento é um compartimento importante nos ecossistemas aquáticos continentais, pois nele ocorrem processos biológicos, físicos e químicos que influenciam todo o metabolismo do sistema.

Os sedimentos são considerados um compartimento de acumulação de espécies poluentes a partir da coluna de água, devido às altas capacidades de sorção e acumulação nas quais as concentrações tornam-se várias ordens de grandeza maiores do que nas águas correspondentes. Em qualquer parte do ciclo hidrológico menos de 0,1% desses contaminantes estão dissolvidos na água, e mais de 99,9% são armazenados nos sedimentos e nos solos (SALOMONS, 1998).

Isso possibilita o uso dos mesmos como um bom indicador de poluição ambiental, tanto atual como remota, além do conhecimento das principais fontes de poluição dentro de um determinado sistema aquático (JESUS et al., 2004).

A dinâmica dos poluentes, ou seja, sua permanência na fase sólida ou na fase líquida do sistema aquático, é regulado por processos biogeoquímicos, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e pela hidrodinâmica, principalmente pela intensidade e frequência das chuvas no local. No caso de uma mobilização destes poluentes, o sedimento será fonte de poluição secundária, afetando a qualidade da água e originando bioacumulação na cadeia trófica. Para Cotta, Rezende e Piovani (2006) esses fenômenos de acúmulo e de redistribuição de espécies químicas nos sedimentos os qualificam como de extrema importância em estudos de impacto ambiental.

As metodologias tradicionalmente utilizadas na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos baseadas apenas em variáveis físicas, químicas e bacteriológicas são apontadas como pouco eficientes, porque elas avaliam apenas o momento em que foram coletadas, como uma fotografia. Nesse sentido, busca-se a integração destes resultados com características biológicas dos ecossistemas, de modo a aumentar a eficiência dos sistemas de detecção dos impactos ambientais (BUSS et al, 2003). Tanto as informações obtidas através de análises biológicas quanto as obtidas por métodos físicos e químicos são fundamentais para a implantação de programas de controle da poluição, e devem ser consideradas complementares ao invés de mutuamente excludentes.

A lógica desta abordagem, chamada monitoramento biológico ou biomonitoramento, baseia-se no uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças no ambiente

com o objetivo de utilizar esta informação em programas de controle de qualidade de água (ROSEMBERG e RESH, 1993). Esses organismos refletem a integridade ecológica dos ecossistemas onde vivem, respondendo a diferentes distúrbios (naturais ou antrópicos), refletindo o histórico de degradação e devendo, sempre que possível, fazer parte de programas de monitoramento ambiental em longo prazo (CALLISTO e GONÇALVES JÚNIOR, 2005)

A percepção de que informações sobre organismos aquáticos podem ser usadas como indicadores da condição da água teve reflexo na legislação brasileira no que diz respeito ao estabelecimento de diretrizes para a avaliação e a conservação dos ecossistemas aquáticos. Na Resolução CONAMA 357/05, pela primeira vez o uso de instrumentos de avaliação biológica é citado (artigo 8º, parágrafo 3º): “[...]a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas [...]” (BUSS et al, 2003).

Dentre os bioindicadores, os macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados, por possuírem diversas vantagens, como: a) são organismos de tamanho grande, sésseis ou com pouca mobilidade e possuem ciclos de vida longos, refletindo padrões temporais e condições locais; b) apresentam alta diversidade biológica e abundância; c) são sensíveis a diferentes níveis de poluição; d) são de fácil amostragem, com técnicas padronizadas e custo baixo de equipamentos (ROSEMBERG e RESH, 1993; MORENO e CALLISTO, 2004).

A distribuição dos organismos aquáticos é o resultado da interação entre o hábito, as condições físicas que caracterizam o habitat, e a disponibilidade alimentar (MERRIT e CUMMINS, 1984). Dentre as variáveis abióticas, as que mais influenciam na estrutura da comunidade são a velocidade de corrente, a temperatura e o oxigênio dissolvido na água.

Segundo Anderson e Wallace (1984), a velocidade de corrente influencia também o tamanho das partículas do substrato, afetando a distribuição do alimento e a remoção dos nutrientes. Os substratos podem variar de pedregulhos a sedimentos finos em distâncias relativamente curtas, resultando em uma extensa gama de microhabitats. A heterogeneidade do substrato rochoso proporciona maior riqueza e diversidade de espécies, enquanto que o substrato arenoso limita a distribuição de algumas famílias, devido à escassez de refúgio, dificuldade de fixação e disponibilidade de alimento (BUENO et al. 2003). Por isso, a natureza do substrato pode ser um fator limitante na composição da fauna bentônica.

De acordo com Maher e colaboradores (1999) o tamanho da partícula de sedimento afeta a facilidade com que organismos podem escavar, assim como as profundidades que eles alcançam. Sedimentos siltosos ou argilosos têm maior porosidade que a areia, mas ficam mais compactados com a profundidade. Organismos escavadores têm que gastar

muita energia para penetrar muito a fundo. Porém, sedimentos arenosos são igualmente difíceis de escavar, pois há a possibilidade de desmoronamento. Devido à pequena área de superfície, as areias também são pobres em material detrital orgânico. Assim, os autores (op. cit.) sugerem que areia siltosa é o substrato preferido pela biota bentônica.

A preservação da zona ripária é crucial para a manutenção da morfologia do rio e para a contenção do processo erosivo das margens. A concentração de sólidos em suspensão, de fósforo particulado originado do sedimento e a turbidez podem ser alterados caso a vegetação seja retirada, ocasionando alterações na água do canal principal. Quando presente, a mata ciliar diminui a velocidade de entrada do sedimento trazido por chuvas para o leito do rio, e parte deste sedimento é depositada (SILVEIRA 2004). Além disso, a presença de mata ciliar pode aumentar a quantidade de folheto no substrato de rios, servindo como um importante ponto de apoio para os insetos, principalmente em períodos de seca (BUENO et al., 2003).

A análise de uma comunidade biológica pode ser feita em diferentes abordagens: densidade de indivíduos e diversidade de espécies, hábitos alimentares e fluxo de energia. Neste aspecto o conceito de guilda pode ser conveniente, pois permite que se analisem funcionalmente as comunidades sem a necessidade de se examinar cada espécie como uma entidade separada. Esta abordagem permite realizar comparações detalhadas da organização funcional de diferentes comunidades, especialmente quando não são formadas por espécies comuns (CALLISTO e ESTEVES, 1998).

Considerando-se o hábito alimentar, os organismos podem ser especialistas ou generalistas. Os especialistas obrigatórios são deslocados quando há algum tipo de impacto, enquanto os generalistas facultativos conseguem se adaptar mais facilmente a mudanças no tipo e na disponibilidade de alimento (SILVEIRA 2004).

Em relação ao hábito alimentar, os organismos bentônicos podem ser divididos de acordo com a estratégia de captura e a natureza do alimento: raspadores, fragmentadores, coletores-filtradores, coletores-catadores e predadores. Os organismos raspadores alimentam-se principalmente de biofilme sobre pedras com algas e bactérias. Os fragmentadores são macrodecompositores de matéria orgânica grossa, maior que 1 mm. Os coletores (filtradores e/ou catadores) alimentam-se de matéria orgânica particulada fina menor que 1 mm tanto por filtração da água corrente quanto por coleta nos depósitos de sedimento e os predadores alimentam-se de pedaços ou presas inteiras (CALLISTO et al, 2001b). A predominância, por exemplo, de coletores – filtradores sugerem a importância das partículas em suspensão para o desenvolvimento destes grupos tróficos no período de chuvas (CALLISTO et al, 2001a).

Para Vannote et al (1980) os sistemas lóticos representam um gradiente de características físicas e químicas, como mudança na largura, volume de água, profundidade,

temperatura, quantidade e tipo de material suspenso. Descreve também mudanças nas características estruturais e funcionais de comunidades aquáticas ao longo do canal de rios, assim como na distribuição de matéria orgânica desde a nascente até a foz (**Figura 3.1**).

Figura 3.1 – Diagrama do Contínuo Fluvial (modificado de Vannote et al 1980), mostrando as diferenças na estrutura e na função da comunidade de invertebrados ao longo de um rio.

A diversidade de espécies de organismos aquáticos é determinada em função dos processos de produção e respiração e do tamanho das partículas que servirão de alimento a esses organismos. Ela é menor nas nascentes, pois a dependência de material alóctone é alta. Nos trechos intermediários (médio curso), por ser uma região de transferência, depende menos da contribuição direta do meio terrestre e mais da produção de algas e macrófitas (CALIJURI E BUBEL, 2006). Nos trechos inferiores (baixo curso), a diversidade

volta a ser menor, pois a principal fonte de energia é a matéria orgânica particulada transportada à jusante e, por isso, predominam os filtradores.

Portanto, as categorias de alimentação (tróficas) fornecem uma boa medida sobre o que está afetando a fauna local, em função da proporção e da abundância dos diversos organismos que compõem a comunidade de macroinvertebrados daquele ambiente em estudo.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Variáveis físicas e químicas do sedimento

O sedimento foi coletado com draga do tipo Van Veen (área de 0,525m²) e armazenado em potes plásticos. Em laboratório, as amostras foram secas a temperatura ambiente. Foram determinados: fósforo total, nitrogênio orgânico total (Kjeldhal), matéria orgânica e granulometria, conforme está na **Tabela 3.1**.

Tabela 3.1: Variáveis analisadas no sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.

Variável	Unidade	Método	Referência
Fósforo total	µg.g ⁻¹	Incineração	ANDERSEN (1976)
Nitrogênio total (Kjedhal)	mg.g ⁻¹	Titulometria	APHA (1999)
Matéria orgânica	%	Incineração	TRINDADE (1980)
Granulometria	%	Peneiramento e densidade	DNER (1994)

3.4.2 Comunidade Bentônica

3.4.2.1 Estratégia de coleta

Os organismos bentônicos foram coletados em apenas um dia com amostrador do tipo Surber com área de 0,0625 m² (25 x 25 cm) e 300 µm de abertura de malha para análise quantitativa nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.

A amostragem no rio Jacupiranguinha foi realizada em julho de 2005, período considerado seco dentre os demais meses de estudo. Além disso, parte dos dados coletados para esta tese serviu para um trabalho de iniciação científica, por isso todas as estações de coleta foram amostradas. As estações podem ser visualizadas na Figura 2.2 do Capítulo 2.

A amostragem no rio Pariquera-Açu foi realizada em outubro, pois foi este o período considerado seco no ano de 2007. Para este rio houve uma mudança na estratégia de coleta, procurando diminuir o esforço amostral. Dessa forma, procurou-se evitar as estações com alterações significativas da paisagem, como por exemplo, a construção de pontes de concreto ou a ampliação do eixo transversal do canal, o que diminui sua profundidade. Esses locais devem ser evitados por não representarem o hábitat natural da comunidade, a qual pode apresentar respostas adversas a das outras estações amostradas.

Durante o ano de 2006, outro trabalho de iniciação científica foi realizado, desta vez no rio Pariquera-Açu, no qual foram amostradas as estações com alterações da paisagem. Os resultados corroboraram a justificativa acima e por esse motivo, apenas as estações *n* e *zr1* foram amostradas neste trabalho por conservarem melhor suas características naturais. Em cada uma dessas estações foram escolhidos dois pontos de remanso e dois de corredeira, para que a comunidade pudesse ser representada por organismos de diferentes

características. A **Figura 3.2** mostra o aspecto dos remansos e corredeiras nas estações selecionadas para amostragem no rio Pariquera-Açu.

Em campo, todo o material coletado foi fixado em formol 4% e acondicionado em potes plásticos. No laboratório houve a triagem do material e os organismos foram armazenados em frascos de 30 ml e preservados em álcool 70%. A identificação foi feita com auxílio de lupa até o nível de família e utilizou-se a chave taxonômica de McCafferty (1981) e para a classificação das subfamílias de Chironomidae a chave de Trivinho-Strixino e Strixino (1995).

Figura 3.2 – Remansos e corredeiras nas estações selecionadas para amostragem no rio Pariquera-Açu. Estações *n* e *zr1*. R = remanso; C = corredeira.

3.4.2.2 Análise da comunidade

A caracterização da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi feita sob o aspecto da densidade, abundância, frequência de ocorrência e da riqueza, considerando-se a influência de fatores ambientais, como por exemplo, variações na vazão em função da sazonalidade.

A frequência é a relação entre a ocorrência dos diferentes taxa e o número total de amostras. Segundo o critério descrito em Dajoz (1983), os taxa são considerados constantes quando a frequência supera 70%, freqüentes quando está entre 30% e 70%, esporádicos quando está entre 10% e 30% e raros quando inferior a 10%. Para este cálculo, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$F = (Pa / P) \times 100$$

Pa = número de amostras em que o táxon "a" esteve presente

P = número total de amostras analisadas.

Os demais parâmetros foram calculados da seguinte maneira:

Frequência relativa = $100 \times \text{frequência da família} \div \text{frequência total de todas as famílias}$

Densidade = $\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos por família} \div \text{n}^\circ \text{ total de UA obtidas}$

Densidade relativa = $100 \times \text{densidade da família} \div \text{densidade total de todas as famílias}$

Abundância = $\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos por família} \div \text{n}^\circ \text{ total de UA que contém a família}$

Abundância relativa = $100 \times \text{abundância da família} \div \text{abundância total de todas as famílias}$

A comunidade também foi classificada em grupos tróficos segundo classificação de Merrit e Cummins (1984).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Sedimento

Thoms et al (1999) sugerem que compostos físicos e químicos do sedimento são muito úteis para estudos que envolvam monitoramento temporal e espacial. Além disso, há muitas variações dentro de um mesmo sistema lótico e cada rio muda de acordo com sua extensão. A análise de compostos físicos e químicos do sedimento de um rio pode ser importante para o controle de poluição, pois este compartimento retém metais e pesticidas, além de abrigar microrganismos indicadores de qualidade de água, a comunidade bentônica. As frações granulométricas mais importantes para avaliação da qualidade dos sedimentos em relação a substâncias químicas são a argila e o silte. Essas partículas de menor tamanho apresentam maior predisposição à adsorção de metais (MARGALEF, 1983).

Os dados de granulometria do sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu dos meses de amostragem estão na **Figura 3.3**. Nelas estão representadas as frações de cascalho, areia, silte e argila.

A análise granulométrica do sedimento do rio Jacupiranguinha (**Figura 3.3**) mostrou que a fração areia é predominante em quase toda sua extensão e em todos os períodos estudados. Resultados semelhantes foram observados por Brigante et al (2003) no rio Mogi-Guaçu e Novelli (2005), no rio Monjolinho. No rio Pariquera-Açu predominou a fração cascalho na estação *n*, areia no médio curso e silte e argila na foz (estação *f*).

De acordo com Tonissi (1999) a composição granulométrica do sedimento pode apresentar variações entre os períodos de maior e menor precipitação, principalmente as camadas mais superficiais. Na época de chuvas, o material particulado fino é retirado do sedimento e ressuspenso, restando predominantemente areia. No período seco, à medida que a vazão e velocidade da água vão diminuindo, poderá ocorrer acúmulo de sedimentos finos. Neste estudo constatou-se essa relação no rio Pariquera-Açu e a inversa para o Jacupiranguinha. Partículas menores (argila) foram encontradas em maior quantidade no período de maior precipitação (janeiro e setembro de 2005), ao passo que em julho, período considerado seco, as maiores porções foram as de areia e cascalho para o Jacupiranguinha. Já no rio Pariquera-Açu, as alterações na granulometria foram menores que as do Jacupiranguinha e, nos períodos de menor precipitação, notou-se acúmulo de partículas mais finas, corroborando o trabalho de Tonissi (op.cit.).

1

2

3

4

Figura 3.3: Frações granulométricas (%) das estações de amostragem dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007) nos períodos estudados (1 – janeiro, 2 – abril, 3 – julho, 4 – setembro/outubro).

Para Sponseller et al (2001) a redução no tamanho médio das partículas do sedimento pelo processo de sedimentação de partículas finas está associada às diferentes práticas de uso e ocupação do solo, principalmente quando estas ocorrem nas adjacências do canal. Particularmente às margens do rio Jacupiranguinha há a prática extensiva da bananicultura e também algumas áreas de pastagens, com pequenas criações de gado. Isto faz com que seja maior a contribuição de partículas para o leito do rio através de escoamento superficial, o que poderia explicar a predominância de areia em praticamente todo o trecho estudado deste rio, em todos os períodos.

A fração de matéria orgânica no sedimento depende da rapidez de sua decomposição, que por sua vez, está associada a vários fatores, principalmente à disponibilidade de oxigênio (MARGALEF, 1983). Para Karlsson et al (2005), a matéria orgânica no corpo de água, em sistemas de cabeceira, é preferencialmente de origem alóctone e há uma estreita relação entre essa matéria e a comunidade aquática. Dessa forma, o entendimento do fluxo da matéria orgânica para o sistema aquático é de fundamental importância para o manejo do sistema lótico.

A **Figura 3.4** mostra as porcentagens de matéria orgânica nas diferentes estações de amostragem dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu em todos os períodos estudados. No rio Jacupiranguinha a maior porcentagem foi obtida no trecho após a cidade (estação *dc*) em julho de 2005, período de menor precipitação. A menor porcentagem foi 0,47% na zona rural (estação *zr1*) em abril, também considerado um período de baixa precipitação.

Os dados de precipitação foram apresentados na Tabela 2.1 do capítulo 2.

Figura 3.4: Porcentagem de matéria orgânica do sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu nos quatro períodos estudados em 2005 e 2007.

Para o rio Pariquera-Açu a maior porcentagem foi obtida no ponto *f*, na foz do rio, 6,66% em outubro, período de menor precipitação em 2007. Já a menor porcentagem de matéria orgânica foi de 0,52%, na estação *ac* (trecho antes da cidade) em julho, considerado o período de maior precipitação no estudo deste rio. Em julho não foi possível coletar o

sedimento nas estações *zr2* e *f*, pois com as fortes chuvas ocorridas neste período, o rio extravasou muito além de sua calha e o acesso até ele era muito difícil devido à grande extensão de sua planície de inundação.

Pode-se observar, portanto que a porcentagem de matéria orgânica sempre foi inferior a 10%, o que, segundo a classificação proposta por Naumann⁶ citado por Esteves (1988) caracteriza o sedimento dos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu como mineral.

A reduzida contribuição de matéria orgânica do sedimento, constatada neste estudo, provavelmente está relacionada às características físicas do ambiente em questão (velocidade de escoamento, baixa profundidade do rio), que impedem o acúmulo deste material por longos períodos.

Espacialmente, os valores observados não apresentaram um padrão claro de distribuição no rio Jacupiranguinha. As estações que apresentaram as maiores porcentagens provavelmente recebem maior aporte de material alóctone; a estação *n* é circundada por extensa plantação de bananas e as margens possuem declividade acentuada, próximas a pequenos morros; a estação *dc* recebe todo o escoamento superficial da área urbana e em uma de suas margens não possui mata ciliar, apenas pasto, o que facilita o escoamento mais intenso.

A análise de distribuição espacial de matéria orgânica no Pariquera-Açu mostrou maiores porcentagens na nascente (estação *n*) e na região do médio e baixo curso (estações *ete*, *zr2* e *f*). A região de nascente protegida pela mata ciliar preservada e, neste caso, a contribuição alóctone, podem ser das folhas das árvores que caem no canal do rio. A região do baixo curso do Pariquera-Açu, principalmente sua foz, possui comportamento lântico, pois suas águas são retidas pelo rio Ribeira de Iguape, especialmente em épocas de grandes vazões. Por este motivo, as águas são menos turbulentas e também menos oxigenadas, como mostrado no capítulo anterior sobre a Limnologia dos rios, o que indica predominância dos processos de decomposição no sedimento.

Novelli (2005) estudou o sedimento do rio Monjolinho (São Carlos, SP) e também encontrou valores de matéria orgânica inferiores a 10%, exceto em um dos pontos amostrados, o qual foi classificado como sedimento orgânico. A autora atribuiu este fato ao aporte de material alóctone, à baixa turbulência e menor oxigenação da coluna de água, resultado semelhante ao observado neste estudo, no rio Pariquera-Açu.

Altas concentrações de matéria orgânica devido à entrada de fontes de esgoto foram observadas por Faria, Alvarenga e Abreu (2007) no Ribeirão Ipanema, em Ipatinga, Minas Gérias.

⁶ NAUMANN, E. (1930) Einführung im die Bodenkunde der Seen. Stuttgart E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchandlung. 126pp.

A mesma relação feita por Tonissi (1999) para a composição granulométrica pode ser usada para a concentração de nutrientes no sedimento. A análise do sedimento do rio Jacupiranguinha revelou maiores concentrações de nitrogênio total nos meses de janeiro e setembro, provavelmente devido à entrada de material (carga alóctone) e possível ressuspensão do sedimento ocasionada pelas chuvas.

As concentrações de nitrogênio do sedimento são mostradas na **Tabela 3.2**. Temporalmente, é possível observar que as maiores concentrações de N (máximo de 0,97 mg.g⁻¹ em setembro) foram obtidas na estação *n* nos períodos de maiores precipitações e maiores vazões (janeiro e setembro de 2005) no rio Jacupiranguinha e as menores concentrações (0,01 mg.g⁻¹) foram obtidas na estação *ac* em abril de 2005. Neste estudo não foi constatado um padrão de variação espacial para o sedimento do rio Jacupiranguinha.

Tabela 3.2: Concentrações de nitrogênio total (mg.g⁻¹) nos quatro períodos estudados dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007).

Nitrogênio total do sedimento (mg.g ⁻¹)								
	Período	<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>
Jacupiranguinha (2005)	Janeiro	0,36	0,24	0,38	0,19	0,27	0,18	0,07
	Abril	0,02	0,04	0,01	0,05	0,03	0,04	0,14
	Julho	0,24	0,13	0,29	0,16	0,30	0,20	0,15
	Setembro	0,97	0,12	0,25	0,32	0,33	0,27	0,21
Pariquera-Açu (2007)	Janeiro	0,26	0,33	0,12	0,04	0,32	0,44	0,28
	Abril	0,42	0,42	0,32	1,19	1,05	2,68	6,76
	Julho	0,12	0,10	0,02	0,23	0,27	*	*
	Outubro	0,28	0,13	0,09	0,16	1,05	0,55	0,85

Ao longo do rio Pariquera-Açu as concentrações de N aumentaram a partir da entrada do efluente da ETE e na foz, região que concentra atividades agrícolas, como criação de gado e búfalos. Além disso, as características de menor velocidade de correnteza do rio nesta região possibilita a decantação de nutrientes e seu acúmulo no sedimento. A concentração máxima foi 6,76 mg.g⁻¹ na estação *f* em abril e a mínima foi 0,02 mg.g⁻¹ na estação *ac* em julho.

De acordo com Shieh, Kondratieff e Ward (1999) a presença de macrófitas aquáticas no leito do rio diminui a velocidade de corrente e contribui para maior aporte de material em suspensão, outro fato que poderia explicar o acúmulo de nitrogênio no sedimento nesta estação.

As concentrações de fósforo total do sedimento estão na **Tabela 3.3**. Observa-se no rio Jacupiranguinha que houve variação espacial, com aumento das concentrações a partir da estação *dc*, com a contribuição de efluentes da estação de tratamento de esgotos e da indústria de fertilizantes que podem ser responsáveis pelo aumento, e numa análise temporal, nos períodos de menor vazão e precipitação (abril e julho), quando se constata a maior concentração ($6,40 \mu\text{g.g}^{-1}$) na estação *ete*, em julho e a menor ($0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$) na estação *zr1*, em abril.

Tabela 3.3: Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos quatro períodos estudados dos rios Jacupiranguinha (2005) e Pariquera-Açu (2007).

Fósforo total do sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$)								
	Período	<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>
Jacupiranguinha (2005)	Janeiro	0,12	0,13	0,32	0,17	0,50	1,70	0,83
	Abril	0,10	0,02	0,23	0,80	1,50	2,40	1,50
	Julho	0,23	0,76	0,10	1,72	6,40	1,04	1,40
	Setembro	0,55	0,03	1,12	1,52	0,05	1,61	0,90
Pariquera-Açu (2007)	Janeiro	0,14	0,08	0,11	0,09	0,07	0,13	1,00
	Abril	0,02	0,02	0,02	0,10	0,20	0,05	2,7
	Julho	0,09	0,07	0,01	0,15	0,15	*	*
	Outubro	0,09	0,04	0,05	0,09	0,35	0,15	0,51

No rio Pariquera-Açu, as concentrações foram, em geral, maiores nas estações *dc*, *ete* e *f*, devido ao aporte de matéria orgânica pelo efluente da estação de tratamento de esgotos e pela sedimentação dessa matéria orgânica na foz, semelhante à dinâmica do nitrogênio do sedimento. A maior concentração foi encontrada na foz em abril ($2,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) e a menor foi $0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$ na estação *ac* em julho.

A foz do rio Pariquera-Açu (estação *f*) foi a que apresentou as maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo total), além das maiores porcentagens da fração argila, que, segundo Margalef (1983), mostra a relação direta entre tamanho da partícula e adsorção de nutrientes.

A seguir, apresentam-se dados referentes aos locais de coleta da fauna das estações *n* e *zr1* do rio Pariquera-Açu, nas quais foi realizada a caracterização da comunidade bentônica. Estes dados servirão para posterior discussão dos resultados relativos aos macroinvertebrados encontrados logo adiante neste capítulo.

A **Tabela 3.4** apresenta as concentrações de nitrogênio, fósforo e porcentagens de matéria orgânica das estações *n* e *zr1* e suas sub-estações (remansos *a* e *b* e corredeiras *a*

e b). Não houve padrão definido de distribuição espacial para as três variáveis nas sub-estações.

Tabela 3.4 – Concentrações de nitrogênio total (N sed), fósforo total (P sed) e porcentagens de matéria orgânica (MO sed) de amostras do sedimento das estações *n* e *zr1* e suas sub-estações do rio Pariquera-Açu. C = corredeira; R = remanso

Estações	N sed (mg.g ⁻¹)	P sed (µg.g ⁻¹)	MO sed (%)
nCa	0,21	0,11	1,98
nCb	0,42	0,21	3,30
nRa	0,29	0,14	2,96
nRb	0,18	0,09	2,25
zr1Ca	0,21	0,10	1,39
zr1Cb	0,18	0,09	1,10
zr1Ra	0,08	0,04	0,97
zr1Rb	0,13	0,07	1,44

A **Figura 3.5** mostra os valores (%) das frações granulométricas das estações *n* e *zr1* em áreas de remanso e corredeira. É possível observar que cascalho foi a fração predominante, exceto *zr1Ca*, onde predominou areia. A estação *nRb* foi a que apresentou maior porcentagem de silte e argila (aproximadamente 20%).

Figura 3.5 – Valores (%) das frações granulométricas do sedimento das estações *n* e *zr1* do rio Pariquera-Açu. C = corredeira; R = remanso

3.5.2 Comunidade bentônica

Por serem sistemas dinâmicos, os rios refletem a qualidade de toda sub-bacia, pois eles recebem não só a matéria orgânica (folhas, galhos ou partículas finas) essencial para seu metabolismo, mas também fertilizantes e pesticidas utilizados em agricultura e efluentes industriais. A qualidade da água e a saúde do ecossistema podem ser avaliadas pela

comunidade de macroinvertebrados bentônicos, particularmente pela sua composição taxonômica e também pelos grupos tróficos funcionais (BARBOSA et al, 2001).

Durante este estudo, foram identificados 45 taxa, conforme **Tabela 3.5**. No rio Jacupiranguinha os insetos dominaram, com representantes das ordens Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera. Na ordem Coleoptera ocorreram 4 famílias, seguida de Diptera e Ephemeroptera com 2 cada. As demais contribuíram com 1 táxon apenas.

No rio Pariquera-Açu também houve predomínio da Classe Insecta, com representantes das ordens Coleoptera (5 famílias), Diptera (7 famílias), Ephemeroptera (5 famílias), Hemiptera (3 famílias), Odonata (5 famílias), Trichoptera (6 famílias), Hymenoptera e Lepidoptera (1 família cada).

De acordo com Hynes (1970), os insetos compõem a maior parte da comunidade de macroinvertebrados em águas correntes, em geral com alta diversidade e abundância, como observado neste estudo.

As **Tabelas 3.6** e **3.7** apresentam o número absoluto de organismos coletados e a riqueza (número total de taxa) nas estações de coleta por unidade amostral.

Durante a campanha de 2005 no rio Jacupiranguinha a família Chironomidae foi dominante com 82,7% dos indivíduos encontrados e 4,9% eram pupas de Diptera. Em seguida tem-se Coleoptera, família Elmidae com 3,3% e Ephemeroptera, família Leptohyphidae com 2,7% dos indivíduos encontrados em julho (Tabela 5). Espacialmente na estação *zr1* registrou-se a maior densidade, mas a maior riqueza foi encontrada na estação *dc*.

É possível notar menor densidade de organismos a partir da estação *ete*. Para Rice, Greenwood e Joyce (2001) a entrada de efluentes traz certa carga de sólidos em suspensão, que aumenta a turbidez da água. Desta forma, diminui a entrada de luz até o fundo, afetando a comunidade de macroinvertebrados.

Tabela 3.5: Taxa identificados nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.

FILO	CLASSE	ORDEM	FAMÍLIA	SUB-FAMÍLIA
MOLLUSCA	BIVALVIA			
	GASTROPODA			
NEMATODA				
PLATYHELMINTHES				
ANNELIDA	OLIGOCHAETA			
ARTHROPODA	INSECTA	COLEOPTERA	Curculionidae	
			Elmidae	
			Gyrinidae	
			Haliplidae	
			Hydrophilidae	
			Limnichidae	
			Psephenidae	
		DIPTERA	Ceratopogonidae	
			Chironomidae	Chironominae
				Orthoclaadiinae
				Tanypodinae
			Ephydriidae	
			Empididae	
			Simuliidae	
			Tabanidae	
			Tanyderidae	
			Thaumaleidae	
			pupa	
		EPHEMEROPTERA	Baetidae	
			Ephemerellidae	
			Leptohyphidae	
			Leptophlebiidae	
			Siphonuridae	
		HEMIPTERA	Belostomatidae	
			Naucoridae	
			Veliidae	
		HYMENOPTERA		
		LEPIDOPTERA	Pyralidae	
		ODONATA	Aeshnidae	
			Coenagrionidae	
			Corduliidae	
			Gomphidae	
			Libellulidae	
		TRICHOPTERA	Glossosomatidae	
			Hydroptilidae	
			Hydropsychidae	
			Lepidostomatidae	
			Phryganeidae	
			Polycentropodidae	
Sub-filo	ARACHNIDA	Agrupamento		
CHELICERATA		ACARI		

Tabela 3.6: Total de organismos por unidade amostral (UA) no rio Jacupiranguinha na campanha de julho de 2005.

		<i>n</i>	<i>zr1</i>	<i>ac</i>	<i>dc</i>	<i>ete</i>	<i>zr2</i>	<i>f</i>	Total
OLIGOCHAETA	Tubificidae				1		2		3
MOLLUSCA	Bivalvia						2		2
COLEOPTERA	Curculionidae		5						5
	Elmidae	2	6	3	9		1		21
	Hydrophilidae	9							9
DIPTERA	Chironomidae	27	213	37	157		74	16	524
	Tabanidae	7		1				2	10
	Pupa	1	3	1	14	4	8		31
EPHEMEROPTERA	Baetidae		5						5
	Leptohyphidae	3	11	1	2				17
ODONATA	Gomphidae				2	2			4
TRICHOPTERA	Hydropsychidae				2				2
Total		49	243	43	187	6	87	18	634
Riqueza		6	6	5	7	2	5	2	12
Índice de Diversidade H'		1,87	0,81	0,83	1,00	0,92	1,38	0,50	

No rio Pariquera-Açu, durante a campanha de 2007, também houve predomínio da família Chironomidae (59,1%), sendo 44% do total de indivíduos Chironominae, 11% Tanypodinae e 3,3% Orthoclaadiinae (**Tabela 3.7**). A família Leptophlebiidae vem em seguida com 8,5%, Gastropoda com 5,9%, Oligochaeta com 5,1%, Elmidae com 3,8% e Leptohyphidae com 3,7% entre os mais abundantes. Especialmente a maior densidade foi registrada na estação *zr1*, na qual também se encontrou a maior riqueza (33 taxa).

No rio Jacupiranguinha a diversidade foi maior na estação denominada de nascente (estação *n*), na qual se registrou 1,87 bits.org⁻¹. No entanto, a maior riqueza foi encontrada na estação *dc*, região de médio curso e a menor, na *ete*, a qual recebe o efluente da estação de tratamento de esgotos do município de Cajati e na estação *f*, região da foz do rio. Um fator que poderia explicar a maior riqueza encontrada na estação *dc* seria que nesta estação foi encontrada a maior porcentagem de matéria orgânica (**Figura 3.4**) no período da amostragem (julho/2005), o que favoreceria o estabelecimento de novas espécies.

Tabela 3.7: Total de organismos por unidade amostral (UA) no rio Pariquera-Açu na campanha de outubro de 2007.

		Estação <i>n</i>				Estação <i>zr1</i>				Total
		rem a	rem b	corr a	corr b	rem a	rem b	corr a	corr b	
MOLLUSCA	BIVALVIA						4		1	5
	GASTROPODA			6	11	4	1	5	116	143
NEMATELMINTO	(lombriga)								2	2
PLATELMINTO	(planária)			5	4					9
OLIGOCHAETA	TUBIFICIDA	3		10	40	16	3	9	43	124
COLEOPTERA	Elmidae	6		8	9	23	9	25	13	93
	Gyrinidae					2	2			4
	Haliplidae				1					1
	Limnichidae		1							1
	Psephenidae			7	11	2		1		21
DIPTERA	Ceratopogonidae			1	2	9	1	1	6	20
	Chironomidae	67	7	30	95	393	161	223	99	1075
		7	7	18	13	16	5	6	10	82
		25	2	1	12	101	42	77	27	287
	Ephydriidae		1	20	5		1			27
	Empididae	9		3	8		1			21
	Simuliidae				1					1
	Thaumaleidae	17	2							19
	Tanyderidae	1								1
	pupa	1	2	1	7	10	7	9	4	41
EPHEMEROPTERA	Baetidae			3	15	1	5	1	1	26
	Ephemerellidae	4			6	1	5		2	18
	Leptohyphidae			30	50	4	3		3	90
	Leptophlebiidae	14	2	1	11	143	12	15	10	208
	Siphonuridae	1					3	9	1	14
HEMIPTERA	Belostomatidae						1		9	10
	Naucoridae								2	2
	Veliidae								2	2
HYMENOPTERA		1								1
LEPIDOPTERA	Pyralidae	1								1
ODONATA	Aeshnidae		1							1
	Coenagrionidae	1		2		1	7		1	12
	Corduliidae								1	1
	Gomphidae						1	2		3
	Libellulidae	1	1			1				3
TRICHOPTERA	Glossosomatidae				6	2		1	1	10
	Hydroptilidae				4	1				5
	Hydropsychidae	2	1		5	1			1	10
	Lepidostomatidae								1	1
	Phryganeidae	27	1			11	1	1	1	42
	Polycentropodidae		1	1	1					3
ACARI					2					2
Total		188	29	147	319	742	275	385	357	2442
Riqueza		18	13	17	23	20	21	15	24	42
Índice de Diversidade H'		3,02	3,22	3,31	3,52	2,20	2,37	2,06	2,90	

No rio Pariquera-Açu as diversidades foram maiores na estação *n*, tanto nos remansos quanto nas corredeiras. O maior índice de diversidade encontrado foi 3,52 bits.org⁻¹ na

corredeira b. Na estação *zr1 corredeira a* registrou-se a menor diversidade, com $2,06 \text{ bits.org}^{-1}$, assim como a menor riqueza.

Quanto à frequência de ocorrência, somente Bivalvia e Odonata, família Gomphidae foram consideradas esporádicos, família Leptohyphidae (Ephemeroptera) foi frequente e Elmidae (Coleoptera) e pupa de Diptera foram consideradas constantes nos dois rios estudados. Algumas famílias foram esporádicos em um rio e constantes ou frequentes em outro, como Oligochaeta, Baetidae (Ephemeroptera) e Hydropsychidae (Trichoptera). Estes dados são apresentados na **Tabela 3.8**.

Em relação à organização espacial da comunidade bentônica, Chironomidae (Diptera) foi dominante em todas as estações do rio Jacupiranguinha, exceto na *ete*, na qual não foram encontrados indivíduos desta família. O mesmo ocorreu no rio Pariquera-Açu. Chironomidae (Diptera), principalmente os indivíduos da subfamília Chironominae predominaram em todas as estações, exceto na *zr1*, na qual foram encontrados apenas sete indivíduos deste táxon.

As **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e **3.10** apresentam um resumo dos parâmetros quantitativos das famílias encontradas em cada rio.

Tabela 3.8: Frequência de ocorrência total das unidades taxonômicas nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.

Unidades taxonômicas		Jacupiranguinha	Pariquera-Açu
Bivalvia		esporádico	esporádico
Gastropoda			constante
Nematoda			esporádico
Platyhelminthes			esporádico
Oligochaeta		esporádico	constante
Coleoptera	Curculionidae	esporádico	
	Elmidae	constante	constante
	Gyrinidae		esporádico
	Haliplidae		esporádico
	Hydrophilidae	esporádico	
	Limnichidae		esporádico
	Psephenidae		frequente
	Ceratopogonidae		constante
	Chironomidae	constante	
		Chironominae	constante
		Orthoclaudiinae	constante
		Tanypodinae	constante
	Ephydriidae		frequente
	Empididae		frequente
	Simuliidae		esporádico
Diptera	Tabanidae	frequente	
	Tanyderidae		esporádico
	Thaumaleidae		esporádico
	pupa	constante	constante
	Baetidae	esporádico	constante
	Ephemerellidae		frequente
	Leptohyphidae	frequente	frequente
	Leptophlebiidae		constante
	Siphonuridae		frequente
	Belostomatidae		esporádico
Hemiptera	Naucoridae		esporádico
	Veliidae		esporádico
			esporádico
Hymenoptera			esporádico
Lepidoptera	Pyalidae		esporádico
Odonata	Aeshnidae		esporádico
	Coenagrionidae		frequente
	Corduliidae		esporádico
	Gomphidae	esporádico	esporádico
	Libellulidae		frequente
			frequente
Trichoptera	Glossosomatidae		frequente
	Hydroptilidae		esporádico
	Hydropsychidae	esporádico	frequente
	Lepidostomatidae		esporádico
	Phryganeidae		constante
	Polycentropodidae		frequente
Agrupamento ACARI			esporádico

Tabela 9 – Parâmetros quantitativos da comunidade bentônica do rio Jacupiranguinha

Rio Jacupiranguinha		N	FA	FR	AA	AR	DA	DR
OLIGOCHAETA	Tubificidae	3	0,29	6,06	1,50	1,14	0,25	0,47
MOLLUSCA	Bivalvia	2	0,14	3,03	2,00	1,53	0,17	0,32
COLEOPTERA	Curculionidae	5	0,14	3,03	5,05	3,85	0,42	0,80
	Elmidae	21	0,71	15,15	4,23	3,23	1,76	3,34
	Hydrophilidae	9	0,14	3,03	9,09	6,93	0,76	1,43
DIPTERA	Chironomidae	524	0,86	18,18	87,36	66,63	43,68	82,69
	Tabanidae	10	0,43	9,09	3,36	2,56	0,84	1,59
	Pupa	31	0,86	18,18	5,20	3,97	2,60	4,92
EPHEMEROPTERA	Baetidae	5	0,14	3,03	5,05	3,85	0,42	0,80
	Leptohyphidae	17	0,57	12,12	4,28	3,26	1,43	2,70
ODONATA	Gomphidae	4	0,29	6,06	2,00	1,53	0,33	0,63
TRICOPTERA	Hydropsychidae	2	0,14	3,03	2,00	1,53	0,17	0,32
Total		634	4,71	100	131,11	100	52,82	100

(N= número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, AA = abundância absoluta, AR = abundância relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa)

Trechos de córregos com mata ciliar preservada, alta diversidade de habitats aquáticos, rápidos e remansos frequentes, presença de muitos seixos e cascalho e pouca deposição de lama, apresentam condições favoráveis à manutenção da diversidade de macroinvertebrados (CALLISTO et al., 2002). A eliminação da mata ciliar acarreta a destruição de locais de acasalamento e oviposição, reduzindo a fecundidade e sucesso reprodutivo das espécies aquáticas. (DUDGEON, 1996). Isso pode explicar a menor diversidade e riqueza encontradas no rio Jacupiranguinha, já que a mata ciliar foi substituída por plantações de banana e o rio está em processo acelerado de assoreamento.

Ainda em relação à importância da mata ciliar para os macroinvertebrados, Storey e Cowley (1997) compararam a estrutura da comunidade em locais que passavam por pastagens e à jusante, numa área que passava por aproximadamente 600m de mata ciliar nativa. Os autores puderam perceber que a vegetação ripária minimizava os efeitos da pastagem, tanto em parâmetros físicos, como temperatura, quanto na própria estrutura da comunidade bentônica, sendo similares a áreas preservadas por florestas. Portanto, a presença de vegetação ripária parece ser um fator crítico para o estabelecimento dessa comunidade.

Tabela 10 - Parâmetros quantitativos da comunidade bentônica do rio Pariquera-Açu

Rio Pariquera-Açu		N	FA	FR	AA	AR	DA	DR
MOLLUSCA	BIVALVIA	5	0,05	1,34	2,5	0,65	0,12	0,20
	GASTROPODA	143	0,14	4,03	23,8	6,22	3,40	5,86
NEMATELMINTO		2	0,02	0,67	2,0	0,52	0,05	0,08
PLATELMINTO		9	0,05	1,34	4,5	1,17	0,21	0,37
OLIGOCHAETA	TUBIFICIDA	124	0,17	4,70	17,7	4,62	2,95	5,08
COLEOPTERA	Elmidae	93	0,17	4,70	13,3	3,47	2,21	3,81
	Gyrinidae	4	0,05	1,34	2,0	0,52	0,10	0,16
	Halplidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Limnichidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Psephenidae	21	0,10	2,68	5,3	1,37	0,50	0,86
DIPTERA	Ceratopogonidae	20	0,14	4,03	3,3	0,87	0,48	0,82
	Chironominae	1075	0,19	5,37	134,4	35,08	25,60	44,02
	Orthoclaadiinae	82	0,19	5,37	10,3	2,68	1,95	3,36
	Tanypodinae	287	0,19	5,37	35,9	9,37	6,83	11,75
	Ephydriidae	27	0,10	2,68	6,8	1,76	0,64	1,11
	Empididae	21	0,10	2,68	5,3	1,37	0,50	0,86
	Simuliidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Thaumaleidae	19	0,05	1,34	9,5	2,48	0,45	0,78
	Tanyderidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	pupa	41	0,19	5,37	5,1	1,34	0,98	1,68
EPHEMEROPTERA	Baetidae	26	0,14	4,03	4,3	1,13	0,62	1,06
	Ephemerellidae	18	0,12	3,36	3,6	0,94	0,43	0,74
	Leptophlebiidae	208	0,19	5,37	26,0	6,79	4,95	8,52
	Siphonuridae	14	0,07	2,01	4,7	1,22	0,33	0,57
	Tricorythidae	90	0,12	3,36	18,0	4,70	2,14	3,69
HEMIPTERA	Belostomatidae	10	0,02	0,67	10,0	2,61	0,24	0,41
	Naucoridae	2	0,02	0,67	2,0	0,52	0,05	0,08
	Veliidae	2	0,02	0,67	2,0	0,52	0,05	0,08
HYMENOPTERA		1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
LEPIDOPTERA	Pyalidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
ODONATA	Aeshnidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Coenagrionidae	12	0,12	3,36	2,4	0,63	0,29	0,49
	Corduliidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Gomphidae	3	0,05	1,34	1,5	0,39	0,07	0,12
	Libellulidae	3	0,07	2,01	1,0	0,26	0,07	0,12
TRICOPTERA	Glossosomatidae	10	0,10	2,68	2,5	0,65	0,24	0,41
	Hydroptilidae	5	0,05	1,34	2,5	0,65	0,12	0,20
	Hydropsychidae	10	0,12	3,36	2,0	0,52	0,24	0,41
	Lepidostomatidae	1	0,02	0,67	1,0	0,26	0,02	0,04
	Phryganeidae	42	0,14	4,03	7,0	1,83	1,00	1,72
	Polycentropodidae	3	0,07	2,01	1,0	0,26	0,07	0,12
ACARI		2	0,02	0,67	2,0	0,52	0,05	0,08
Total		2442	3,55	100	383,04	100	58,14	100

(N= número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, AA = abundância absoluta, AR = abundância relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa)

Isto também pôde ser constatado por Harding et al (2006) em quatro bacias da Nova Zelândia, nas quais duas possuíam florestas contínuas e duas apenas fragmentos de mata. Apesar de a diversidade de espécies ter sido semelhante nos dois tipos de ambientes, as áreas com florestas contínuas apresentaram maior riqueza e maior densidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, grupo considerado indicador de ambientes preservados. Neste caso, os autores concluíram que apenas fragmentos de mata ciliar não são suficientes para mitigar os efeitos da agricultura, que era o objetivo desse trabalho.

Estudo do rio Pintado, MG, na Bacia do Rio São Francisco, que recebe cargas de esgotos domésticos e um afluente do reservatório Ibirité, demonstrou que o ambiente é bastante impactado e, portanto, só foram encontrados organismos considerados resistentes, como Chironomidae (Diptera) e Tubificidae (Oligochaeta) (MORENO e CALLISTO, 2006). Semelhante resultado também foi encontrado por Pompeu et al. (2005), na bacia do Rio das Velhas, na região metropolitana de Belo Horizonte, que recebe esgoto sem tratamento.

No rio Little Akaki, na Etiópia, Beyene et al (2009) puderam observar ausência completa de organismos bentônicos em umas das estações de coleta que recebia efluente de esgoto. Eles atribuíram essa ausência à queda brusca da concentração de oxigênio dissolvido (de 7,8 mg.L⁻¹ para 0,1 mg.L⁻¹). Nas estações subsequentes encontraram-se apenas organismos tolerantes à poluição.

Apesar de tantos estudos indicarem os indivíduos da família Chironomidae como resistentes à poluição, nem sempre se deve associar a presença deles somente a ambientes impactados. Chironomidae tem distribuição mundial, sendo os insetos mais abundantes em água doce. A grande quantidade de espécies conhecidas de regiões tropicais (cerca de 1500) reflete a elevada capacidade adaptativa do grupo, dos quais alguns gêneros podem indicar condições ambientais particulares (TRIVINHO-STRIXINO e STRIXINO, 1995). Muitas vezes são os primeiros colonizadores de novos habitats e sua composição muda de acordo com variações no ambiente ao longo do tempo (CARVALHO e UIEDA, 2004). Portanto, a utilização desses organismos como indicadores de qualidade de água torna-se mais eficaz quanto maior for o nível de aprofundamento de identificação dos *taxa*. De acordo com o estudo de Marques, Barbosa e Callisto (1999), dos 23 táxons de Chironomidae encontradas na bacia do Rio Doce, somente a espécie *Chironomus* pôde ser atribuída como indicadora de ambientes degradados.

Estudos de monitoramento têm utilizado a abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores de água de boa qualidade (LOCH et al, 1996). Não é só a presença destes grupos que deve ser levada em consideração, mas principalmente sua abundância na estrutura da comunidade bentônica e contribuição à diversidade de espécies (BARBOSA et al, 2001). O córrego Doné (Estação Ambiental de Peti – MG), em estudo realizado por Oliveira et al (2005), apresentou boas condições ambientais e, por isso,

maiores valores de riqueza taxonômica e maior número de taxa indicadores de boa qualidade ambiental, como Plecoptera e Trichoptera. O mesmo ocorreu na parte alta do rio Warri, na Nigéria (ARIMORO e IKOMI, 2009)

Os Ephemeroptera vivem desde ambientes de águas limpas até em locais com temperaturas elevadas e baixas concentrações de oxigênio e são adaptados a lugares com correnteza (RIBEIRO e UIEDA, 2005). Algumas espécies podem viver e até mesmo se beneficiar da poluição causada por esgotos domésticos, aumentando sua densidade. Reconhecidamente, as ninfas da família Baetidae apresentam alto grau de tolerância, vivendo em águas das classes 3 e 4 segundo a Resolução CONAMA n° 357/05 (CALLISTO et al, 2001b).

Boreham e Birch (1987) em estudo de um rio impactado por derramamento de inseticida observaram que, logo após o acidente, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata e Coleoptera diminuíram significativamente; Chironomidae mostrou certa resistência e após seis meses do acidente, sua comunidade estava completamente restabelecida.

A recolonização da macrofauna bentônica também foi estudada por Den Besten e Van den Brink (2005) nos rios Nieuwe Merve e Spijkerboor, na Holanda, após a despoluição dos sedimentos. Oligoqueta se destacou como o grupo pioneiro e mais abundante após a remediação e Chironomidae, Nematoda e Bivalvia também foram pioneiros, porém menos abundantes.

A qualidade da água também foi avaliada através da riqueza e abundância de EPT na bacia de Adour-Garrone, região sudoeste da França, por Compin e Céréghino (2003). Os autores concluíram, depois de 153 amostras coletadas, que as ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera (EPTC) são eficientes indicadores da saúde da bacia, pois responderam coerentemente aos níveis de poluição que ela recebe.

No presente estudo, no rio Jacupiranguinha, os organismos EPT representaram apenas 3,78% do total de organismos encontrados. No rio Pariquera-Açu, o índice EPT foi de 17,48%, pois as coletas foram realizadas em nascentes preservadas.

Outro fator a ser considerado como importante na estrutura da comunidade bentônica é a composição granulométrica do substrato no qual eles vivem. Para Rice, Greenwood e Joyce (2001), quanto menor o tamanho das partículas do sedimento e a declividade do canal, menos complexa se torna a microtopografia do leito, oferecendo uma gama restrita de tamanho de partículas, condições de fluxo e espaços intersticiais menores que, possivelmente limita a abundância e diversidade de espécies.

Os substratos inorgânicos possuem como características determinantes de sua colonização o tamanho e a superfície. Partículas menores como areia e silte são muito instáveis podendo ser carregadas rio abaixo; pedras e matacões são mais estáveis

permanecendo fixas mesmo quando expostas a velocidade de correntezas elevadas (REZENDE 2007).

Partículas orgânicas menores do que 1 mm normalmente servem como alimento, poucas exceções são encontradas sendo utilizadas para a fixação de invertebrados muito pequenos e microorganismos (AFONSO e HENRY, 2002).

O material orgânico proveniente da vegetação ripária funciona como substrato para fixação dos organismos, sendo extremamente utilizados por fornecerem abrigo e alimento, visto que a deposição de detritos e a colonização por algas ocorrem em pouco tempo neste tipo de substrato (REZENDE, 2007). Dentre os substratos comumente colonizados por macroinvertebrados, pedras grandes constituem o substrato com maior diversidade e areia o mais pobre contendo poucas espécies; já o folhiço sustenta uma grande diversidade e abundância de invertebrados (KIKUCHI e UIEDA 2005).

No rio Jacupiranguinha a fração areia foi predominante em todas as estações de amostragem da comunidade bentônica e em algumas chegou a 100% da amostra (*zr1*, *ac* e *ete*), como pode ser vista na **Figura 3.3**.

Segundo Bueno et al (2003) um substrato exclusivamente arenoso limita a distribuição de algumas famílias da fauna bentônica, principalmente por não haver formação de refúgios e a disponibilidade de alimentos ser menor, pois a areia é facilmente lixiviada. Isso pode explicar a menor densidade e diversidade de taxa no rio Jacupiranguinha. Dauvin et al (2006) também encontraram menor diversidade de organismos em substratos arenosos no rio Sena, na França.

No Pariquera-Açu, a comunidade bentônica foi caracterizada somente nas estações *n* e *zr1*. A estação *n* apresentou maior porcentagem de cascalho, mas com pequenas porções de areia e silte. A estação *zr1* apresentou maior porcentagem de areia, com pequenas porções de cascalho e silte. Nas amostras das duas estações havia também grande quantidade de folhas. De acordo com Bueno et al (2003) a heterogeneidade do substrato rochoso proporciona maior riqueza e diversidade de espécies.

A classificação em grupos funcionais tróficos considera o hábito alimentar dos organismos e a utilização dos recursos tróficos disponíveis independe da identificação das espécies (**Tabela 3.11**).

Em estudo realizado na Serra do Cipó - MG, Callisto et al (2001a) observaram que, no período seco, os coletores foram os organismos dominantes nas áreas estudadas; eles se alimentam de partículas de matéria orgânica fina em suspensão e depositada em poças e a entrada de carga alóctone no sistema favoreceu esse grupo.

Os coletores foram o grupo funcional trófico dominante no rio Jacupiranguinha, com 94,5% de abundância relativa. A **Figura 3.6** apresenta essas abundâncias divididas por estação de amostragem. É possível observar que os coletores foram dominantes em 6 das 7

estações amostradas. Na estação *ete* foram encontrados apenas 2 indivíduos da família Gomphidae (Odonata) pertencentes à guilda dos predadores.

A estação *n* também apresentou uma porcentagem expressiva de predadores (33,3%). A estação *zr2* apresentou 100% de coletores-catadores (77 indivíduos), corroborando o trabalho de Shieh, Kondratieff e Ward (1999) no qual citam que a entrada de esgotos tende a eliminar raspadores, fragmentadores e predadores estritos e propiciar aumento de coletores-catadores e coletores-filtradores. Todos os indivíduos predadores encontrados no rio Jacupiranguinha representaram 3,83% da abundância relativa. Raspadores e fragmentadores ficaram com 0,83% cada um.

Figura 3.6 – Porcentagem dos grupos funcionais tróficos em cada estação de coleta do rio Jacupiranguinha.

A **Figura 3.7** mostra as abundâncias relativas no rio Pariquera-Açu. É possível observar que os coletores dominaram em todos os pontos de amostragem e representaram 74,27% do total de indivíduos coletados. Predadores representaram 17,18%, raspadores 6,43% e fragmentadores, 2,11%. A estação com maior homogeneidade dos grupos tróficos funcionais foi *n remanso b* (nRb), na qual coletores representaram 46,15%, raspadores 34,61%, predadores 15,38% e fragmentadores 3,84%.

Tabela 3.11 – Grupos funcionais tróficos encontrados nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu.

Grupo taxonômico	FAMÍLIA	SUB-FAMÍLIA	GFT
ARTHROPODA			
INSECTA			
COLEOPTERA	Curculionidae		Fragmentador
	Elmidae		Coletor - catador
	Gyrinidae		Predador
	Halplidae		Fragmentador
	Hydrophilidae		Predador
	Limnichidae		Coletor - catador
	Psephenidae		Raspador
DIPTERA	Ceratopogonidae		Predador
	Chironomidae	Chironominae	Coletor - catador
		Orthoclaadiinae	Raspador
		Tanypodinae	Predador
	Ephydriidae		Generalista*
	Empididae		Predador
	Simuliidae		Coletor – filtrador
	Tabanidae		Predador
	Tanyderidae		---
	Thaumaleidae		Raspador
	pupa		---
EPHEMEROPTERA	Baetidae		Coletor - catador
	Ephemerellidae		Coletor - catador
	Leptohyphidae		Coletor - catador
	Leptophlebiidae		Coletor - catador
	Siphonuridae		Coletor - catador
HEMIPTERA	Belostomatidae		Predador
	Naucoridae		Predador
	Veliidae		Predador
HYMENOPTERA			---
LEPIDOPTERA	Pyralidae		Fragmentador
ODONATA	Aeshnidae		Predador
	Coenagrionidae		Predador
	Corduliidae		Predador
	Gomphidae		Predador
	Libellulidae		Predador
TRICHOPTERA	Glossosomatidae		Raspadores
	Hydroptilidae		Raspador
	Hydropsychidae		Coletor – filtrador
	Lepidostomatidae		Fragmentador
	Phryganeidae		Fragmentador
	Polycentropodidae		Coletor – filtrador

*Generalista – a família é capaz de se alimentar de diversas formas possíveis, pertencendo a mais de uma guilda.

Figura 3.7 – Porcentagem dos grupos funcionais tróficos em cada estação de coleta do rio Pariquera-Açu

De acordo com Rice, Greenwood e Joyce (2001), os coletores-filtradores são mais abundantes em águas mais turbulentas e mais velozes, pois nestas condições a quantidade de partículas finas em suspensão tende a ser maior. Na estação *n* isto pode ser percebido através da diferença nas proporções de coletores entre as estações de remanso e corredeira (**Figura 3.7**).

Porcentagens semelhantes de cada grupo trófico funcional foram encontradas por Shieh, Kondratieff e Ward (1999). Os autores relacionaram o padrão de distribuição desses grupos à distribuição de alimentos ao longo do gradiente longitudinal do rio Cache la Poudre, região norte do Colorado, EUA.

Segundo a teoria do contínuo fluvial (VANNOTE et al, 1980), em sistemas de cabeceira haveria a co-dominância de fragmentadores e coletores, a qual refletiria a importância da zona ripária e das partículas orgânicas dela derivadas. Isto pôde ser observado no rio Pariquera-Açu (estação *n remanso a* – nRa), corroborando as previsões de Vannote e colaboradores (op.cit.).

Ainda segundo a mesma teoria (op.cit.), conforme aumenta a largura do canal do rio e há uma redução do tamanho das partículas, os coletores ganham importância e passam a dominar a comunidade. O rio Jacupiranguinha apresentou pequena diversidade de grupos funcionais e, seguindo a teoria, ele caracterizaria uma região de baixo curso, pois houve dominância de coletores e, em menor proporção, de predadores.

Kerans e Karr (1994) postulam que o aumento dos impactos nas águas gerados por atividades antrópicas poderia aumentar a proporção de coletores-filtradores e coletores-raspadores e diminuir as proporções de raspadores, fragmentadores e alguns predadores. Isso corroborou os estudos de Shieh, Kondratieff e Ward (1999) no rio Cache la Poudre, no

Colorado, EUA e também os dados obtidos neste estudo, principalmente no rio Jacupiranguinha, cuja vegetação ripária foi praticamente substituída por plantações de banana.

Para Minshall et al (1985) a ausência de fragmentadores nas cabeceiras pode ser devido a fatores naturais. Os autores dão um exemplo: no Zimbábue, uma região com muitas florestas na África, a maior parte das folhas que caem das árvores não alcançam imediatamente o leito dos rios; elas são processadas pelos decompositores terrestres no período seco e, quando chove, o material que é escoado já está em tamanho reduzido. Consequentemente, há pequena quantidade ou até ausência de fragmentadores nesses locais, questionando o conceito do contínuo fluvial de Vannote et al (1980).

3.6 CONCLUSÕES

O sedimento constitui um compartimento importante na avaliação de impactos dos ecossistemas aquáticos, pois realizam constantes trocas de nutrientes e outras substâncias com a coluna de água. Foi possível observar que o acúmulo de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo totais foi influenciado pela precipitação, principalmente devido à contribuição do escoamento superficial, pelo lançamento de efluentes e pela mudança na dinâmica de vazão na foz do rio Pariquera-Açu, ocasionada pelo encontro deste com o rio Ribeira de Iguape.

Apesar deste acúmulo, os sedimentos foram classificados como mineral, pois a concentração de matéria orgânica não ultrapassou 10%. Isto também pôde ser percebido nas análises granulométricas, nas quais predominaram a fração areia no rio Jacupiranguinha e cascalho no Pariquera-Açu.

A constituição granulométrica pode ter contribuído na estrutura da comunidade de macroinvertebrados observada nestes rios. A heterogeneidade do tipo e tamanho das partículas favorece a biodiversidade, pois ela forma microhabitats em condições propícias ao estabelecimento de algumas espécies, conforme observado no rio Pariquera-Açu. Em sedimentos menos complexos, isto é, mais homogêneos, como ocorreu no rio Jacupiranguinha, no qual foram encontrados 100% de areia em algumas estações amostrais, apenas organismos mais específicos conseguem se estabelecer, diminuindo a diversidade.

Como era de se esperar em um sistema aquático, observou-se a dominância dos insetos em relação às demais classes. Além disso, a classe Insecta foi representada por maior quantidade de *taxa*. A família Chironomidae (Insecta – Díptera) foi a que apresentou maior densidade absoluta de organismos e algumas espécies são indicadores de águas poluídas. Como a identificação dos indivíduos foi até o nível taxonômico de família, não foi possível dizer se essas espécies indicadoras de poluição predominaram ou não.

Em relação ao grupo funcional trófico, pode-se dizer que o conceito do contínuo fluvial, em geral, não se aplica aos rios estudados, exceto em alguns aspectos, como co-dominância de fragmentadores e coletores em regiões de cabeceira (observado apenas na estação *n remanso a* – *nRa* do rio Pariquera-Açu) e dominância de coletores em regiões de médio curso.

Estes resultados podem indicar comprometimento da saúde das sub-bacias as quais podem estar relacionadas às atividades de monocultura de banana, pastagem, desflorestamento da mata ciliar, erosão das margens e conseqüente assoreamento de seu leito em alguns trechos (rio Jacupiranguinha), além de lançamentos de efluentes domésticos e industriais.

3.7 REFERÊNCIAS

- AFONSO, A.A.O. e HENRY, R. Retention of particulate organic matter in a tropical headstream. *Hydrobiologia*, 2002, v. 482, p. 161–166.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, APHA, 1999.
- ANDERSEN, J.M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 1976, vol. 10, p. 329 – 331.
- ANDERSON, N.H e WALLACE, J.B. Habitat, life history and behavioral adaptations of aquatic insects. In: MERRIT, R.W e CUMMINS, K.W. (eds). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt: Duboque, Iowa. 1984. 722p.
- ARIMORO, F.O.; IKOMI, R.B. e IWEGBUE, C.M.A. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators*. 2007, v.7. p.541-552.
- BARBOSA, F.; CALLISTO, M. e GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Journal of Aquatic Ecosystem Health Management*, 2001, v.4, n.1, p. 51 – 59.
- BEYENE, A., ADDIS, T., KIFLE, D., LEGESSE, W., KLOOS, H. e TRIEST, L. Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: Case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Indicators*, 2009, v.9, p. 381 – 392.
- BOREHAM, S. e BIRCH, P. The use of indicator organisms to asses aquatic pollution following a motorway insecticide spill. *The Science of the Total Environment*, 1987, v. 59, p.477 – 480.
- BRANCO, C.W.C. *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, D.F., Brasília*. Brasília: Universidade Federal de Brasília, 1991. 338p. Dissertação de Mestrado em Ecologia.
- BRIGANTE, J., ESPINDOLA, E.L.G., POVINELLI, J. e NOGUEIRA, A.M. Caracterização física, química e biológica da água do Rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J. e ESPINDOLA, E.L.G. *Limnologia Fluvial: um estudo do rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: Ed. RiMa, 2003. p.55-76.
- BUENO, A.A.P.; BOND-BUCKUP, G. e FERREIRA, B.D.P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos de água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 2003, v. 20, n. 1, p. 115 – 125.
- BUSS, D.F; BAPTISTA, D.F e NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação de qualidade da água em rios. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 2003, vol.19. n° 2. p. 465 – 473, mar-abr.
- CALIJURI, M. C. & BUBEL, A. P. M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. (eds) *As Florestas Plantadas e a Água: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento*. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 226 p.

- CALLISTO, M. e ESTEVES, F. A. Distribuição de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema impactado por rejeito de bauxita (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 1995, v.1, p. 335-48.
- CALLISTO, M. e ESTEVES, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). In: NESSIMIAN, J.L e CARVALHO, A.L. (eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Série Oecologia Brasiliensis, 1998, vol 5, p. 223 – 234.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J.F. Bioindicadores Bentônicos. In: ROLAND, F.; CESAR, D. e MARINHO, M. (Eds). *Lições de Limnologia*, 2005, 371-379.
- CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A.O. MORENO, P. e ROSA, C.A. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Braz. J. Biol.*, Nov. 2004, vol.64, nº.4, p.743-755. ISSN 1519-6984.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2001(a), v.61, n.2, p. 259-66.
- CALLISTO, M., MORENO, P., GONCALVES, J.F.Jr.; LEAL, J.J.F.; ESTEVES, F.A. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2002, v. 62, n.1, p.77-84.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M.D.C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2001 (b), v.6, n.1, p. 71-82.
- CÂMARA, C.D. e FONSECA-GESSNER, A.A. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos para o monitoramento de florestas plantadas. In: LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. (eds) *As Florestas Plantadas e a Água: Implementando o Conceito de Microbacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento*. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 226 p.
- CARVALHO, E.M. e UIEDA, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 2004, v. 21, n. 2, p. 287 – 293.
- COMPIN, A. e CÉRÉGHINO, R. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garrone stream system (France). *Ecological Indicators*, 2003, v.3, p. 135 – 142.
- COTTA, J.A.O.; REZENDE, M.O.O. e PIOVANI, M.R. Avaliação do teor de metais em sedimentos no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira. *Química Nova*, 2006, vol.29, nº1, p. 40- 45.
- DAUVIN, J.C., DESROY, N., JANSON, A.L., VALLET, C. e DUHAMEL, S. Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. *Marine Pollution Bulletin*, 2006, v. 53, p. 80–90.
- DEN BESTEN, P.J. e VAN DEN BRINK, P.J. Bioassay responses and effects on benthos after pilot remediations in the delta of the rivers Rhine and Meuse. *Environmental Pollution*, 2005, v.136, p. 197 – 208.

- DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM – DNER. *Preparação de amostras de solos para ensaios de caracterização, solos, método de ensaio*, DNER – ME 041/94. Rio de Janeiro, 1994. 4p.
- DUDGEON, D. Research strategies for the conservation and management of tropical Asian streams and rivers. *International Journal of Ecology & Environmental Sciences*, 1994, v.20, p. 255-285.
- DUDGEON, D. Anthropogenic influences on Hong Kong streams. *Geo Journal*, 1996, v.40, n.(1-2), p. 53-61.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciencia/FINEP, 1988, 575p.
- FARIA, M.L; ALVARENGA, J.A. e ABREU, C.B. Monitoramento da fauna de macroinvertebrados bentônicos do Ribeirão Ipanema – Ipatinga MG: uma comunidade bioindicadora de efetividade de programas de despoluição de cursos de água – I. *Principium online: Iniciação científica no UnilesteMG*, Coronel Fabriciano, 2007, vol. 1, nº 1, p. 130 – 139.
- HARDING, J.S.; CLAASSEN, K. e EVERS, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 2006, vol. 568, p. 391 – 402.
- HYNES, H.B.N. *The ecology of running waters*. Liverpool: University Press, 1970. 555p.
- JESUS, H.C; COSTA, E.A; MENDONÇA, A.S.F. e ZADONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória – ES. *Química Nova*, 2004, vol.27, nº3, p. 378 – 386.
- KARLSSON, O.M.; RICHARDSON, J.S. e KIFFNEY, P.M. Modeling organic matter dynamics in headwater streams of south-western British Columbia, Canada. *Ecological Modeling*, 2005, v. 183, p. 63 – 76.
- KERANS, B.L. e KARR, J.R. A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 2004, vol. 4, nº. 4, p. 768-785.
- KIKUCHI, R.M. e UIEDA, V.S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomol. Vect.*, 2005, v.12, n.2, p. 193-231.
- LÔBO, E. e LEIGHTON, G. Estruturas comunitárias da lãs fitocenosis planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar. Valparaíso*, 1986, v.22, n.1, p. 1-29.
- LOCH, D.D.; WEST, J.L. e PERLMUTTER, D.G. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 1996, v.147, p. 37 – 55.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1983, 1010p.
- MAHER, W.; BATLEY, G.E. e LAWRENCE, I. Assessing the health of sediments ecosystems: use of chemical measurements. *Freshwater Biology*, 1999, vol. 41, p. 361 – 372.

- MARQUES, M.M.G.S.M., BARBOSA, F.A.R. e CALLISTO, M. Distribution and Abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-East Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 1999, v. 59, n.4, p. 553-561.
- McCAFFERTY, W. P. *Aquatic entomology*. Jones and Barlett Publishers Inc., Boston. 1981.
- MERRIT, R.W e CUMMINS, K.W. (eds). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt: Duboque, Iowa. 1984. 722p.
- MINSHALL, W.G.; CUMMINS, K.W.; PETERSEN, R.C.; CUSHING, C.E.; BRUNS, D.A.; SEDELL, J.R. e VANNOTE, R.L. Developments in Stream Ecosystem Theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1985, vol. 42, p. 1045 – 1055.
- MORENO, P.; CALLISTO, M. (2004). Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas. In: FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N. e SILVEIRA, M. P. (Eds). *Bioindicadores de Qualidade da Água*, p.95-116.
- MORENO, P. e CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 2006, v. 560, p. 311-321.
- 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*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005. 212 p. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Ed Guanabara, Rio de Janeiro, 1988, 434p.
- OLIVEIRA, A.; MORGAN, F.L.; MORENO, P. e CALLISTO, M. Inventário da fauna de insetos aquáticos na Estação Ambiental de Peti (CEMIG). In: SILVEIRA, F. (Eds). *Anais da ANEEL - Projeto Peti/UFMG*, 2005. p.25-30.
- POMPEU, P.S.; ALVES, C.B.M. e CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*, 2005, v.47, p. 11 – 22.
- REZENDE, C.F. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folheto submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota Neotropica*, 2007, v.7, n. 2 - isbn01607022007.
- RIBEIRO, L.O. e UIEDA, V.S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 2005, v. 22, n. 3, p. 613 – 618.
- RICE, S.P., GREENWOOD, M.T. e JOYCE, C.B. Tributaries, sediment sources and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2001, v.58, p.824 – 840.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, 448 p.
- SALOMONS, W. Biogeochemistry of contaminated sediments and soils: perspectives for future research. *Journal of Geochemical Exploration*, 1998, v.62, p.37– 40.

- SHIEH, S.H; KONDRATIEFF, B.C e WARD, J.V. Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrates in a polluted Colorado plains stream. *Hydrobiologia*, 1999, vol. 411, p. 191 – 209.
- SILVA, F.L.; PAULETO, G.M; TALAMONI, J.L.B e RUIZ S.S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 2009. vol. 31, n° 1, p. 73 – 78.
- SILVEIRA, M.P. *Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Água em Rios*. Documento 36. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental, 2004. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – EMPRAPA
- SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F. e VALLET, H.M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities. *Freshwater Biology*, 2001, vol. 46, p. 1409 – 1424.
- STOREY, R.G e COWLEY, D.R. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, 1997, vol. 353, p. 63 – 76.
- THOMS, M.C., OGDEN, R.W. e REID, M.A. Establishing the condition of lowland floodplain rivers: a paleo-ecological approach. *Freshwater Biology*, 1999, v.41, p. 407 – 423.
- TONISSI, F. B. *Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) como subsídio para análise da qualidade ambiental do sistema*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1999. 137p. Dissertação de Mestrado.
- TRINDADE, M. *Nutrientes em sedimento da represa do Lobo (Brotas- Itirapina/SP)*. São Carlos: Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos. 1980. 219p. Dissertação de Mestrado.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de Identificação e Diagnóstico dos Gêneros*. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995, 229p.
- VANNOTE, J. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. v. 37, n 1, p-130-137.

CAPÍTULO 4

CENÁRIOS AMBIENTAIS PARA A SUB-BACIA DO RIO JACUPIRANGUINHA

RESUMO

Modelos são representações simplificadas da realidade. Uma vantagem do uso de modelos matemáticos é que diferentes cenários podem ser simulados e o analista pode assim considerar a pior situação possível. Desde a criação do primeiro modelo de qualidade de água, de Streeter e Phelps, vários outros modelos foram elaborados e evoluíram, introduzindo os ciclos do nitrogênio e fósforo, produção de algas e outros componentes. Todos são elaborados para solucionar os diversos problemas de qualidade de água e possuem um objetivo em comum, que é auxiliar gestores de recursos hídricos na tomada de decisões. O modelo escolhido para este trabalho foi o QUAL2K. Ele é aplicado na simulação da qualidade de água em córregos e rios. Foram feitas duas simulações distintas no rio Jacupiranguinha, uma abrangendo 24 km, que levou em consideração principalmente contribuições difusas de zonas rurais e urbanas e efluentes domésticos e outro trecho de 9,5 km à jusante do lançamento de um efluente industrial. O modelo QUAL2K foi calibrado para as variáveis oxigênio dissolvido, DBO, sólidos suspensos inorgânicos, nitrato, fósforo orgânico e coliformes fecais. As simulações do modelo apresentaram boa concordância com os dados observados. Foram sugeridos cenários para visualização de possíveis condições futuras do rio Jacupiranguinha, os quais foram orientados de acordo com crescimento populacional. Os cenários têm a capacidade de mostrar o quanto cada variável pode alterar a qualidade das águas do rio. Cenários de tratamentos das diferentes variáveis foram avaliados e mostraram que o tratamento do esgoto doméstico e industrial se apresenta como um elemento chave para a manutenção da qualidade do rio Jacupiranguinha.

Palavras-chave: modelos de qualidade de água, QUAL2K, cenários ambientais, Vale do Ribeira de Iguape.

ABSTRACT

Models are simplified representations of reality. An advantage of using mathematical models is that different scenarios can be simulated and the researcher can consider the worst possible situation. Since the creation of first water quality model, by Streeter and Phelps, several other models were elaborated and developed, introducing the nitrogen and phosphorous cycles, algae production and other components. All are elaborated to solve the several problems of water quality and they possess an objective in common, that is auxiliary managers of water resources on their decisions. The chosen model for this work was QUAL2K. It is applied in water quality simulation of streams and rivers. There were two separate simulations to Jacupiranguinha River, one covering 24 km, which took into account mainly diffuse sources in rural and urban areas and domestic sewage; the other one was 9.5 km downstream of an industrial effluent. QUAL2K model was calibrated to dissolved oxygen, BOD, inorganic suspended solids, nitrate, organic phosphorus and fecal coliform. Simulations showed good agreement with the observed data. Scenarios have been suggested for visualization of possible future conditions of Jacupiranguinha River, which were targeted according to population growth. The scenarios have the ability to show how each variable can change the water quality. Scenarios of different treatment variables were evaluated and showed that treatment of domestic and industrial effluents is presented as a key element in maintaining the quality of Jacupiranguinha River.

Key-words: water quality models, QUAL2K, environmental scenarios, Vale do Ribeira de Iguape.

4.1 INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos requer o desenvolvimento de instrumentos tecnológicos e de sistemas de informação que sejam capazes de conhecer o sistema hídrico, além de criar condições técnicas que possam apoiar as decisões relacionadas a diversos setores (CUNHA, ROSMAN e MONTEIRO, 2003). Além disso, nota-se a necessidade de monitorar a dinâmica dos recursos hídricos, para que seja possível prever sua resposta a diferentes ações como precipitações extremas ou estiagens, modificações do uso do solo, entre outros (TUCCI, 1998).

A modelagem matemática da qualidade da água é uma das ferramentas que permite identificar a contribuição relativa das fontes difusas referentes a várias combinações de usos e manejos, e da sua distribuição na paisagem bem como avaliar os efeitos de cenários futuros (KARLSSON, 2005). Sua utilização em programas de gestão ambiental é cada vez mais disseminada, devido ao fato de seus resultados poderem embasar análises de problemas ambientais e proposições de ações preventivas.

Para Scariot (2008) o uso de modelos na simulação de sistemas complexos que envolvem a sociedade e suas inter-relações com o seu entorno é uma ferramenta poderosa, e por essa mesma razão, não se deve tomar seus resultados e cenários como verdades dogmáticas, mas sim, como possibilidades futuras e totalmente dependentes da amplitude da visão e da compreensão de quem os construiu. Talvez, alguns cenários sejam simplesmente impossíveis de serem construídos devido à natureza criativa imprevisível do ser humano e conseqüentemente das relações sociais.

4.2 OBJETIVOS

1. Calibrar e simular um modelo de qualidade de água como ferramenta para – em decorrência do processo de autodepuração – avaliar o impacto dos efluentes nas características das águas do rio Jacupiranguinha, bem como na recuperação do sistema, visando analisar e avaliar a formação de um gradiente ambiental contínuo ou descontínuo nos sistemas lóticos.

Para cumprir este objetivo o trabalho foi dividido em três etapas

(i) discretização do sistema, de acordo com a descrição do QUAL2K e calibração do modelo através de dados coletados em campo;

(ii) validação dos parâmetros de calibração em simulações prováveis, de forma a prever danos à qualidade da água ou ao volume hídrico;

(iii) discussão dos resultados, permitindo a tomada de ações presentes e futuras que incidam sobre a bacia.

2. Propor cenários que garantam os usos múltiplos da água.
3. Fornecer informações e subsídios que possam servir como base na tomada de decisões, para o interesse da comunidade do município de Cajati (comitê de bacia hidrográfica, agricultores, consumidores e usuários dos recursos naturais)

4.3 REVISÃO DA LITERATURA

Um dos maiores problemas relacionados aos recursos hídricos é o excesso de carga poluidora, doméstica ou industrial, lançada em rios e a crescente demanda que diminui as vazões e favorece as contaminações.

Hoje, as ações sobre o meio ambiente devem ser observadas em uma escala global, e não mais numa óptica local. A poluição de um rio devido ao lançamento de efluentes não ficará restrita ao trecho do rio onde ocorre o lançamento, mas comprometerá toda a bacia hidrográfica deste rio, bem como a região estuarina onde este rio lança suas águas (CUNHA, ROSMAN e MONTEIRO, 2003). Para isto, o monitoramento e o controle da poluição são ferramentas úteis e que podem ajudar a reduzir a degradação dos ambientes aquáticos, pois nos permite conhecer esses processos de degradação e mitigar seus efeitos, como uma forma de manter a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Existem inúmeros sistemas, modelos e equações que podem ser aplicados a situações distintas, dependendo dos objetivos, dados e informações disponíveis, do nível de resultados desejados e da infra-estrutura computacional disponível, dentre outras variáveis que envolvem a aplicação de modelos. (COELHO, 2004).

Os modelos matemáticos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. Podem ser utilizados para ajudar a mitigar problemas de poluição, além de possibilitar a compreensão do ambiente e sua visualização de forma integrada, pois os modelos matemáticos integram informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997).

Para Tucci (1998) os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico científico.

Modelos de qualidade de água vêm sendo utilizados extensivamente na tentativa de criar um consenso sobre medidas de manejo visando sua preservação. Estes modelos têm como objetivo descrever mudanças espaciais e temporais nos parâmetros analisados.

A escolha de um modelo matemático depende das características do sistema a ser simulado, do nível de precisão desejado em função dos objetivos do projeto, dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados (TUCCI 1998).

O precursor dos modelos de qualidade de água foi o de Streeter-Phelps (1925) que analisava apenas dois processos, a reaeração atmosférica e a desoxigenação, resultantes do balanço entre o oxigênio dissolvido e a DBO (GUASTALDINI e TEIXEIRA, 2001) e que consideravam a velocidade do rio constante.

Desde a criação deste modelo, que representou um marco na história da engenharia sanitária e ambiental, os modelos de qualidade de água evoluíram, introduzindo os ciclos do nitrogênio e fósforo, produção de algas e outros componentes. Todos são elaborados para solucionar os diversos problemas de qualidade de água e possuem um objetivo em comum, que é auxiliar gestores de recursos hídricos na tomada de decisões.

Alguns países têm estabelecido leis sobre o manejo da qualidade da água, onde a modelagem é parte integral do processo constituindo uma ferramenta de planejamento específica para determinados rios. Em geral, estes programas enfatizam a poluição pontual baseando-se no balanço de massa para descargas de efluentes em um rio e as taxas de diluição necessárias para manter determinado padrão de qualidade da água, de forma que a modelagem do escoamento é geralmente mais importante do que a modelagem da qualidade.

Por outro lado, há uma gradual ênfase na modelagem da qualidade, como resultado de pesquisas realizadas no Brasil, na Alemanha, Dinamarca, Holanda e Inglaterra, onde agências ambientais usam métodos estocásticos simples para análise de dados visando auxiliar nas decisões sobre atividades de recuperação ou permissão para descargas de efluentes.

Como pode ser visto na **Tabela 4.1**, os modelos de qualidade de água internacionais mais amplamente utilizados e atualmente disponíveis são, adaptado de Cox (2003) e Araújo (2005):

Tabela 4.1 – Modelos internacionais de qualidade de água atualmente disponíveis.

Nome do modelo	Características	Origem
SIMCAT TOMCAT	Modelos usados no Reino Unido para melhorar a qualidade da água em rios a partir da predição do comportamento da qualidade da água.	England and Wales Environmental Agency (EA)
QUAL2E	Modelo unidimensional de estado permanente usado para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais. É amplamente usado em todo o mundo, inclusive no Brasil.	USEPA
QUASAR HERMES QUESTOR	Modelos denominados atualmente apenas como QUASAR. São capazes de simulações com múltiplas influências	Scottish Environmental Protection Agency (SEPA)
MIKE 11	Modelo concebido de forma modular. Amplamente utilizado para simulação de poluição urbana para avaliação de descargas intermitentes.	Danish Hydraulics Institute (DHI)
WASP	Modelo para simulação a análise de água. Tem sido amplamente usado nos Estados Unidos e na América latina	Hydroscience
WQRRS	Modelo de qualidade da água para sistemas de rios e reservatórios	Hydrologic Engineering Center (HEC)

O Brasil também têm desenvolvido alguns modelos de qualidade de água que se ajustam melhor às características de rios tropicais.

- MQA (Modelo de qualidade de água) do SisBAHIA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental): trata-se de um conjunto de modelos de transporte Euleriano, para simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade de água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa. O diferencial deste modelo é que as reações cinéticas (processos químicos e biológicos) são definidas para cada substância.
- IPH – MGBq (Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias): é estruturado basicamente em duas partes: uma para a simulação hidrológica, denominada módulo de quantidade e outra para simulação da qualidade da água na bacia, rios e reservatórios, o módulo de qualidade. O modelo hidrológico distribuído (módulo de quantidade) foi desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS por Collischonn (2001) para a simulação de grandes bacias. O módulo da qualidade foi adaptado ao modelo hidrológico de grandes bacias por Tucci e Collischonn (TUCCI et al 2003), possibilitando a representação da geração de cargas poluentes difusas e pontuais na bacia e seu transporte e reações cinéticas ao longo de rios e reservatórios, para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais (Larentis 2004).
- FIST-ADEQ (CUNHA, ROSMAN e MONTEIRO, 2003): foi construído considerando as seguintes substâncias: Salinidade, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrogênio Amônia, Nitrogênio Nitrato e Biomassa, além dos ciclos do oxigênio e do nitrogênio. Este modelo permite o estudo de descargas de efluentes com diferentes temperaturas, além do estudo da influência da temperatura nas reações químicas, biológicas e físicas, a partir dos coeficientes de temperatura para cada reação específica

Segundo Rauch e colaboradores (2003)⁷, citado por Araújo (2005) a elaboração e utilização de modelos derivam dos aspectos regulatórios e da legislação de cada país, podendo ser utilizados como ferramentas para controle de lançamentos de poluentes.

Numa pesquisa da literatura disponível realizada por Cox (2003) constatou-se a produção de centenas de artigos sobre o uso de modelos de qualidade de água e a grande maioria refere-se ao uso do QUAL2E, com registro de aplicações em diversos países. De fato, este modelo é amplamente utilizado em diversos países devido à sua disponibilidade pela internet e à vasta literatura sobre sua aplicação.

Em 2002, Park e Lee estudaram o rio Nakdong na Coreia utilizando o modelo QUAL2E após a introdução de modificações na estrutura computacional e adição de

⁷ RAUCH, W., HENZE, M., KONCSOS, L., REICHERT, P., SHANAHAN, P., SOMLYÓDY, L. e VANROLLEGHEM, P. River Water Quality Modelling: I. State of art. *Water Science and Technology*, 1998. v. 38, n.11, 4, p. 237-244

interações entre os constituintes, como conversão de mortandade de algas em DBO, desnitrificação e alteração no OD causada por plantas fixas. Estas mudanças geraram um novo modelo, o QUAL2K, cuja calibração foi executada e comparada com o QUAL2E. Na comparação entre as duas versões, OD, DBO e nitrogênio total obtiveram melhor correlação com os dados medidos em campo devido a suas propriedades de considerar outras interações. Os autores puderam concluir que fontes autóctones e o processo de desnitrificação exercem importante papel na demanda bioquímica de oxigênio e na dinâmica do nitrogênio.

4.3.1 O modelo QUAL2K

O modelo QUAL2K é aplicado na simulação da qualidade de água em córregos e rios. Baseia-se em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, podendo ser utilizado para simular o comportamento de diversos indicadores e parâmetros de qualidade da água.

A estrutura de funcionamento do modelo QUAL2K parte dos seguintes pressupostos (CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008):

- Modelo Unidimensional: O canal é bem misturado verticalmente e lateralmente.
- Fluxo Constante: O fluxo constante não uniforme é simulado.
- O balanço diurno do calor: O balanço e a temperatura do calor são simulados em função da meteorologia em condições diurnas.
- Cinética das reações da qualidade da água diurna: Todas as variáveis da qualidade da água também são simuladas em uma escala de tempo diurna.
- Entradas dos dados de calor e massa: As cargas pontuais e não pontuais e os pontos de saída são simuladas.
- Modelo segmentado: O QUAL2K segmenta o corpo de água em trechos igualmente espaçados. Os carregamentos múltiplos e as saídas podem ser inseridos em todo o segmento em qualquer alcance.
- Distinção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO): O QUAL2K usa duas formas de DBO para representar o carbono orgânico, uma de oxidação lenta (DBO lenta) e uma oxidação rápida (DBO rápida).
- Ambientes anóxicos: O QUAL2K engloba situações anóxicas reduzindo as reações de oxidação a zero em níveis baixos do oxigênio. Além disso, a desnitrificação é modelada como uma reação de primeira ordem que ocorre em concentrações de oxigênio baixas.
- Algas inferiores: O modelo simula diretamente o agrupamento de algas inferiores. Estas algas têm a estequiometria variável de N e de P.

- Redução da luz. A redução da luz é calculada em função do fitoplâncton, dos detritos, e dos sólidos inorgânicos.
- pH: A alcalinidade e o carbono inorgânico total são simulados, sendo o pH do rio simulado com base nestas duas quantidades.
- Patógenos: Um patógeno genérico é simulado. A remoção do patógeno é determinada em função da temperatura, da luz, e da sedimentação.

Ressalta-se que não é necessário utilizar todos os parâmetros para a simulação. Todavia, dependendo do que se deseja simular, alguns parâmetros são fundamentais.

4.3.1.1 Representação conceitual

O QUAL2K considera toda a extensão do rio com características hidráulicas constantes em cada trecho, como inclinação do talude, largura de fundo etc. A **Figura 4.1** representa a divisão do rio em trechos que são numerados em ordem crescente, começando pela cabeceira. Pelo fato do software QUAL2K considerar o rio como uma junção de diversos segmentos (com dimensão determinada no momento de criação de cada modelo), limita-se a precisão dos dados de saída a essas divisões. Ou seja, os dados são fornecidos pontualmente apenas nas intersecções dos segmentos e não em qualquer local do rio.

Figura 8 – Esquema de segmentação do QUAL2K em trechos para um rio sem tributários. Adaptado de CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008.

O curso de água é dividido em um número de elementos computacionais e, para cada elemento, é feito um balanço hidrológico em termos de fluxo ($m^3.s^{-1}$), balanço

energético em termos de temperatura e balanço de massa em termos de concentração. Esta divisão em elementos está esquematizada na **Figura 4.2**.

Figura 9 – Subdivisão de um trecho em 4 elementos computacionais de igual comprimento. Adaptado de CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008.

O QUAL2K (versão 2.11 b8) possui oito opções para o cálculo do coeficiente de reaeração (k_2), sendo seis equações preditivas empíricas da literatura, uma opção para modelo opcional (cálculo interno) e uma opção para valores medidos. Sugere-se, no próprio manual do modelo, a opção de cálculo interno que seleciona automaticamente, para cada segmento simulado, o modelo mais adequado entre O'Connor-Dobbins, Owens-Gibbs e Churchill de acordo com as características hidráulicas de cada trecho (COVAR, 1976).

Sendo H a altura da coluna de água e U a velocidade de escoamento:

- Se $H < 0.61$ m, usa-se a formula de Owens-Gibbs;
- Se $H > 0.61$ m e $H > 3.45 U^{2.5}$, usa-se a fórmula de O'Connor-Dobbins;
- Senão, usa-se a formula de Churchill.

Essa três fórmulas foram desenvolvidas para diferentes tipos de rios, com faixas de atuação que se complementam. O'Connor-Dobbins, por exemplo, é largamente aplicada por ser apropriada para rios profundos com moderada a baixa velocidade, enquanto a fórmula de Churchill é aplicada para profundidades similares, mas para rios rápidos e a de Owens-Gibbs relaciona o uso para rios rasos. Esta relação entre as três equações, assim como a variação de k_2 , pode ser vista na **Tabela 4.2**.

Tabela 2 – Variação de profundidade e velocidade usada no cálculo de reaeração e faixa de aplicabilidade dos valores de k_2 para cada fórmula

Parâmetro	O'Connor-Dobbins	Owens-Gibbs	Churchill
Profundidade (m)	0,60 – 4,0	0,10 – 0,60	0,60 – 4,0
Velocidade (m.s-1)	0,05 – 0,80	0,05 – 1,50	0,80 – 1,50
k_2	0,6 – 7,1	9,8 – 104,1	1,3 – 11,7

A discretização do sistema a ser modelado e a calibração com dados experimentais, é fundamental para que haja consistência entre as simulações e a realidade e, com isso, a

modelagem possa ser efetivamente usada como ferramenta em processos decisórios. A confiabilidade dos dados observados, o domínio das condições hidráulicas e morfológicas da bacia, a exata localização dos pontos de descarga e retirada das indústrias e municípios circunvizinhos são fatores fundamentais para uma calibração bem feita.

Quanto maior o nível de conhecimento sobre a bacia a ser modelada, mais precisa será a calibração, a ser concluída na definição de uma boa correlação entre os dados calculados e observados. A análise da situação da bacia se dá em função dos resultados obtidos na calibração, permitindo a consistência no gerenciamento dos recursos e no processo de tomada de decisões sobre o sistema fluvial (CHAPRA, PELLETIER e TAO, 2008).

4.3.2 Trabalhos relacionados

Kannel et al (2007) simularam a qualidade das águas do rio Bagmati, no Nepal, que recebe esgoto não tratado dos municípios adjacentes, causando significativa redução das concentrações de oxigênio dissolvido. Como as coletas em campo foram escassas (apenas uma amostragem por estação de coleta realizada no período seco), os autores utilizaram a versão QUAL2Kw, que utiliza algoritmos genéticos na calibração, desenvolvido por Pelletier, Chapra e Tao (2006) para melhor ajustar os resultados obtidos com a modelagem aos dados medidos em campo. Os autores conseguiram definir um cenário que garanta as condições mínimas de qualidade exigidas pela legislação local.

Sardinha et al (2008) utilizaram o QUAL2K na modelagem do oxigênio dissolvido no Ribeirão do Meio em Leme, SP. A calibração do modelo foi determinada ajustando os coeficientes chaves de modo que o modelo reproduzido observasse as condições da qualidade de água que foram adquiridas pelas análises físico-químicas de amostras de águas fluviais coletadas no Ribeirão do Meio. O modelo conseguiu identificar as várias zonas de autodepuração e indicou a necessidade de tratamento de esgotos em nível secundário, com eficiência de 76% de remoção de DBO para que suas águas sempre permanecessem com a concentração de oxigênio dissolvido acima de 5 mg/L, valor recomendado para seu enquadramento na classe 2.

Silvino (2008) simulou através do QUAL2K a repercussão de diversos cenários hipotéticos relacionados às políticas de gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Coxipó, MT. Ela calibrou o modelo para as variáveis DBO₅, oxigênio dissolvido e *Escherichia coli*, cujos resultados indicaram necessidade de forte intervenção em saneamento para melhoria da qualidade da água.

4.3.3 Limitações do modelo

Gonçalves (2009) analisou o modelo QUAL2K e encontrou algumas limitações referentes à simulação da qualidade das águas brasileiras. Uma breve colocação sobre as principais limitações do modelo faz-se aqui necessária, visto que o trabalho convive com muitas delas e estas se constituem nas maiores fontes de erro entre as curvas calculadas e observadas, acarretando falhas na calibração.

O modelo QUAL2K foi criado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para adequar as fontes contínuas de poluição aos padrões de qualidade exigidos pela legislação norte-americana. Por isso, ele apresenta algumas limitações funcionais e estruturais, como por exemplo, a dificuldade em realizar simulações em regime não-permanente.

Segundo o mesmo autor (op.cit.) os estudos em regimes não-permanentes são importantes para avaliar a qualidade e a dinâmica de um corpo hídrico, além do comprometimento de suas águas devido ao uso como receptoras de descargas acidentais degradadoras. Exemplos de descargas acidentais são: rompimentos em tubulações, em estações de tratamento de efluentes, acidentes de transporte, entre outros, que podem despejar grandes quantidades de matéria orgânica em curtos períodos de tempo, ocasionando impacto negativo intenso.

Outra limitação encontrada no QUAL2K refere-se à sua calibração. Um parâmetro bastante relevante na calibração é o coeficiente de reaeração k_2 , para o qual as previsões do modelo se mostram bem sensíveis. Geralmente, k_2 é tido como função da temperatura, profundidade do canal e velocidade. Entretanto, descargas intermitentes associadas à drenagem urbana, transbordamentos ou chuvas intensas geram fontes não pontuais que inferem nas variações do fluxo do rio e, conseqüentemente, no valor de k_2 . Sendo assim, é no mínimo incorreta a suposição de que k_2 permanece um valor sempre constante em cada trecho (PALMIERI, 2003).

Além disso, segundo Gonçalves (2009), o k_2 é calculado no Brasil com equações que representam a reoxigenação superficial em rios de países temperados, como as equações de O'Connor & Dobbins, Churchill e Owens e o usuário encontra dificuldades em modificar sua estrutura interna para adequá-las aos países tropicais.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Discretização do rio Jacupiranguinha

Foram simulados 24 km do rio Jacupiranguinha, compreendendo a área urbana e regiões rurais antes e após o trecho urbano do município de Cajati, até seu encontro com o rio Jacupiranga. Cada trecho do rio foi subdividido em sub-trechos de 0,5 km que representam o comprimento dos elementos computacionais. Esses elementos são a unidade computacional fundamental do modelo, no qual o programa realiza as simulações através de balanços de massa e energia.

O diagrama unifilar do trecho simulado do rio Jacupiranguinha pode ser visto na **Figura 4.3**. Cada seta com uma marcação em quilômetros é o início de cada trecho e os quadrados numerados são os elementos computacionais de cada um. Também é possível observar o local de entrada da poluição pontual, representada pelo efluente da estação de tratamento de esgotos e os locais nos quais foram consideradas as poluições difusas.

Como foi visto no capítulo 2, o efluente industrial de Cajati altera significativamente a qualidade das águas desse rio, principalmente em relação às concentrações de compostos fosfatados. Por este motivo, o trecho à jusante deste efluente foi simulado separadamente, para que se pudessem fazer cenários mais eficientes em relação ao tratamento desta fonte pontual.

Figura 10 - Diagrama unifilar do trecho simulado do rio Jacupiranguinha, mostrando o tamanho de cada trecho e as fontes pontuais e difusas.

A seguir está esquematizado o diagrama unifilar deste segundo segmento simulado (**Figura 4.4**). Este segmento possui 9,5 km de extensão e para os elementos computacionais foram considerados trechos de 0,2 km.

Figura 11 - Diagrama unifilar do trecho à jusante do lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha, mostrando o tamanho de cada trecho e os locais de poluição pontual e difusa.

4.4.2 Dados de entrada do modelo

Alguns dados foram inseridos para que se pudessem realizar as simulações. São eles: coordenadas geográficas, altitude, declividade e distância entre a foz do rio principal o cada trecho simulado, concentrações de sólidos suspensos inorgânicos, oxigênio dissolvido, DBO, nitrato, fósforo orgânico, coliformes fecais, temperatura da água e vazões nos pontos de coleta e nos trechos, velocidade e profundidade do rio, coeficientes cinéticos, como o coeficiente de remoção global de DBO e o coeficiente de reaeração. O modelo de integração adotado foi o de Runge-Kutta.

4.4.3 Calibração do modelo

A seguir, uma breve descrição de como foi feita a calibração do modelo para as variáveis hidráulicas:

- Vazão: utilizou-se a vazão média, sendo que a diferença da vazão do trecho de jusante com o trecho de montante foi considerada como fonte difusa;
- Velocidade de escoamento: a velocidade média de cada elemento foi inserida no modelo e sua calibração foi feita com base na declividade da bacia e do n de Manning para canais naturais;
- Altura da água: utilizou-se a altura média de cada elemento e sua calibração era obtida com base na rugosidade de canal (n de Manning).

Para as variáveis limnológicas foram utilizados dados obtidos em campo nas campanhas de amostragem do rio Jacupiranguinha correspondente aos períodos considerado chuvoso e seco. A subtração dos dados de jusante com montante foi considerada como fonte difusa.

4.4.4 Simulação de cenários

A **Tabela 4.3** apresenta alguns valores característicos da urbanização e dados médios de descargas no rio Jacupiranguinha (CETESB, 2008) que foram utilizadas na elaboração dos cenários.

Tabela 3 – Dados médios de descargas no rio Jacupiranguinha

Parâmetros	Valores	Unidade
Número de habitantes	28.310	hab.
População urbana	20.824	hab.
Área	455,9	km ²
Densidade demográfica	62	hab.km ⁻²
Cobertura da rede sanitária	62	%
Porcentagem esgoto tratado	90	%
Eficiência	45	%
Carga poluidora domiciliar potencial	1.124	kg.DBO.dia ⁻¹
Carga polidora domiciliar remanescente	845	kg.DBO.dia ⁻¹
ICTEM	5,7	---

(ICTEM = Indicador de coleta e tratamento de esgoto da população urbana de município)

Feita a calibração, foram simulados alguns cenários considerando alguns fatores que influenciam a qualidade da água, como o crescimento populacional e mudanças nos usos da terra. Dentro destas condições foram avaliados futuros alternativos otimistas e pessimistas.

Foram elaborados cenários para poluição difusa e cenários para poluição pontual do efluente industrial, sempre considerando os períodos chuvoso e seco.

A seguir, breve descrição dos cenários elaborados:

Cenário atual: Poluição difusa e eficiência de coleta e tratamento de esgotos de 45%, referente ao ano de 2010.

Cenário 1: Tratamento de poluição difusa com remoção de 20% de sólidos inorgânicos, DBO, nitrato, fósforo orgânico e coliformes fecais e aumento da eficiência da coleta e do tratamento de esgotos domésticos de 45% para 90%.

Cenário 2: Tratamento de poluição difusa com remoção de 60% das mesmas variáveis do cenário 1 e mantendo o aumento da eficiência da coleta e do tratamento de esgotos domésticos para 90%.

Cenário 3: Estimativa de aumento da população do município de Cajati para 2020 sem qualquer tipo de tratamento.

Cenário 4: Estimativa de aumento da população do município de Cajati para 2035 sem qualquer tipo de tratamento.

Cenário 5: Estimativa de aumento da população do município de Cajati para 2060 sem qualquer tipo de tratamento.

Cenário 6: Estimativa de aumento da população do município de Cajati para 2020 com 60% de remoção da poluição difusa e eficiência do tratamento de esgoto de 90%

Cenário 7: Estimativa de aumento da população do município de Cajati para 2060 com 60% de remoção da poluição difusa e eficiência do tratamento de esgoto de 90%

Cenário 8: Tratamento da poluição difusa e do efluente industrial com remoção de 20% de DBO e fósforo orgânico.

Cenário 9: Tratamento da poluição difusa e do efluente industrial com remoção de 60% de DBO e fósforo orgânico.

Cenário 10: Lançamento do efluente industrial com concentrações de fósforo 10 vezes menor.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade consiste em variar alguns parâmetros de entrada no modelo com finalidade de simular diferentes condições do corpo receptor e das reações envolvidas. Esta análise foi feita conforme descrito em Von Sperling (2007).

A análise de sensibilidade (**Tabela 4.4**) foi feita para as variáveis oxigênio dissolvido e DBO e os parâmetros selecionados foram o coeficiente de desoxigenação (k_1) e o de reaeração (k_2). Cada parâmetro variou dentro de um intervalo de valores para mais ou menos 20% a partir do valor usado na calibração.

Tabela 4 - Análise de sensibilidade para o rio Jacupiranguinha no período seco

OD			DBO	
Coeficientes	k_1	k_2	k_1	k_2
Intervalo de valores	0,10 – 0,80	0,25 – 0,40	0,10 – 0,80	0,25 – 0,40
Diferença dos valores (mg.L ⁻¹) simulados para os dois valores extremos	0,09	0,12	0,10	0,0

O coeficiente de desoxigenação (k_1) apresentou diferença de concentrações de OD e DBO para os dois extremos de k_1 de 0,09 mg.L⁻¹ e 0,10 mg.L⁻¹, respectivamente, enquanto o coeficiente de reaeração (k_2) apresentou diferença de 0,12 mg.L⁻¹ para as concentrações de OD e não apresentou diferença para as de DBO. Verificou-se com isso que o k_2 influenciou mais fortemente nos resultados das simulações de oxigênio dissolvido. Por outro lado, as simulações da DBO foram mais influenciadas pelo k_1 .

Os valores de DBO demonstraram insensibilidade de variação do coeficiente k_2 . É possível que isto tenha ocorrido em função da pequena magnitude dos valores. Larentis (2004) ressaltou que o resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros pode ser alterado em função da magnitude dos valores de concentração em que se esteja trabalhando.

4.5.2 Influência da vazão nos valores simulados pelo QUAL2K

O QUAL2K considera a vazão constante em cada elemento computacional, e calcula a vazão de saída a partir do somatório das vazões pontuais e difusas que entram. A partir dessas vazões, o modelo simula as variações espaciais das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas do rio.

Para verificar a influência da vazão nos resultados de qualidade de água, realizaram-se simulações com dois conjuntos de vazões. O primeiro conjunto (vazão A) representou somente as vazões medidas em campo e o segundo conjunto (vazão B), além das vazões

medidas, aquelas que foram inseridas como contribuições difusas para o trecho do rio. Isto permite que os valores simulados pelo modelo se aproximem mais dos dados medidos em campo. Essas simulações foram realizadas com dados do período chuvoso e para os dois conjuntos mantiveram-se os mesmos valores de k_1 e k_2 e podem ser vistos na **Figura 4.5**.

Figura 12 - Variação espacial das vazões medidas e das duas vazões simuladas. Vazão A = simulada sem a vazão difusa; vazão B: simulada com as vazões difusas

As **Figuras 4.6 a 4.11** mostram as simulações dos dois conjuntos de vazões para as variáveis oxigênio dissolvido, DBO, sólidos inorgânicos, nitrato, fósforo orgânico e coliformes fecais no período chuvoso.

Figura 13 - Variação espacial do oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) para as duas vazões simuladas.

Figura 14 - Variação espacial da DBO (mg.L^{-1}) para as duas vazões simuladas.

Figura 15 - Variação espacial da concentração de sólidos inorgânicos (mg.L^{-1}) para as duas vazões simuladas.

Figura 16 - Variação espacial das concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para as duas vazões simuladas.

Figura 17 - Variação espacial das concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para as duas vazões simuladas.

Figura 18 - Variação espacial das concentrações de coliformes fecais (UFC/100ml) para as duas vazões simuladas.

É possível observar pelas figuras que na vazão A, que não considera as vazões difusas, as concentrações das variáveis selecionadas foram subestimadas. Isto pode gerar erros de interpretação, principalmente no período chuvoso cuja maior contribuição, para o rio Jacupiranguinha, é de origem difusa. As maiores variações foram notadas para DBO ($0,37 \text{ mg.L}^{-1}$), sólidos inorgânicos (50 mg.L^{-1}) e coliformes fecais (1.792 UFC/100ml). As concentrações de nitrato foram as que apresentaram a menor variação entre as duas vazões simuladas.

Como foi descrito no capítulo 2, há algumas situações no entorno do leito do rio que esclarecem essa variação, como ausência de mata ciliar, grandes erosões das margens e atividades de pastagens. Devido a estes resultados verificou-se a importância de se estimar essas vazões difusas, que não puderam ser medidas, para que os resultados fossem mais precisos. Todas as simulações foram, portanto, realizadas com as vazões do conjunto B.

4.5.3 Simulação da poluição difusa

4.5.3.1 Simulação das variáveis selecionadas para o período chuvoso

A **Figura 4.12** apresenta as simulações de oxigênio dissolvido, DBO, sólidos inorgânicos, nitrato, fósforo orgânico e coliformes fecais no período chuvoso e a **Tabela 4.5** mostra os valores simulados, observados e os resíduos em cada trecho do rio.

Figura 19 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹), sólidos inorgânicos (mg.L⁻¹), nitrato (µg.L⁻¹), fósforo orgânico (µg.L⁻¹) e coliformes fecais (UFC/100ml) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

As concentrações de fósforo orgânico foram as que obtiveram as menores diferenças entre o observado e o simulado pelo modelo, apenas 2,6% de diferença. As maiores diferenças foram constatadas nas concentrações de coliformes fecais, totalizando 19,8%

entre o observado e o simulado. Mesmo assim, essa diferença não é considerada muito significativa.

Todas as variáveis responderam à entrada do efluente da ETE, porém, por conta das chuvas e do efeito de diluição, o escoamento difuso influenciou mais fortemente as concentrações das variáveis analisadas e o modelo simulou satisfatoriamente esta situação.

Tabela 5 - Resultados das simulações para todas as variáveis analisadas no período chuvoso no rio Jacupiranguinha

Distância (km)	OD			DBO			ISS		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	8,96	8,96	0	0,7	0,7	0	42	42	0
7,65	7,9	7,9	0	0,99	0,6	39,1	40,93	36	12
10,20	7,76	8,12	4,6	1,06	1,05	1,1	46,58	54	15,9
12,78	7,78	8,06	3,6	1,14	1,17	3,1	60,69	59	2,8
14,34	7,71	8,16	5,7	1,20	1,65	38,1	68,23	68	0,3
21,46	6,65	6,59	0,9	1,28	1,07	16,6	100,9	118	16,8
24,36	5,96	7,54	26,4	1,25	1,17	6,7	135,4	134	1
Resíduo médio	5,9			14,9			6,9		

Distância (km)	Nitrato			P org			Coliformes		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	1180	1180	0	12	12	0	1800	1800	0
7,65	1220	1317	7,9	9,4	9	4,3	1819	1600	12
10,20	1226	1223	0,2	9,57	10	4,5	2086	2100	0,6
12,78	1227	1310	6,7	10,92	11	0,7	2720	3200	17,6
14,34	1236	1320	6,7	11,61	12	3,4	3022	1900	37,1
21,46	1475	1480	0,3	---	---	---	4005	5700	42,3
24,36	1665	1350	18,9	---	---	---	3676	2600	29,2
Resíduo médio	5,8			2,6			19,8		

Nota: OD = oxigênio dissolvido; SSI = sólidos suspensos inorgânicos; P org = fósforo orgânico; sim. = simulado e obs. = observado

4.5.3.2 Simulação das variáveis selecionadas para o período seco

A **Figura 4.13** apresenta as simulações de oxigênio dissolvido, DBO, sólidos inorgânicos, nitrato, fósforo orgânico e coliformes fecais no período chuvoso e a **Tabela 4.6** mostra os valores simulados, observados e os resíduos em cada trecho do rio.

Figura 20 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹), sólidos inorgânicos (mg.L⁻¹), nitrato (µg.L⁻¹), fósforo orgânico (µg.L⁻¹) e coliformes fecais (UFC/100ml) no período seco no rio Jacupiranguinha.

No período seco, as variáveis fósforo orgânico, sólidos inorgânicos e coliformes fecais foram as que apresentaram as maiores diferenças, respectivamente 43,9%, 37,8% e 32,8%. A variável coliformes fecais foi a mais sensível em relação ao efluente da ETE com aumento significativo de suas concentrações após seu lançamento, que ocorre aproximadamente no quilômetro 14 do trecho simulado do rio Jacupiranguinha.

Tabela 6 - Resultados das simulações para todas as variáveis analisadas no período seco no rio Jacupiranguinha

Distância (km)	OD			DBO			ISS		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	5,3	5,3	0	2,37	2,37	0	5,0	5,0	0
7,65	4,05	3,86	4,7	2,83	2,80	0,98	5,0	5,0	0
10,20	4,02	3,74	6,9	2,89	2,80	3	4,88	10,0	105
12,78	4,04	3,93	2,7	3,07	3,57	16,3	4,65	2,0	57
14,34	4,01	4,0	0,18	3,04	3,33	9,5	4,61	4,0	13
21,46	3,82	4,84	26,6	2,79	2,13	23,6	4,54	1,0	78
24,36	3,76	4,01	6,6	2,71	2,80	3,4	4,51	4,0	11
Resíduo médio			6,85			8,12			37,8

Distância (km)	Nitrato			P org			Coliformes		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	307	307	0	845	845	0	1000	1000	0
7,65	323,2	323	0,9	155,9	23	85,2	1130	1200	6,2
10,20	352,3	350	0,6	79,3	8	89,9	1228	1600	30,2
12,78	401,5	400	0,3	34,7	48	38,4	4402	4900	11,3
14,34	420	480	14,1	33	35	6,1	3530	500	85,8
21,46	483	510	5,6	---	---	---	2234	1000	55,2
24,36	515	513	0,5	---	---	---	1696	1000	41
Resíduo médio			3,17			43,9			32,8

Nota: OD = oxigênio dissolvido; SSI = sólidos suspensos inorgânicos; P org = fósforo orgânico; sim. = simulado e obs. = observado

4.5.4 Simulação da poluição pontual do efluente industrial

4.5.4.1 Período chuvoso

A **Figura 4.14** apresenta as simulações de oxigênio dissolvido, DBO e fósforo orgânico no período chuvoso para o trecho à jusante do lançamento industrial modelado separadamente no rio Jacupiranguinha e a **Tabela 4.7** mostra os valores simulados, observados e os resíduos em cada segmento do rio.

Figura 21 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹) e fósforo orgânico (µg.L⁻¹) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.

As menores diferenças entre os valores simulados e observados foram constatadas para o oxigênio dissolvido, com apenas 7,5%. DBO e fósforo orgânico apresentaram as

maiores diferenças, respectivamente 19,7% e 19,5%, porém consideradas pouco significativas.

Tabela 7 - Resultados das simulações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.

Distância (km)	OD			DBO			P org		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	4,53	4,53	0	0,8	0,8	0	15	15	0
0,53	4,53	3,6	20,5	0,79	3,2	6,2	11017	11150	1,2
1,14	3,69	3,9	5,6	2,88	2,6	9,7	9270	6430	30,6
6,24	3,46	3,7	7	1,49	1,6	7,5	2697	817	69,7
8,67	3,58	3,6	0,5	1,05	0,7	33,6	2448	2317	5,3
9,31	3,64	3,9	7,1	0,94	1,4	49	2372	2517	6,1
9,50	3,68	4,1	11,5	0,88	0,6	32	2332	1534	34,2
Resíduo médio			7,5			19,7			19,5

4.5.4.2 Período seco

As simulações para o período seco do efluente industrial estão na **Figura 4.15** e os resultados numéricos dessas simulações podem ser vistos na **Tabela 4.8**. Nota-se que no período seco as diferenças entre os valores observados e simulados foram bem menores do que no período chuvoso. Isto pode ser explicado pela menor influência, neste período, do escoamento difuso.

Figura 22 - Variação espacial simulada e observada de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹) e fósforo orgânico (µg.L⁻¹) no período seco no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.

Tabela 8 - Resultados das simulações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), DBO (mg.L^{-1}) e fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no trecho à jusante do lançamento do efluente industrial rio Jacupiranguinha.

Distância (km)	OD			DBO			P org		
	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)	Sim.	Obs.	Resíduo (%)
0,0	5,4	5,4	0	3,3	3,3	0	52	52	0
0,53	4,97	4,7	5,47	2,3	2,2	4,9	37417	37555	0,36
1,14	4,99	5	0,14	2,33	2,4	2,9	31403	27324	12,9
6,24	4,81	4,8	0,2	1,89	1,9	0,47	9193	12067	31,2
8,67	4,96	4,4	11,3	2,14	2,1	1,9	4771	4775	0,06
9,31	5,05	4,9	3	2,29	2,8	22,2	3649	3629	0,5
9,50	5,08	5,1	0,4	2,37	2,3	2,8	3054	3755	22,9
Resíduo médio			2,94			5,05			9,74

4.5.5 Cenários

4.5.5.1 Cenários de tratamento de poluição difusa e projeções para populações futuras

Nos resultados destes cenários são mostradas variações longitudinais de todas as variáveis analisadas em dois períodos distintos: chuvoso e seco. Para o período chuvoso, foram considerados os dados obtidos no mês de setembro de 2005 e para o período de estiagem, aqueles obtidos em julho de 2005. Quando necessário, colocou-se nos gráficos dos cenários o padrão estabelecido para rios classe 2 da Resolução 357/05 do CONAMA para melhor visualização dos resultados.

4.5.5.1.1 Período chuvoso

Como mostram as **Figuras 4.16 a 4.21** estes cenários mostram uma degradação das variáveis, principalmente para os coliformes fecais (**Figura 4.21**) e oxigênio dissolvido (**Figura 4.16**).

Figura 23 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

É possível observar pela **Figura 4.16** que o tratamento imediato da poluição difusa e eficiência de coleta e tratamento do esgoto doméstico (Cenário 2) melhoraria em média 14,7% as concentrações de oxigênio dissolvido em relação às condições atuais, que mesmo assim ainda encontram-se em conformidade aos padrões estabelecidos pela legislação. Com o crescimento populacional, se não houver nenhum tipo de tratamento, as concentrações diminuirão em média 10% até 2035 (Cenário 4) e 22,5% em 2060 (Cenário 5) e as concentrações ficarão abaixo do limite mínimo estabelecido pelo CONAMA.

Em relação à DBO (**Figura 4.17**), os cenários mostram que, mesmo na pior situação (Cenário 5), esta variável, no período chuvoso, teria aumento de 48,6% em suas concentrações, porém ainda não representaria um problema significativo à qualidade das águas do rio Jacupiranguinha. Se houver tratamento imediato, esta situação melhoraria em 30% a qualidade da água, o que é sempre preferível.

Figura 24 - Resultados das simulações dos cenários propostos para a DBO (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

Figura 25 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

A mesma situação ocorre em relação às concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (**Figura 4.18**). Em 2060, sem nenhum tratamento, as concentrações estariam 46,8% maiores (cenário 5) em relação ao cenário atual, porém os cenários não contemplaram aumento da vazão difusa, mas somente em suas concentrações. Caso haja esse aumento de vazões, a situação se agravaria e passaria a ser um sério problema para a qualidade das águas, principalmente no período chuvoso cuja maior contribuição de sólidos é de origem difusa.

Mesmo com suas concentrações dentro dos padrões estabelecidos pela legislação, os sólidos em suspensão representam uma ameaça à vida aquática, uma vez que podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos bentônicos, que estão na base da cadeia alimentar de muitos peixes, podem ainda danificar os leitos de desova dos peixes e reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia.

Além disso, como foi visto no capítulo 2, as altas concentrações de sólidos suspensos inorgânicos encontrados no rio Jacupiranguinha foram associadas à ausência de mata ciliar, às atividades de pastagem e plantações de banana nas margens, que estão contribuindo para a aceleração dos processos erosivos e de assoreamento.

Caso se concretize um tratamento da poluição difusa imediatamente, as concentrações poderiam reduzir em aproximadamente 29,5% (cenário 2) e para 2060, mantido o tratamento, haveria redução de 10,8% nas concentrações (cenário 7) em relação à situação atual.

Em relação ao nitrato, pode-se observar na **Figura 4.19** um aumento estimado de aproximadamente 29,2% em suas concentrações nos próximos 50 anos caso não haja nenhuma intervenção à poluição difusa e pontual. Caso contrário, será possível reduzir suas concentrações em 6,4% em relação aos níveis atuais ou ainda, se o tratamento começar em 2010 poderá ocorrer redução de até 18% (cenário 2).

Figura 26 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

Conforme discutido no capítulo 2, o nitrato é um indicador de poluição remota, pois é o último estágio do processo de nitrificação. Apesar de as concentrações de todos os cenários mostrados na **Figura 4.19** estarem dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 e pela Portaria 1469/00 (10 mg.L^{-1} ou $10.000 \mu\text{g.L}^{-1}$), o nitrato pode tornar a água imprópria para beber, já que o composto está diretamente relacionado com o risco de câncer de estômago e bexiga. Também causa a metahemoglobinemia, doença conhecida como síndrome do homem azul. Pesquisas, ainda não conclusivas, tentam comprovar que concentrações elevadas de metahemoglobina no sangue de gestantes, ocasionadas pela ingestão de altas concentrações de nitrato em águas, podem induzir ao aborto espontâneo e má formação do feto (MANASSARAM, 2006).

Em relação ao fósforo orgânico, nota-se pela **Figura 4.20** que o aumento de suas concentrações se intensifica na zona rural (após o quilômetro 13) onde se concentram as áreas de cultivo da banana. O fósforo orgânico é adicionado ao solo via fertilizantes que se concentra na superfície. A decomposição da palha da bananeira libera compostos contendo fósforo que são altamente solúveis em água e estando na superfície, estão suscetíveis ao escoamento junto com a água de drenagem. Este fato pôde ser corroborado pelos cenários apresentados na **Figura 4.20**.

O aporte de fósforo orgânico para o rio Jacupiranguinha poderá aumentar 28% nos próximos 50 anos, isso sem levar em conta o lançamento do efluente industrial do município

de Cajati que contribui com concentrações muito acima daquela permitida pela legislação e que não foi considerada nestes cenários, pois foram simulados separadamente, conforme citado no item 4.4.1. (esses dados serão discutidos mais adiante).

Se o município e os proprietários rurais iniciarem o tratamento de 20% das fontes difusas, as concentrações poderão estar 5,8% menores nos próximos meses (Cenário 1) e se esse tratamento for de 60%, as concentrações podem chegar a uma redução de 17,3% no mesmo período. Mantendo-se este último tratamento, a estimativa é que as concentrações elevem-se apenas 6,5% nos próximos 50 anos (Cenário 7).

Figura 27 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

Na **Figura 4.21** são apresentadas as variações espaciais das concentrações de coliformes fecais para o rio Jacupiranguinha, para os vários cenários propostos. Todos os cenários mostram inconformidade com a Resolução CONAMA 357. É possível observar também que os cenários 2 e 6 podem elevar a classe de imprópria para própria segundo a Resolução CONAMA 274 (BRASIL, 2000) que estabelece os limites da concentração de organismos patogênicos, para águas de uso de recreação e de contato primário, onde as concentrações de coliformes fecais que ultrapassam 2500 UFC/100mL são classificadas como águas impróprias.

Atualmente, a quantidade de coliformes fecais no rio Jacupiranguinha é um problema sério, principalmente em períodos chuvosos. Nas regiões mais afetadas, a concentração chega a ser 4 vezes superior ao permitido pela legislação para rios classe 2.

Com a estimativa de crescimento populacional, esse aumento pode chegar a 8 vezes superior ao estabelecido pelo CONAMA nas regiões mais críticas. Percentualmente, a média de aumento das concentrações pode atingir 67,8% a mais que a atual em 2060.

Figura 28 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de coliformes fecais (UFC/100ml) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha.

4.5.5.1.2 Período seco

O crescimento populacional demanda maior quantidade de água que os dias atuais e conseqüentemente, produz maior quantidade de esgoto. Esses incrementos de esgoto, considerados como fontes pontuais podem ser visualizados com maior clareza no período seco, pois não há influência do efeito de diluição das chuvas. Os cenários apresentados a seguir também mostram a degradação de todas as variáveis analisadas, exceto o fósforo orgânico, que será explicado adiante.

A **Figura 4.22** mostra os cenários relativos ao oxigênio dissolvido. Esta variável que atualmente encontra-se em estado insatisfatório no período seco, com alguns trechos enquadrada como classe 3 e em outros em classe 4, tende a piorar se não for tomada nenhuma providência.

Figura 29 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) no período seco no rio Jacupiranguinha.

Um tratamento imediato de 60% da poluição difusa (cenário 2) melhoraria em 15,3% as concentrações de oxigênio dissolvido no rio Jacupiranguinha. Com o crescimento populacional, esta situação tende a se agravar. O Cenário 6 mostra melhora nas concentrações em 2020, porém, em 2060 a situação voltaria a ser crítica mantendo-se o mesmo tratamento (Cenário 7). Para que esta situação se reverta em 2060 seriam necessárias maiores eficiências que aquelas que foram consideradas nestes cenários.

Para a DBO a situação é menos crítica, porém deve-se ter o mesmo cuidado do oxigênio dissolvido. Se não houver tratamento nenhum, em 10 anos as concentrações poderão se elevar em 9,3% (Cenário 3), em 25 anos, 24,5% (Cenário 4) e em 50 anos aumentarão, em média, 59,8% (Cenário 5), como pode ser visto na **Figura 4.23**. Caso haja os tratamentos sugeridos nos cenários, em 10 anos poderá haver uma redução de 27% (Cenário 6) em relação às concentrações atuais e redução de até 12% em 2060 (Cenário 7).

Figura 30 - Resultados das simulações dos cenários propostos para a DBO (mg.L^{-1}) no período seco no rio Jacupiranguinha.

Na **Figura 4.24** são apresentados os vários cenários para a concentração de sólidos suspensos inorgânicos. Os cenários 1, 2, 6 e 7 favorecem a redução das concentrações, contudo essas melhorias possuem pouca expressividade. Isso pode ser decorrente do fato desta variável não ser, em períodos secos, o principal problema de qualidade da água para o rio Jacupiranguinha, onde intervenções para redução de sólidos em fontes pontuais apresentariam pouca influencia em sua qualidade.

Figura 31 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) no período seco no rio Jacupiranguinha.

Vale lembrar que a principal origem de sólidos no rio Jacupiranguinha provém de fontes difusas e que estas colocações só são válidas quando não há escoamento difuso.

Em relação ao nitrato, pode-se observar na **Figura 4.25** um aumento estimado de aproximadamente 51,7% em suas concentrações nos próximos 50 anos caso não haja nenhuma intervenção à poluição difusa e pontual (Cenário 5). Caso contrário, será possível reduzir suas concentrações em 3,3% (Cenário 7) em relação aos níveis atuais ou ainda, se o tratamento começar em 2010 poderá ocorrer redução de até 24,5% (Cenário 2).

Figura 32 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no rio Jacupiranguinha.

A **Figura 4.26** mostra os vários cenários referentes ao fósforo orgânico. Neste período em todos eles houve redução das concentrações, porém essas melhorias tiveram pouca expressividade (entre 3,3% e 6,1%). Assim como descrito para os sólidos suspensos inorgânicos, isto pode estar associado ao fato de esta variável não ser o principal problema do rio Jacupiranguinha para o período seco e no trecho à montante do lançamento do efluente industrial. Vale ressaltar que este efluente foi simulado separadamente e será discutido adiante.

Figura 33 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de fósforo orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) no período seco no rio Jacupiranguinha.

Na **Figura 4.27** são apresentadas as variações espaciais das concentrações de coliformes fecais para o rio Jacupiranguinha, para os vários cenários propostos. Todos os cenários mostram inconformidade com a Resolução CONAMA 357, principalmente após o lançamento do efluente de esgotos (km 13,8). É possível observar também que os cenários 1, 2 e 6 podem elevar a classe de imprópria para própria segundo a Resolução CONAMA 274.

Nas regiões mais afetadas, a concentração chega a ser 5 vezes superior ao permitido pela legislação para rios classe 2 e, nos períodos secos a situação pode se agravar pois não há o efeito de diluição das chuvas, fazendo que o rio fique mais sensível ao lançamento dos efluentes. Com a estimativa de crescimento populacional, esse aumento pode chegar a 15 vezes o valor máximo permitido pelo CONAMA nas regiões mais críticas. Percentualmente, a média de aumento das concentrações pode atingir 125,6% a mais que a atual em 2060. Com o tratamento proposto no cenário 2, as concentrações poderiam reduzir em até 43,4% em relação aos valores atuais.

Figura 34 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de coliformes fecais (UFC/100 ml) no período seco no rio Jacupiranguinha.

4.5.5.2 Cenários de tratamento do efluente industrial

Nos resultados destes cenários são mostradas variações longitudinais de oxigênio dissolvido, DBO e fósforo orgânico em dois períodos distintos: chuvoso e seco. Para o período chuvoso, foram considerados os dados obtidos no mês de janeiro de 2005 e para o período de estiagem, aqueles obtidos em julho de 2005.

4.5.5.2.1 Período chuvoso

A **Figura 4.28** apresenta os resultados dos cenários propostos para o trecho à jusante do efluente industrial do município de Cajati. É possível notar para o oxigênio dissolvido que apenas o cenário 9 melhoraria a qualidade do rio Jacupiranguinha após o lançamento do efluente, que ainda assim estaria, em alguns trechos, um pouco abaixo da concentração mínima exigida pela resolução CONAMA 357 para rios classe 2 que é de 5,0 mg.L⁻¹.

Figura 35 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹) e fósforo orgânico (ug.L⁻¹) no período chuvoso no rio Jacupiranguinha, à jusante do lançamento do efluente industrial.

Em relação à DBO, nota-se expressivo aumento de 278% em suas concentrações com o lançamento do efluente industrial, que ocorre no quilômetro 0,73 do trecho simulado. Com o tratamento sugerido no cenário 9 esse aumento seria de aproximadamente 75%, porém não representaria um problema ambiental grave, pois as concentrações encontram-se dentro do limite permitido pela legislação.

Os compostos fosfatados estão entre os principais componentes encontrados neste efluente e, por estarem muito acima da concentração permitida, representam um problema ambiental na região. Barrera-Alba et al (2007) encontraram em janeiro de 2006, um ano após as coletas desta pesquisa, uma média de $0,75 \text{ mg.L}^{-1}$ de fosfato no Valo Grande, foz do rio Ribeira de Iguape, do qual o rio Jacupiranguinha é afluente. Do ponto de lançamento deste efluente até a foz no Valo Grande, as águas percorrem cerca de 120 km e, mesmo assim, as concentrações estão cerca de 7 vezes acima do permitido pela legislação. É muito provável que existam outras fontes de fósforo ao longo de todo este percurso dos rios, porém este efluente representa a principal contribuição.

Vale lembrar também que na Resolução CONAMA 357 é estabelecido apenas padrão para o fósforo total e que estes compostos analisados nesta pesquisa e na de Barrera-Alba representam uma parte do total, ou seja, somente a fração orgânica ou a inorgânica. Sendo assim, as concentrações deveriam ser ainda menores, pois não representam todos os compostos de fósforo que podem estar presentes no rio. Mas, para facilitar a discussão dos resultados, adotou-se o limite do CONAMA para as frações analisadas nas pesquisas que é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (ou $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$).

Sendo assim, o Cenário 10 sugere uma redução de 1000% nas concentrações de fósforo do efluente, que mesmo depois de percorridos os 9,5 km simulados, ainda estarão cerca de 2,3 vezes acima do permitido, mas que poderia possibilitar uma depuração mais rápida e eficiente das águas do rio Jacupiranguinha no período chuvoso (**Figura 4.28**).

4.5.5.2.2 Período seco

No período seco, a entrada de matéria orgânica no sistema aquático se restringe principalmente às fontes pontuais. Desta forma, os dois tratamentos do efluente industrial propostos nos cenários 8 e 9 melhorariam a qualidade das águas do rio Jacupiranguinha em relação às concentrações de oxigênio dissolvido, como pode ser visto na **Figura 4.29**.

Figura 36 - Resultados das simulações dos cenários propostos para as concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹) e fósforo orgânico (µg.L⁻¹) no período seco no rio Jacupiranguinha, à jusante do lançamento do efluente industrial.

Curiosamente, a DBO não responderia aos tratamentos com reduções significativas, que seriam de 0,35% para o cenário 8 e 0,98% para o cenário 9. O que poderia explicar este fato seriam a ausência de matéria orgânica ou a predominância de matéria inorgânica neste efluente, já que se trata de uma indústria de fertilizantes e produtos químicos.

A ausência de chuvas característica deste período simulado agrava a situação do fósforo orgânico no rio Jacupiranguinha. No momento do lançamento as concentrações se elevam cerca de 3,4 vezes em relação ao período chuvoso, por conta das menores vazões do período seco. O tratamento sugerido no cenário 10 amenizaria esta situação, que, ao final de 9,5 km, ainda estariam com concentrações 3 vezes acima do permitido.

4.6 CONCLUSÕES

Pôde-se constatar, através das simulações, que o processo de desenvolvimento local afeta fortemente a qualidade da água dos trechos do rio escolhidos e têm como prováveis conseqüências alguns desequilíbrios ecológicos. O rio Jacupiranguinha encontra-se em um estágio de poluição que, em alguns trechos, supera os limites estabelecidos para um rio classe 2, que também pôde ser constatado pelos dados de monitoramento mostrados no capítulo 2.

A sub-bacia do rio Jacupiranguinha necessita de algumas intervenções em saneamento para a melhoria da qualidade de suas águas principalmente em relação ao escoamento difuso que gera degradação significativa da qualidade, principalmente em relação aos coliformes fecais, e que o crescimento populacional seguido de estagnação na área do saneamento poderá trazer a degradação dos recursos hídricos na bacia. Neste caso, medidas de conservação já não seriam suficientes, necessitando da implantação de um processo de recuperação da qualidade destas águas.

Alguns exemplos dessas intervenções seriam a reconstituição da mata ciliar, a melhoria de eficiência na coleta e tratamento de efluentes domésticos e, principalmente, o tratamento adequado do efluente industrial, com redução significativa dos compostos fosfatados. O problema de contaminação de águas superficiais com fósforo poderá assumir grandes proporções se não se considerar também o enriquecimento da água que escoar da lavoura. Maior atenção deve ser dada ao sistema de aplicação e quantidade de adubos fosfatados aplicados ao solo para evitar perdas de fósforo por escoamento superficial.

Os cenários 3, 4 e 5 mostram que o crescimento populacional acompanhado pela despreocupação dos tomadores de decisões tanto das questões ambientais quanto das questões sociais, resultam em graves impactos sobre a qualidade do rio Jacupiranguinha no trecho estudado nesta pesquisa. A poluição associada a estes cenários supera a capacidade de autodepuração do rio, levando a uma degradação, muitas vezes irreversível.

Por outro lado, os cenários 1, 2, 6 e 7 que propõem alguns tratamentos, mostram que políticas públicas preocupadas com a degradação dos recursos hídricos têm grande efeito na manutenção do ecossistema aquático e que mudanças de paradigmas da sociedade podem reverter esta situação.

O modelo QUAL2K pode ser uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, juntamente com outras ferramentas. Os resultados mostrados através dos cenários fornecem subsídios às políticas públicas voltadas à manutenção da qualidade e à garantia dos múltiplos usos dos recursos hídricos na região.

4.7 REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, S.C.S. *Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas*. Brasília: Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília. 2005. 287p. Tese de Doutorado em Ecologia.
- BARRERA-ALBA, J.J., GIANESELLA, S.M.F., SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. e MOSER, G.A.O. Influence of an artificial channel in a well-preserved sub-tropical estuary. *Journal of Coastal Research*, special issue 50, 2007. p. 1137 – 1141.
- BRASIL (2000) Resolução CONAMA 274/2000. Revoga os artigos 26 a 34 da Resolução no 20/86 (revogada pela Resolução no 357/05) e Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. *Diário Oficial de República Federativa do Brasil*. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 17 fev 2006.
- BRASIL (2005) Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial de República Federativa do Brasil*. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em 29 abr 2005.
- CHAPRA, S.C. *Surface water-quality modeling*. WCB – McGraw-Hill. Boston. 1997. 844p.
- CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J. e TAO, H. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA. 2008. Steven.Chapra@tufts.edu
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>. Acesso em 26 dez 2009.
- COELHO, A.C.P. *Agregação de novas variáveis ao processo de planejamento urbano e regional sob a perspectiva de gestão dos recursos hídricos*. Curitiba: Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 2004. 251 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.
- COLLISCHONN, W. *Simulação Hidrológica de Grandes Bacias*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. 194p. Tese de Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.
- COX, B.A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability of simulating dissolved oxygen in low-land rivers. *The Science of the Total Environment*, 2003. v. 314-316. p. 335 – 377.
- CUNHA, C.L.N., ROSMAN, P.C.C e MONTEIRO, T.C.N. Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2003, v. 8, n. 3, jul-set, p. 126 – 134.
- GONÇALVES, J.C.S.I. *Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE®*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2009. 226p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento.

- GUASTALDINI, M.C.C. e TEIXEIRA, E.C. Avaliação da Qualidade da Água. In: PAIVA, J.B.D. e PAIVA, E.M.C.D. (org) *Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas*. 1ª ed. Porto Alegre: ABRH. 2003. ISBN: 85-88686-05-8.
- KANNEL, P.R., LEE, S., LEE, Y.S., KANEL, S.R. e PELLETIER, G.J. Application for automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modeling*, 2007. v. 202, p. 503 – 517.
- KARLSSON, O.M., RICHARDSON, J.S. e KIFFNEY, P.M. Modelling organic matter dynamics in headwater streams of south-western British Columbia, Canada. *Ecological Modelling*, v. 183. 2005. p. 463 – 476.
- LARENTIS, D.G. *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas – RS*. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. Dissertação de Mestrado em Engenharia.
- MANASSARAM, D.M., BACKER, L.C. e MOLL, D.M. A Review of Nitrates in Drinking Water: Maternal Exposure and Adverse Reproductive and Developmental Outcomes. *Environmental Health Perspectives*, v.114, n. 3. 2006. P. 320 – 327.
- PARK, S.S. e LEE, Y.S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modeling*, 2002. v.152, p. 65 – 75.
- PELLETIER, G.J., CHAPRA, S.C. e TAO, H. QUAL2Kw – A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modeling and Software*, 2006. v. 21, p. 419 – 425.
- SARDINHA, D.S., CONCEIÇÃO, F.T., SOUZA, A.D.G., SILVEIRA, A., DE JULIO, M. e GONÇALVES, J.C.S.I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme – SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2008. v. 13, n. 3, p. 329 – 338.
- SCARIOT, M.R. *Modelagem e simulação sistêmica em rios: Avaliação dos impactos ambientais no rio Mogi-Guaçu/SP*. Faculdade de Engenharia de Alimentos. Universidade Estadual de Campinas, 2008. Tese de Doutorado em Engenharia de Alimentos.
- SILVINO, A.N.O. Avaliação e Modelagem da qualidade da água da bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá – MT. Instituto de Física. Universidade Federal do Mato Grosso, 2008. Dissertação de Mestrado em Física e Meio Ambiente.
- STREETER, H. W. e PHELPS, E. B. *A study of the natural purification of the Ohio River*. Public Health Bulletin 146, U.S. Washington: Public Health Service, 1925
- TUCCI, C.E.M. *Modelos Hidrológicos*. 1ª ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/ UFRGS/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998. ISBN: 85-7025-445-8.
- TUCCI, C.E.M., COLLISCHONN, W. e LARENTIS, D.G. *Desenvolvimento e Aplicação de Modelo Matemático com Base para Gerenciamento de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas*. IPH-UFRGS, 2003. rp. 2. Porto Alegre – RS.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2007. 588 p. ISBN 85-88556-07-2.

CAPÍTULO 5

ANEXOS

ANEXO 1: Dados obtidos em campo e utilizados para a calibração do modelo

Tabela 9: Dados obtidos em campo e coeficientes calculados para o trecho simulado do rio Jacupiranguinha, nos períodos seco e chuvoso

Trecho	1	2	3	4	5	6
Dist (km)	7,38	2,38	4,15	1,01	6,14	3,30
nº elementos	14	4	8	2	12	6
Altitude (m)	53	40	38	36	35	28
Declividade (m)	0,0010	0,0013	0,0049	0,0007	0,0001	0,0007
Largura do canal (m)	10	14,7	15	18	18	15
Seco	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	2,24	3,48	*	*	3,8
	Altura coluna (m)	0,36	0,46	*	*	0,56
	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	0,63	0,48	*	*	0,42
	n Manning	0,024	0,046	0,111	0,044	0,0145
	Reaeração (k_2)	0,25	0,25	0,25	0,25	0,4
	Oxidação DBO (k_1)	0,6	0,6	0,1	0,1	0,8
Chuvoso	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	12,25	16,3	*	*	19,96
	Altura coluna (m)	0,6	1,28	*	*	0,7
	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	0,8	0,93	*	*	0,86
	n Manning	0,0415	0,0422	0,0915	0,0326	0,0128
	Reaeração (k_2)	0,4	0,4	0,4	0,6	1,2
	Oxidação DBO (k_1)	0,35	0,35	0,35	0,35	0,5

Tabela 10: Dados obtidos em campo e coeficientes calculados para o trecho à jusante do lançamento do efluente industrial no rio Jacupiranguinha, nos períodos seco e chuvoso

Trecho	1	2	3	4	5	6
Dist (km)	0,23	0,50	5,07	2,46	0,81	0,43
nº elementos	3	5	50	24	8	4
Altitude (m)	37	36	31	30	30	25
Declividade (m)	0,0024	0,0024	0,0007	0,0008	0,0018	0,0019
Largura do canal (m)	13,8	13,8	19	15	26	26,5
Seco	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	*	2,24	3,48	3,8	*
	Altura coluna (m)	*	0,36	0,46	0,56	*
	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	*	0,63	0,48	0,42	*
	n Manning	0,034	0,034	0,029	0,044	0,048
	Reaeração (k_2)	0,3	0,3	1,2	0,2	0,4
	Oxidação DBO (k_1)	0,6	0,6	4,0	0,01	0,01
Chuvoso	Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	*	21,94	*	56,48	*
	Altura coluna (m)	*	0,88	*	2,04	*
	Velocidade ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	*	0,96	*	1,00	*
	n Manning	0,063	0,063	0,045	0,052	0,063
	Reaeração (k_2)	0,3	0,3	2,5	2,5	2,5
	Oxidação DBO (k_1)	0,6	9,0	9,0	9,0	9,0