JAQUELINE PATRICIA DE OLIVEIRA HAUPT

METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO
DE POLUIÇÃO DIFUSA: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO
JUNDIAÍ

**Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do Título de
Mestre em Engenharia**

São Paulo
2009

JAQUELINE PATRICIA DE OLIVEIRA HAUPT

METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO
DE POLUIÇÃO DIFUSA: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO
JUNDIAÍ

**Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do Título de
Mestre em Engenharia**

**Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Sanitária**

**Orientadora:
Prof^a. Dra. Monica Ferreira do Amaral
Porto**

São Paulo

2009

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, de maio de 2009.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

FICHA CATALOGRÁFICA

Haupt, Jaqueline Patricia de Oliveira

Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiaí / J.P.O.

Haupt. -- ed.rev. -- São Paulo, 2009

126 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Poluição difusa 2. Bacia hidrográfica 3. Recursos hídricos (Gerenciamento) 4. Sistema de informação geográfica I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II. t.

Para minha querida mãezinha

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, professora Monica Ferreira do Amaral Porto, pela amizade desde a graduação, pela confiança e pelas orientações elucidativas que me fizeram enxergar o caminho a ser trilhado.

Aos docentes da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo e em especial aos professores Rubem La Laina Porto e José Rodolfo Scarati Martins pela amizade e pelas contribuições valiosas para a melhoria deste trabalho.

A Silvana Susko Marcellini pelas dicas de ArcGIS.

Aos amigos e colegas da Cobrape, em especial a Carlos Alberto de Oliveira Amaral Pereira, José Antonio de Oliveira de Jesus, Renato Machado e Wagner Jorge Nogueira, pelo interesse em ajudar, pelas contribuições e pela indicação de informações e dados disponíveis.

Aos meus amigos e familiares que me motivaram todo o tempo.

A Ronaldo José de Lima Perlatto pelo acompanhamento e orientações que me permitiram dar continuidade aos trabalhos nos momentos difíceis.

Ao meu pai, Lothar, pelo apoio financeiro durante toda a graduação, sem o qual teria sido muito difícil chegar até aqui.

À minha mãe, Maria Luiza, que me incentivou do começo ao fim desta jornada, pela dedicação, paciência, compreensão, carinho e amor a mim concedidos.

RESUMO

As cargas de poluição de origem pontual e difusa são responsáveis pela degradação da qualidade da água de rios, córregos e lagos. A pouca disponibilidade de dados para a aplicação de modelos sofisticados é um obstáculo para a avaliação da poluição difusa no Brasil. Tiveram-se como principais objetivos a realização de pesquisa e aplicação de método simplificado de avaliação de poluição de origem difusa que pudesse subsidiar a gestão e o planejamento dos recursos hídricos, para as condições de poucos dados das bacias hidrográficas brasileiras urbanas, rurais ou mistas. Foram pesquisados e analisados seis métodos e modelos simplificados, tendo sido selecionado para aplicação na bacia do rio Jundiaí (leste do Estado de São Paulo, Brasil) o método do índice de potencial de poluição não-pontual, denominado PNPI. Baseado em Sistema de Informações Geográficas, este método avalia a pressão global exercida pelos diferentes usos da terra da bacia hidrográfica sobre as águas superficiais. A realidade da bacia é representada por poucos dados de entrada frequentemente disponíveis ou de fácil obtenção no Brasil. O PNPI define o potencial poluidor de cada parcela do terreno através da composição de indicadores de uso da terra, de *run-off* e de distância ao corpo receptor cujos parâmetros provêm da consulta de especialistas que visaram à avaliação integrada deste potencial poluidor. Como resultados da aplicação do método, foram obtidos mapas de classes de propensão à produção de poluição difusa para a situação do ano de 2003 para quatro resoluções diferentes. Foram realizados testes de sensibilidade que permitiram verificar a influência nos resultados dos parâmetros previstos pelo método. Através dos mapas obtidos é possível definir áreas a serem protegidas, de atenção e para controle e recuperação, dispondo-se de um instrumento de orientação ao planejamento territorial e de apoio para hierarquização de áreas a receberem recursos ou definição de áreas prioritárias para alocação de medidas de controle de poluição difusa.

Palavras-chave: Poluição difusa. Bacia hidrográfica. SIG. Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

Data availability is a constraint to the application of complex models to the assessment of diffuse pollution in Brazil. The main objectives of this study are identification and application of a simplified methodology for assessment of river pollution originated from non-point sources to help the water resources management and planning in urban and/ or rural brazilian watersheds. Six simplified models and methods were searched and analyzed and the potential non-point pollution index (PNPI) method was selected to application in the Jundiaí river basin (São Paulo State, Brazil). GIS-based, this method assesses the global pressure exerted on rivers and other surface water bodies by non-point sources from different land uses. The physical reality of the watershed is represented by few input data that are often available or easily obtained in Brazil. PNPI defines the potential pollution from each land unit as a function of three indicators – land use, run-off and distance from river network – whose parameters come from experts' consultation in view to assess globally the pollution potential. The output of the calculation is presented in the form of maps, highlighting areas that are more likely to produce pollution for the 2003 situation considering four resolutions. Some tests were made to verify the sensitivity of the results to the used parameters. The maps may be utilized to defining areas to be protected, attention areas and areas to be controlled and restored, and it can be used as a tool for land planning orientation and for selection of priority areas for management practices allocation.

Keywords: Non-point pollution. Watershed. GIS. Water resources management.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa da contribuição de poluição difusa para as classes de uso do solo do <i>Corine Land Cover</i> como resultado da consulta de especialistas. Fonte: Cecchi <i>et al.</i> (2007)	51
Tabela 2 – Coeficientes de <i>run-off</i> para as classes de uso do solo do <i>Corine Land Cover</i> de acordo com as classes de permeabilidade do solo (A: alta permeabilidade, D: baixa permeabilidade)	53
Tabela 3 – Coeficientes de correção para adição ao coeficiente de <i>run-off</i> de acordo com a declividade do terreno (se a soma for superior a 1, admite-se valor igual a 1)	54
Tabela 4 – Média dos pesos dos indicadores resultante da consulta dos especialistas, normalizada para soma igual a 10	55
Tabela 5 – Dados socioeconômicos dos municípios com sede na bacia do rio Jundiaí	58
Tabela 6 – Monitoramento de qualidade da água no rio Jundiaí para o ano de 2007	62
Tabela 7 – Índices de coleta e tratamento de esgotos domésticos dos municípios da bacia do rio Jundiaí para o ano de 2007	64
Tabela 8 – Principais informações da carta SF-23-Y-C utilizada para obtenção do MDT da bacia do rio Jundiaí.....	66
Tabela 9 – Valores utilizados como limiar de fluxo acumulado para definição da hidrografia	71
Tabela 10 – Valores de LCI utilizados e a correlação entre as classes do sistema de classificação europeu de cobertura da terra e os usos da terra da bacia do rio Jundiaí.....	73
Tabela 11 – Valores de coeficiente de <i>run-off</i> relativos às classes de permeabilidade dos solos A e B e das classes de uso da terra correspondentes aos solos e usos encontrados na bacia do rio Jundiaí.....	74
Tabela 12 – Valores testados de LCI	80
Tabela 13 – Valores testados como pesos dos indicadores LCI, DI e ROI	81
Tabela 14 – Resultados principais: Número de células por classe de valor de PNPI por uso da terra e por resolução	99

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas ou operações da preparação dos dados.....	44
Figura 2 – Depressão em MDT: preenchimento de uma depressão vista no perfil (os números representam a cota do terreno). Fonte: Mendes e Cirilo (2001).....	45
Figura 3 – Matriz de aspecto e direções discretas, representadas por números. Fonte: Mendes e Cirilo (2001).....	48
Figura 4 – Determinação da rede de drenagem. Fonte: Mendes e Cirilo (2001)	49
Figura 5 – A bacia do rio Jundiaí.....	57
Figura 6 – Localização da Área de Proteção Ambiental Jundiaí e APAs adjacentes. Fonte: SMA (2008).	59
Figura 7 – Distribuição dos pontos das redes de monitoramento de qualidade da água da Cetesb na bacia do rio Jundiaí. Fonte: Cetesb (2008)	61
Figura 8 – Carta SF-23-Y-C do Estado de São Paulo utilizada para recorte do modelo digital de terreno da bacia do rio Jundiaí. Fonte: Miranda (2005).....	67
Figura 9 – Mapa de uso da terra da bacia do rio Jundiaí. Fonte: CBH-PCJ e Irrigart (2004).	68
Figura 10 – Mapa pedológico da bacia do rio Jundiaí. Fonte: CBH-PCJ e Irrigart (2007).	69
Figura 11 – Redes hidrográficas definidas a partir dos valores de limiar de fluxo acumulado de acordo com o tamanho de célula empregado: (a) 1000 m x 1000 m; (b) 500 m x 500 m; (c) 250 m x 250 m; (d) 90 m x 90 m.	71
Figura 12 – Resultados principais da aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí para as resoluções de: (a) 1000 m; (b) 500 m; (c) 250 m e (d) 90 m.....	78
Figura 13 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí com células de 1000 m x 1000 m, para k : (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior	82
Figura 14 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí com células de 500 m x 500 m, para k : (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior	83
Figura 15 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí com células de 250 m x 250 m, para k : (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior	84
Figura 16 – Teste de sensibilidade relativo à a constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí com células de 90 m x 90 m, para k : (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior	85
Figura 17 – Testes de sensibilidade, com resolução de 1000 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	86
Figura 18 – Testes de sensibilidade, com resolução de 500 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	87

Figura 19 – Testes de sensibilidade, com resolução de 250 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	88
Figura 20– Testes de sensibilidade, com resolução de 90 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	89
Figura 21 – Testes de sensibilidade, com resolução de 1000 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	90
Figura 22 – Testes de sensibilidade, com resolução de 500 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	91
Figura 23 – Testes de sensibilidade, com resolução de 250 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	92
Figura 24 – Testes de sensibilidade, com resolução de 90 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores	93
Figura 25 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 1000 m, para: (a) majoração de p_{LCI} ; (b) minoração de p_{LCI} ; (c) majoração de p_{DI} ; (d) minoração de p_{DI} ; (e) majoração de p_{ROI} ; (f) minoração de p_{ROI}	94
Figura 26 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 500 m, para: (a) majoração de p_{LCI} ; (b) minoração de p_{LCI} ; (c) majoração de p_{DI} ; (d) minoração de p_{DI} ; (e) majoração de p_{ROI} ; (f) minoração de p_{ROI}	95
Figura 27 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 250 m, para: (a) majoração de p_{LCI} ; (b) minoração de p_{LCI} ; (c) majoração de p_{DI} ; (d) minoração de p_{DI} ; (e) majoração de p_{ROI} ; (f) minoração de p_{ROI}	96
Figura 28 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 90 m, para: (a) majoração de p_{LCI} ; (b) minoração de p_{LCI} ; (c) majoração de p_{DI} ; (d) minoração de p_{DI} ; (e) majoração de p_{ROI} ; (f) minoração de p_{ROI}	97
Figura 29 – Distribuição dos valores de PNPI em número de células para o resultado da aplicação do método PNPI para a bacia do rio Jundiaí com resolução de 90 m.	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
APRM-G	Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga
BMPs	<i>Best Management Practices</i>
CBH-PCJ	Comitês das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí
Cetesb	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CLC	<i>Corine Land Cover</i>
CME	Concentração Média do Evento
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DI	<i>Distance Indicator</i>
EEA	<i>European Environment Agency</i>
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
EUA	Estados Unidos da América
FA	<i>Flow Accumulation</i>
Fehidro	Fundo Estadual de Recursos Hídricos
IAP	Índice de qualidade das águas para fins de Abastecimento Público
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISS	<i>Istituto Superiore di Sanità</i>
LCI	<i>Land Cover Indicator</i>
MDT	Modelo Digital de Terreno
MQUAL	Modelo de correlação entre o uso do solo e a qualidade da água
Moneris	<i>MOdelling Nutrient Emissions into River Systems</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NGA	<i>National Geospatial-Intelligence Agency</i>

OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
RMC	Região Metropolitana de Campinas
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
PIB	Produto Interno Bruto
PNPI	<i>Potential Non-Point Index</i>
ROI	<i>Run-Off Indicator</i>
SAAE	Serviço Autônomo de Águas e Esgotos
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SMA	Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SRHSO	Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras do Estado De São Paulo
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
Usepa	Agência Norte Americana de Proteção ao Meio Ambiente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	OBJETIVO.....	15
1.2	JUSTIFICATIVA	15
1.3	ESTRUTURAÇÃO DA PESQUISA	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1	POLUIÇÃO DIFUSA.....	21
2.2	METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA.....	26
2.2.1	Avaliação baseada em percentual de impermeabilização.....	27
2.2.2	Método PNPI	29
2.2.3	Unidade de carga	31
2.2.4	Concentração Média do Evento – CME	31
2.2.5	Avaliação baseada em amostragem	32
2.2.6	Modelo MQUAL	33
2.2.7	Modelo XP-Aqualm.....	36
2.2.8	Modelo Moneris	37
2.2.9	Modelos matemáticos de simulação.....	39
3	METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA: O MÉTODO PNPI	41
3.1	DADOS DE ENTRADA NECESSÁRIOS.....	43
3.2	PREPARAÇÃO DOS DADOS	43
3.3	DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE USO DA TERRA (LCI)	50
3.4	DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE DISTÂNCIA (DI)	52
3.5	DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE <i>RUN-OFF</i> (ROI)	52
3.6	OBTENÇÃO DE RESULTADOS	54
4	O ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO JUNDIAÍ	57
4.1	A BACIA DO RIO JUNDIAÍ.....	57

4.2	DADOS E INFORMAÇÕES UTILIZADOS.....	66
4.2.1	Modelo Digital de Terreno	66
4.2.2	Usos da Terra.....	67
4.2.3	Pedologia	68
4.3	A APLICAÇÃO DO MÉTODO PNPI À BACIA DO RIO JUNDIAÍ	69
5	RESULTADOS	77
5.1	RESULTADOS PRINCIPAIS.....	77
5.2	TESTES DE SENSIBILIDADE	79
6	ANÁLISES E DISCUSSÕES	98
6.1	ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE OS RESULTADOS PRINCIPAIS	98
6.2	ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE OS TESTES DE SENSIBILIDADE.....	103
6.3	ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE A APLICABILIDADE DA METODOLOGIA E DOS RESULTADOS.....	109
6.4	PESQUISAS RECOMENDADAS PARA O APRIMORAMENTO DA METODOLOGIA.....	112
7	CONCLUSÕES	115
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, diversos fatores foram responsáveis por um crescimento acelerado da poluição do meio ambiente, resultando em severo desequilíbrio ambiental. Os principais fatores são: crescimento (ou explosão) populacional; desmatamento; agricultura intensiva; urbanização e industrialização e consumo *per capita* crescente de recursos naturais (NOVOTNY; OLEM, 1993).

No Brasil, como em outros países em desenvolvimento, os efeitos foram agravados pela ocorrência, na maioria dos casos, desordenada e sem planejamento de alguns destes fatores.

Verificou-se nas áreas agrícolas o emprego indiscriminado de fertilizantes e pesticidas e a ausência de práticas conservacionistas do solo. Nas áreas urbanas, pode-se observar a ocupação de áreas ambientalmente frágeis; defasagem no atendimento por rede de coleta e tratamento de esgotos domésticos e crescente aumento da produção de resíduos sólidos industriais, domésticos e de construção civil acompanhados de grandes movimentos de solo, altas taxas de impermeabilização e liberação de grande quantidade de poluentes atmosféricos por automóveis e indústrias.

Dentro deste quadro, verifica-se a potencialização da degradação da qualidade da água de rios, córregos e lagos por cargas de poluição de origem pontual e difusa nas bacias hidrográficas brasileiras. A complexidade de suas fontes e de seu processo de transporte para os corpos d'água torna a estimativa das cargas difusas de poluição um problema igualmente complexo.

Diversos modelos sofisticados já foram desenvolvidos em outros países para quantificar a poluição difusa e seus impactos, mas a pouca disponibilidade de dados para sua aplicação é, ainda, um obstáculo para a avaliação da poluição difusa no Brasil.

Neste trabalho, foram pesquisados modelos e métodos simplificados que pudessem ser utilizados para a avaliação da poluição difusa em bacias brasileiras, tendo sido escolhida a bacia do rio Jundiá no Estado de São Paulo, como estudo de caso, para aplicação de método selecionado.

1.1 OBJETIVO

Este trabalho teve por objetivo a realização de pesquisa e aplicação de método simplificado de avaliação de poluição de origem difusa que pudesse subsidiar a gestão e planejamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas urbanas, rurais ou mistas. Através da aplicação do método, objetivou-se dispor de ferramenta adaptável às condições de poucos dados das bacias brasileiras e que permitisse a orientação os planejadores e tomadores de decisão no que concerne, especialmente, à alocação de medidas de controle.

1.2 JUSTIFICATIVA

De acordo com a Lei Federal n. 9.433/97 art. 1º, inciso V. o planejamento dos recursos hídricos deve ter a bacia hidrográfica como unidade de gestão. Segundo Neves (2005), quando se associa a poluição da água somente à carga pontual, o critério ambiental se torna mais evidente, tendo-se assim um enfoque pontual. O fato de se incorporar a carga difusa ao processo torna obrigatório avaliar a bacia como um todo, pois sua atuação ocorre de forma dispersa. Com isso, traz-se a gestão da qualidade da água para o campo dos recursos hídricos.

Nas cidades brasileiras a poluição pontual – desembocadura de efluentes domésticos ou industriais nos corpos d'água – é ainda muito predominante e, por esta razão, pouca importância tem sido dada às cargas difusas. São poucos os estudos existentes e, em menor número ainda, as tentativas de avaliação dessas cargas.

É direta a associação entre o escoamento superficial de áreas agrícolas, contendo fertilizantes e pesticidas, e a degradação da qualidade da água de corpos hídricos de bacias rurais. Provavelmente, devido a este fato, são encontrados mais estudos e avaliações de cargas difusas de origem rural que urbana.

Entretanto, são raros no Brasil os estudos que associam as áreas urbanas e agrícolas, enquanto fontes de poluição difusa dos corpos d'água nas bacias hidrográficas.

Segundo Porto (2002), o programa mais ambicioso de gestão de qualidade da água foi o *Clean Water Act* realizado nos Estados Unidos (EUA), cuja primeira versão datada de 1972 visava, quase que de maneira exclusiva, o controle das fontes

pontuais de poluição, isto é, os pontos de lançamento de esgotos e despejos industriais deveriam obedecer aos padrões nacionais de emissão.

Estimativas mais pessimistas indicam que, entre 1972 e 1993, foram gastos US\$ 541 bilhões em redução das cargas poluidoras de origem urbana e industrial pelos setores públicos federal, estadual e municipal e pelo setor privado nos EUA (KNOPNAN; SMITH, 1993 apud PORTO, 2002).

São inegáveis os bons resultados obtidos no controle da poluição das águas com a aprovação do *Clean Water Act*. No entanto, apesar do volume de investimentos realizado, os objetivos de qualidade inicialmente propostos não foram alcançados devido à ausência de controle de cargas difusas. A partir de 1993, os Estados Unidos iniciaram seu controle de cargas difusas, que vem se mostrando bastante complexo e caro (PORTO, 2002).

Há países onde a questão de tratamento de esgoto já foi parcial ou enormemente resolvida. Nestes, o grande problema de poluição das águas passou a ser a poluição difusa advinda do escoamento superficial em áreas urbanas e rurais (MARGULIS *et al.*, 2002).

Nos Estados Unidos, a poluição difusa é a principal razão para que aproximadamente 40% dos rios, lagos e estuários monitorados não tenham qualidade adequada para a prática de pesca e recreação de contato primário (USEPA, 1991).

Depreende-se de Usepa (2009) que, em 2004, da extensão dos rios americanos considerada inadequada para seus usos previstos, somente 15% tinha os esgotos domésticos como uma das fontes de poluição para esta inadequação e menos de 9% tinha os efluentes industriais como uma dessas fontes. A poluição originada em áreas urbanas e agrícolas que é transportada pela precipitação e pelo escoamento superficial, a poluição difusa, é a fonte de destaque para as desconformidades de qualidade da água encontradas nos rios, lagos e estuários nos Estados Unidos (USEPA, 2002).

Os horizontes de recuperação dos corpos d'água (isto é, cessado o lançamento de poluentes, quanto tempo é necessário para que o rio atinja as condições de

qualidade da água originais) são muito longos, podendo ser de décadas. A falta de preocupação com a poluição difusa, hoje, pode comprometer a qualidade da água e, por conseguinte, a disponibilidade hídrica no futuro por muito tempo, em épocas de ainda maior escassez dos recursos hídricos.

Podem-se citar como prejuízos decorrentes da degradação da qualidade da água dos corpos hídricos os grandes gastos em saúde pública com as doenças de veiculação hídrica, os grandes gastos com tratamento de água para abastecimento humano, a supressão de áreas potenciais para lazer, a perda da identificação cultural da população com a hidrografia, as perdas de qualidade de vida por se conviver com rios esteticamente degradados e fétidos, a impossibilidade de se obter recursos financeiros adicionais advindos da exploração do turismo e as perdas, muitas vezes irreversíveis, de biodiversidade.

Adiantar-se aos problemas que futuramente serão presenciados é uma atividade que o planejador deve buscar. E, neste quesito, a experiência americana tem muito a contribuir, pois demonstra que a atuação somente em fontes pontuais de poluição não converge para as condições mais exigentes de qualidade da água (HOUCK, 1999).

O Brasil, como país em desenvolvimento e com recursos financeiros muito limitados quando comparado aos países desenvolvidos, não pode incorrer no equívoco de somente investir no controle do lançamento de esgotos domésticos e industriais nos rios e, ao final de anos, não atingir os níveis de qualidade desejados. Pois, tal equívoco poderia acarretar em grandes prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

Para tanto, existe a necessidade de se avaliar a carga difusa afluyente aos corpos d'água para se ter subsídios técnicos para o gerenciamento da bacia hidrográfica.

Desta maneira, é possível saber quais são as áreas mais críticas e decidir onde e com que grau de eficácia são requeridas as medidas de controle. Além disso, as avaliações de poluição difusa podem orientar a elaboração e a revisão dos Planos Diretores Municipais, pois a carga difusa está intimamente relacionada ao uso e ocupação do solo.

Os Estados Unidos da América (EUA) vêm desenvolvendo diversos modelos

matemáticos de simulação de poluição difusa e os têm aplicado em muitas bacias de seu território. Entretanto, verifica-se lá uma realidade muito distinta da brasileira.

Masini (2005) aplicou o modelo WinHSPF desenvolvido pela Agência Norte Americana de Proteção ao Meio Ambiente (USEPA) para avaliação de cargas difusas de origem urbana na Bacia do Rio Cabuçu de Baixo, São Paulo.

Este modelo, desenvolvido nos EUA, simula a hidrologia da bacia integrando cargas pontuais e difusas. É um modelo matemático complexo de simulação contínua e requer uma ampla base de dados de entrada. Contudo, o modelo WinHSPF apresentou vários problemas ao longo de sua aplicação à Bacia do Rio Cabuçu de Baixo, havendo, inclusive, a necessidade de muitas simplificações para inserção dos dados de entrada e, principalmente, para sua calibração, devido à ausência de séries maiores de observação de dados de qualidade da água (MASINI, 2005).

Estes problemas advêm do fato de que os modelos desenvolvidos nos EUA foram estruturados para atender à realidade encontrada lá, tanto de disponibilidade de dados quanto de padrões de ocupação do solo.

Segundo Novotny (2003), a distribuição do uso da terra na maioria das cidades não é similar à encontrada nas cidades dos EUA. Numa cidade típica brasileira, as zonas residenciais, comerciais e às vezes industriais são mescladas e superpostas, diferentemente das cidades americanas onde estas divisões são mais claras. Se a comunidade tem rede de esgoto mas não trata, ou a rede de esgoto se interliga à rede de águas pluviais, a definição do que é descarga pontual e não-pontual se torna muito confusa, o que torna a avaliação de poluição difusa em áreas urbanas no Brasil ainda mais complexa.

Muitos modelos de simulação exigem para calibração, validação e aplicação com sucesso, uma série histórica de dados de longo período de monitoramento hidrológico e de qualidade da água. No Brasil, as séries de monitoramento, especialmente de qualidade, quando existem, estão muito aquém do necessário para aplicação destes modelos.

Portanto, são necessários estudos de modelos e métodos simplificados para avaliação de carga difusa, de modo a buscar um modelo ou método que melhor se

adapte à falta de monitoramento contínuo e de longo período, à escassez de recursos financeiros para extensivas campanhas de monitoramento, como as realizadas nos EUA, e ao não controle de cargas pontuais das bacias brasileiras.

Por outro lado, este modelo deve ter robustez suficiente para ser aplicado a um grande número de situações e nas diferentes bacias hidrográficas urbanas, rurais ou mistas do Brasil, com resultados confiáveis. É desejável, ainda, que seja possível utilizar este modelo como ferramenta para gerenciamento de recursos hídricos, no que tange, especialmente, à orientação dos planos diretores municipais, planos de recursos hídricos e à alocação das medidas de controle a serem tomadas.

1.3 ESTRUTURAÇÃO DA PESQUISA

A pesquisa está estruturada nos seguintes capítulos:

- Revisão bibliográfica: contém os principais conceitos referentes a poluição difusa; classificação das metodologias e levantamento de modelos e métodos simplificados de avaliação de poluição difusa com análise sobre a capacidade de subsidiar a gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas urbanas e/ ou rurais ou mistas, de se adaptar às condições de poucos dados das bacias brasileiras e de permitir a tomada de decisão no que concerne, especialmente, à alocação de medidas de controle.
- Metodologia: contempla as razões para escolha do método a ser aplicado dentre aqueles levantados e analisados na revisão bibliográfica, perante o atendimento dos objetivos da pesquisa, e toda a conceituação e fundamentação do método selecionado para estudo de caso.
- O estudo de caso: traz as principais informações socioeconômicas e ambientais sobre a bacia do rio Jundiaí, os dados utilizados para avaliação do potencial de produção de poluição difusa da bacia e o detalhamento de todas as etapas realizadas para aplicação da metodologia à bacia.
- Resultados: apresenta os resultados da aplicação da metodologia de avaliação do potencial de produção de poluição difusa à bacia do rio Jundiaí e os testes realizados para verificação da sensibilidade dos parâmetros do método.
- Análise e discussões: contempla a análise dos resultados obtidos e dos testes de sensibilidade realizados, a discussão sobre a aplicabilidade dos resultados obtidos e a

sugestão de novas pesquisas a partir da experiência adquirida com a aplicação da metodologia e realização de estudo de caso.

- Conclusões: retoma os principais aspectos da pesquisa e responde aos objetivos do trabalho com conclusões fundamentadas nas análises e discussões realizadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentada a análise da literatura relevante para a consecução dos trabalhos, tendo por base o levantamento bibliográfico realizado. Foram destacadas a conceituação de poluição difusa e seus processos de geração e transporte de cargas, a classificação das metodologias e a análise de modelos e métodos simplificados de avaliação de poluição difusa que pudessem atender aos objetivos da pesquisa.

Foram pesquisados modelos e métodos desenvolvidos ou aplicados em diferentes países, verificando-se o grau de simplificação ou sofisticação, os dados requeridos, a possibilidade de ser aplicado em bacias urbanas, rurais ou mistas do Brasil e a apresentação de resultados que subsidiem a gestão de recursos hídricos e que orientem a alocação de medidas de controle.

No capítulo 3, apresentam-se as razões da escolha do método selecionado para realização do estudo de caso, bem como o detalhamento da metodologia.

2.1 POLUIÇÃO DIFUSA

Poluição é a mudança física, química, radiológica ou biológica da qualidade de um recurso (ar, solo ou água) causada pelo homem ou pelas atividades humanas que é prejudicial aos usos atuais, pretendidos ou potenciais do recurso (NOVOTNY; OLEM, 1993).

A poluição que atinge as águas pode ser relacionada a fontes pontuais ou difusas, de acordo com seu transporte e suas características. As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas por descargas de indústrias, da rede de esgotos urbanos ou de estações de tratamento de esgoto; elas são mais facilmente identificadas, mensuráveis e controladas. Diferentemente, as fontes difusas de poluição emanam de localizações não-pontuais (a superfície terrestre ou a atmosfera); estas por sua natureza, são mais difíceis de identificar, mensurar e controlar (OECD, 1986).

São consideradas cargas difusas de poluição aquelas em que o lançamento da fonte poluidora é intermitente e dependente da duração e da intensidade das chuvas, além da área produtora. São transportadas a partir de longas distâncias, não sendo possível dizer exatamente qual foi sua origem (PORTO, 1995).

As principais características da área de drenagem que influenciam no transporte de cargas difusas de poluição são a estrutura e composição geológica do solo, a declividade do terreno e a cobertura vegetal. Além disso, o tamanho da área da bacia interfere no afluxo de cargas poluidoras de origem difusa aos corpos hídricos. Existe uma relação direta de proporcionalidade entre o tamanho da área de drenagem e a probabilidade de retenção da carga gerada (BRANCO; ROCHA, 1977)

Existem diversos tipos de poluentes de origem difusa, os quais podem ser encontrados na superfície terrestre ou na atmosfera e posteriormente serão levados para os corpos d' água pelas chuvas.

Segundo Novotny e Olem (1993), devido ao uso do solo pelo homem e suas atividades associadas gerarem poluição, a poluição difusa tem sido relacionada aos tipos de uso da terra e à transição de um uso da terra para outro.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2006) propõe quatro classes principais de usos da terra:

- Áreas antrópicas não-agrícolas;
- Áreas antrópicas agrícolas;
- Áreas de vegetação natural e
- Águas.

As áreas antrópicas não-agrícolas compreendem as áreas urbanizadas e de extração mineral. Nas áreas antrópicas agrícolas estão incluídas as culturas temporárias e permanentes, as pastagens e a silvicultura. As áreas de vegetação natural estão subclassificadas em florestas e de vegetação campestre.

De acordo com Novotny (2003), incluem-se como fontes de poluição difusa de áreas urbanas: o escoamento superficial das vias, deposição atmosférica seca e úmida (incluindo chuva ácida), atividades que gerem lixo e resíduos sobre o solo, lançamentos de efluentes de áreas sem coleta e/ou tratamento de esgotos, entre outros.

Os poluentes encontrados sobre a superfície urbana nos telhados, vias e calçadas são oriundos de deposição seca de material particulado presente na atmosfera, de desgaste de pavimento, de derramamento de óleos e graxas por veículos, de resíduos de construção civil, lixo e entulho inadequadamente destinados, dentre outros. O alto grau de impermeabilização dos solos encontrado nas áreas urbanas contribui para o aumento do escoamento superficial e possibilita um fácil e rápido arraste destes materiais até os corpos d'água quando da ocorrência de chuvas, intensificando os efeitos da poluição difusa.

Os poluentes encontrados na atmosfera em áreas urbanas são oriundos dos lançamentos de veículos e indústrias e também são levados para os rios e córregos através das precipitações, isto é, pela chamada deposição úmida.

As principais fontes de poluição difusa gerada em áreas agrícolas são os sedimentos, fertilizantes, pesticidas e dejetos animais.

Os sedimentos por si só podem ser considerados os maiores poluentes dos corpos d'água. Em suas frações mais finas contribuem com o transporte de compostos orgânicos, íons amônia e fosfatos (oriundos de fertilizantes), pesticidas, metais e muitos compostos tóxicos (NOVOTNY; OLEM, 1993).

A erosão do solo é a principal causa da poluição difusa em áreas agrícolas e em conversão para áreas agrícolas. Segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2005), a erosão hídrica é um processo de desagregação de partículas de solos deflagrado pelo impacto das chuvas, podendo ser classificada em erosão laminar e linear (sulco, ravina e boçoroca).

O escoamento superficial pode propiciar o transporte de material solúvel e de partículas em suspensão, fruto de processos erosivos (BRANCO; ROCHA, 1977). No que se refere ao tipo de solo, quanto maior a granulometria, mais susceptível à erosão e conseqüentemente maior será o transporte de sedimentos (LOPES, 2003).

A declividade é outro fator de relevância no transporte de sedimento. Quanto maior a angulação, maior a possibilidade de perda de solo. Este processo está, ainda, relacionado com a existência e o tipo de cobertura vegetal, uma vez que a vegetação

pode funcionar como barreira física, reduzindo a velocidade da água e o impacto das gotas de chuva (GENOVEZ, 2001).

As estradas vicinais que permitem o fluxo de mercadorias e serviços na zona rural do Brasil, via de regra, são oriundas do aproveitamento de trilhas e caminhos existentes, condicionadas a um traçado geométrico carregado de fortes rampas e curvas acentuadas (CARVALHO, 1992). Estudos acerca da conservação de estradas vicinais apontam o transporte de sedimentos e os problemas de erosão do solo nas margens de estradas e o conseqüente carreamento de materiais para os leitos dos rios como fatores de agravamento das condições ambientais e da qualidade dos recursos hídricos (CATELANI; BATISTA; TARGA, 2005 apud CEPA, 1999).

Destaca-se ainda como fonte de poluição difusa, o nitrogênio em suas formas nítricas, especialmente o nitrato que, ao contrário de suas formas amoniacais que são transportadas pelos sedimentos, apresenta dificuldades para ser fixado às partículas do solo e permanece dissolvido, podendo ser facilmente lixiviado ou transportado pelo escoamento superficial. As perdas de nitrogênio por escoamento superficial podem ocorrer pelas altas quantidades aplicadas em áreas agrícolas, somada a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitação em solos de pouca cobertura e baixa permeabilidade (CERETTA *et al.*, 2005).

Segundo OECD (1986), a conversão de áreas de vegetação natural em áreas agrícolas libera grandes massas de nitrato durante anos.

O desmatamento para criação de áreas agrícolas, pastagens ou áreas urbanas remove a proteção do solo e a cobertura vegetal e aumenta a perda de solo por erosão em grande magnitude. Trata-se de um processo de grande impacto na geração de poluição difusa.

Em bacias em urbanização, isto é, em conversão de áreas de vegetação natural ou agrícolas para áreas urbanas, uma pequena porcentagem da área da bacia em construção pode contribuir para a maior porção dos sedimentos transportados para os corpos hídricos. Adicionalmente, a erosão das superfícies permeáveis urbanas é acelerada pelos processos construtivos (NOVOTNY; OLEM, 1993).

Assim, as alterações físicas do território da bacia podem ser responsáveis pelo aumento da geração de cargas de origem difusa. Mas, em contrapartida, o planejamento do uso e ocupação da terra pode contribuir para a diminuição do potencial de produção de poluição difusa da bacia hidrográfica.

Com o objetivo de controlar o afluxo dessas cargas aos corpos d'água, os especialistas adotam o conceito de BMPs. Esta sigla representa o termo de *Best Management Practices* e refere-se a um conjunto de procedimentos que tem como objetivo a prevenção e/ou redução da geração e do aporte de cargas difusas. Como exemplos dessas práticas destacam-se os sistemas de controle à erosão, a implantação de técnicas agrícolas sustentáveis e, nas áreas urbanas, os sistemas de contenção de vazões de águas pluviais (PORTO, 1995).

Yazaki, Haupt e Porto (2007) destacam o emprego de reservatórios de “água de primeira chuva” como meio de armazenar temporariamente as águas poluídas geradas em eventos chuvosos e, assim reduzir o aporte de cargas poluidoras para os corpos hídricos em áreas urbanas.

As principais consequências da chegada de cargas difusas aos corpos hídricos podem ser a presença de óleos e graxas (material solúvel em hexano), a elevação da turbidez, o aumento da concentração de sólidos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e da demanda bioquímica de oxigênio, entre outras alterações das variáveis de qualidade da água dos rios, córregos e lagos.

A característica mais marcante da poluição de origem difusa é a grande variabilidade da concentração de poluentes lançados nos corpos d'água. As concentrações variam em ordens de magnitude entre bacias hidrográficas, entre diferentes eventos de precipitação e, também, ao longo de um mesmo evento (PORTO, 1995).

O processo de produção de cargas difusas é aleatório, da mesma maneira que o evento de precipitação responsável pelo seu transporte, fazendo da poluição dos corpos hídricos gerada um fenômeno igualmente aleatório. Assim, torna-se extremamente difícil determinar a distribuição temporal das concentrações dos poluentes e, além disto, estas distribuições mostram grandes diferenças entre os eventos hidrológicos (PORTO; HAUPT, 2004).

2.2 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA

De acordo com Novotny (2003), as cargas de poluentes de origem difusa podem ser quantificadas por diversas metodologias que podem ser classificadas como: (i) Unidade de carga; (ii) Concentração Média do Evento (CME) e (iii) Modelos matemáticos de simulação.

Entretanto, modelos e métodos têm sido desenvolvidos muitas vezes mesclando esses conceitos ou com abordagens diferenciadas da representação da realidade. Além disso, nem sempre há a necessidade de quantificação das cargas, a depender do problema e das ações de controle visadas, a avaliação do potencial de produção de poluição difusa pode ser mais indicada. Neste sentido, também têm sido desenvolvidas metodologias que permitem a avaliação do potencial de produção de poluição difusa ao invés da quantificação de cargas.

Assim, foram pesquisados métodos e modelos simplificados que pudessem subsidiar a gestão e planejamento dos recursos hídricos e que pudessem ser aplicados em bacias hidrográficas brasileiras, tendo sido identificadas e analisadas metodologias de avaliação do potencial de produção de poluição difusa – Avaliação baseada em percentual de impermeabilização e Método PNPI – e modelos e métodos de quantificação de cargas difusas – Avaliação baseada em amostragem, Modelo MQUAL, Modelo XP-Aqualm, Modelo Moneris.

A seguir, estas metodologias são apresentadas e analisadas, sob o ponto de vista do atendimento dos objetivos da pesquisa, na seguinte ordem:

- Métodos de avaliação do potencial de produção de poluição difusa:

- 1) Avaliação baseada em percentual de impermeabilização;
- 2) Método PNPI;

- Modelos e métodos de quantificação de cargas difusas:

- 3) Unidade de carga;
- 4) Concentração Média do Evento;
- 5) Avaliação baseada em amostragem;

- 6) Modelo MQUAL;
- 7) Modelo XP-Aqualm;
- 8) Modelo Moneris e
- 9) Modelos matemáticos de simulação.

2.2.1 Avaliação baseada em percentual de impermeabilização

Conway e Lathrop (2004) apresentam uma metodologia de avaliação dos impactos da futura urbanização de uma bacia em New Jersey, Estados Unidos, tendo a poluição de origem difusa utilizada como um de seus indicadores. Para quantificar as mudanças potenciais na qualidade da água, estimou-se o percentual de impermeabilização da bacia de acordo com o uso do solo projetado para diferentes cenários.

A porcentagem de impermeabilização foi calculada para a bacia toda e também, para cada unidade hidrológica de área definida. Baseado no limiar estabelecido por Arnold e Gibbons (1996), no qual a partir de 10% de impermeabilização já ocorrem impactos negativos na qualidade da água, foram realizadas comparações relacionando os valores da bacia como um todo, os números de unidades de área que estariam acima e o quanto estariam distantes desse limiar para cada cenário.

Assim como, em geral, acontece no Brasil, o zoneamento nos Estados Unidos raramente leva em conta as conseqüências ambientais, especialmente os impactos acumulados ao longo do tempo na escala da bacia hidrográfica.

O modelo proposto só é válido nos locais onde existe um zoneamento municipal ou uma proposta para o mesmo que limite o tipo e a localização do desenvolvimento futuro. É interessante notar que o zoneamento do estudo de caso restringe o crescimento urbano em áreas não atendidas pelo serviço de coleta de esgoto, criando áreas mínimas dos lotes para que seja possível a instalação de sistema estático de esgotos.

A estruturação de cenários apresentada permite examinar os impactos no futuro de acordo com as tendências atuais. Segundo Conway e Lathrop (2004), o

desenvolvimento geralmente não ocorre em sua máxima capacidade baseada no zoneamento atual devido a diversos fatores. Entretanto, o mesmo não é comum no Brasil, já que, em geral, não há uma fiscalização eficiente e principalmente não há oferta de habitação para a população de baixa renda que acaba por ocupar as áreas, ambientalmente frágeis, não permitidas pelo zoneamento e que normalmente não são atendidas pelo serviço de coleta de esgoto, contribuindo para uma situação de muito maior degradação da qualidade da água. Assim, o uso de cenários de acordo com a legislação de zoneamento deve ser feito criteriosamente para bacias brasileiras.

Schueler (1994) salienta que o percentual de superfície impermeável tem sido proposto como a mais refinada medida de poluição não-pontual urbana em áreas urbanas e suburbanas. Entretanto, a utilização do percentual de impermeabilização como indicador de carga difusa nivela os diferentes usos do solo. Pode-se objetar, no entanto, que o que realmente faz diferença para o potencial poluidor seja o quanto cada um desses usos é impermeabilizado. Mas cada um desses usos pode ter uma maneira própria de produzir poluição. As indústrias lançam substâncias químicas no ar que contribuem para a deposição atmosférica de poluentes. As estradas contribuem com óleos e graxas derramados pelos veículos e com material particulado desprendido do pavimento. As áreas residenciais ainda não consolidadas, normalmente, produzem muitos resíduos de construção civil que podem se tornar uma fonte de poluição difusa.

Há ainda, certamente, muitos outros aspectos da dinâmica da poluição por fontes difusas dos corpos hídricos que esta metodologia não abrange. Conway e Lathrop (2004) chamam a atenção para o fato da mata ciliar poder servir para reduzir o aporte direto de poluente nos rios, mas que tal fato não é considerado pela medida de impermeabilização da superfície.

Percebe-se que este indicador não capta todas as nuances do problema de poluição por fontes não-pontuais, nem fornece informação sobre os tipos de poluentes, tão pouco estabelece correlações com a hidrografia e a morfologia da bacia. Entretanto, por outro lado, é um indicador bastante objetivo e de muito fácil obtenção de seus valores quando comparado com o monitoramento de tempo úmido de qualidade da água.

Os mapas resultantes da aplicação da metodologia poderiam ser utilizados para identificar sub-bacias críticas e regiões vulneráveis à mudança e para ordenar a prioridade de investimentos por sub-bacia em ações mitigadoras ou de controle da poluição difusa, configurando-se como possíveis ferramentas de gestão da bacia.

Esta metodologia pode ser indicada para avaliações globais com objetivos de planejamento e gestão da bacia e especialmente em regiões com falta de dados de monitoramento que é o caso da grande maioria das bacias brasileiras.

2.2.2 Método PNPI

Munafò *et al.* (2005) propõem um método simplificado para avaliação de poluição difusa baseado em SIG e focado nas forças que direcionam a poluição ao invés de focar em seus impactos, não exigindo monitoramento de qualidade da água. A realidade da bacia é representada por poucos dados de entrada: mapas de uso do solo, mapas geológicos e modelos de elevação digital.

O PNPI, *Potential Non-point Pollution Index*, como foi denominado, fornece a contribuição potencial de poluição não-pontual de cada unidade de superfície para o corpo d'água alvo através da composição ponderada de três indicadores:

- *Land Cover Indicator* (LCI);
- *Run-Off Indicator* (ROI) e
- *Distance Indicator* (DI).

Um grupo de biólogos, agrônomos, planejadores urbanos e engenheiros florestais, profissionais com experiência em engenharia ambiental, foram consultados e escolheram os pesos para a função do índice.

Para a determinação do LCI de cada uso do solo, os especialistas deram um coeficiente dependendo do potencial poluidor sem uma referência direta a um poluente em especial. Áreas densamente ocupadas e campos de cultura intensiva receberam os maiores coeficientes, enquanto zonas naturais ou inalteradas receberam os menores. Esta abordagem permite a aplicação do modelo em bacias urbanas, rurais ou mistas.

Os tipos de uso do solo foram obtidos a partir de sistema de classificação europeu. Este fato pode induzir distorções quando da aplicação do método em outros continentes, não somente pela nomenclatura empregada, mas também pela necessidade de se fazer correlações aproximadas entre as coberturas do solo encontradas em outras localizações.

O método foi aplicado por Munafò *et al.* (2005) na bacia do rio Tiber, Itália, onde predominam regiões de LCI alto coincidindo com DI alto e regiões com LCI baixo e DI baixo, o que torna a relação do potencial poluidor dessas regiões com o valor do PNPI bastante óbvia, restando a dúvida se esta relação será válida em outras situações.

Os resultados da aplicação do método realçam as áreas sensíveis da bacia à produção de poluição difusa através de um esforço relativamente pequeno que pode poupar tempo e recursos para análises mais profundas de situações críticas. Trata-se de uma ferramenta de gerenciamento estratégico de bacia para definição de áreas que necessitam de ações prioritárias para controle de poluição difusa, mas não é possível identificar quais poluentes e em que quantidade afetam o corpo hídrico para se definir medidas de controle mais precisas.

Este modelo fornece uma aproximação qualitativa que poderia ser muito útil na falta de dados detalhados para aplicação de outros modelos estatísticos ou físicos.

Segundo Munafò *et al.* (2005), a metodologia é de difícil validação, pois o PNPI não descreve a variação da concentração de um poluente, nem o estado de um ecossistema, mas a pressão total vinda das fontes difusas exercida pela bacia toda no corpo hídrico, levando em conta tanto os aspectos antrópicos como os naturais. Portanto, não seria correto usar medições de qualidade da água para validar os resultados do PNPI, além disso, as fontes pontuais afetam tais valores e estas fontes não são consideradas no cálculo do PNPI.

Uma maneira sugerida para dar confiabilidade à ferramenta é a consulta de um grande número de especialistas para a escolha dos pesos da função do índice e dos pesos dos diferentes usos da terra. No entanto, é possível que a consulta de especialistas de outros países fornecesse outros pesos e a função tivesse de ser diferente para aplicação fora da Europa. Por outro lado, as classes de uso da terra

definidas por IBGE (2006) para o Brasil foram baseadas no *Corine Land Cover* (CLC), o sistema de classificação europeu utilizado no método do PNPI.

Testes de sensibilidade podem ser um caminho para verificação da influência nos resultados dos parâmetros previstos pelo método.

Esta validação é de difícil consecução, podendo os resultados do modelo serem sempre questionados. Por outro lado, a utilização de modelos que exigem longa série de dados em bacias que possuem monitoramento deficiente também não deve ter grande confiabilidade.

Esta metodologia se mostrou simplificada e adequada para avaliações globais de potencial de produção de poluição difusa em bacias hidrográficas brasileiras.

2.2.3 Unidade de carga

Este método consiste em aplicar taxas ou coeficientes de geração de cargas (expressos em g/ha.dia ou equivalentes) para cada categoria de uso do solo existente na área em estudo, cujos valores sejam representativos das condições médias vigentes. Cargas diárias ou anuais podem ser obtidas multiplicando as unidades de carga pela área de contribuição de um uso do solo uniforme (NOVOTNY, 2003).

Por construção, este método, que tem seu foco na produção das cargas de poluição, não permite descrever explicitamente a correlação das cargas difusas com a hidrologia e a morfologia da bacia. Porém, tem a vantagem de possuir uma formulação matemática muito simples e ser de fácil aplicação.

Podendo ser aplicado em bacias com diferentes tipos de uso e ocupação da terra, seus resultados podem ser utilizados para planejamento e gestão territorial da bacia com o objetivo de redução do aporte de cargas difusas aos corpos hídricos; entretanto, terão maior validade, apenas, quando da calibração dos coeficientes de geração de cargas através de monitoramento da qualidade da água.

2.2.4 Concentração Média do Evento – CME

Trata-se de um conceito amplamente adotado na literatura internacional. A CME é a razão entre a massa total de poluente contido no evento e o volume total escoado no

mesmo evento. Através deste parâmetro é possível conhecer o potencial poluidor de cada evento e, utilizando-se de análises estatísticas de um conjunto de eventos hidrológicos, é possível estabelecer relações com total de chuva, pico do hidrograma, uso e ocupação do solo, dentre outros (PORTO; HAUPT, 2004). A CME é um parâmetro conciso que permite representar um conjunto de dados com grande variabilidade (NOVOTNY; OLEM, 1993). De acordo com Porto e Haupt (2004), para a obtenção de seu valor é preciso Monitoramento de Tempo Úmido com coleta de amostras de qualidade da água ao longo do desenvolvimento do hidrograma para determinação do “polutograma” do evento (gráfico de concentração do poluente/variável *versus* tempo).

Esta metodologia está focada nos impactos causados pelas cargas poluidoras através da verificação da alteração da concentração de determinada variável de qualidade da água nos corpos hídricos. Pode ser aplicada a bacias com diferentes tipos de uso da terra. Depreende-se que, para fins de gestão e planejamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas de porte médio ou grande, existe a necessidade de muitos pontos de monitoramento e preferencialmente um grande conjunto de eventos analisados o que aliado ao número de amostras coletadas por evento pode tornar tal monitoramento de alto custo.

2.2.5 Avaliação baseada em amostragem

Liu, Che e Li (2005) apresentam um método para estimativa da carga difusa para toda a cidade de Beijing a partir de unidades de bacia. Foi deduzido um modelo numérico que quantifica a carga poluidora carregada pelo escoamento superficial, baseado na variação da concentração do poluente e da intensidade da chuva ao longo do tempo. A partir de amostras do escoamento oriundo de telhados e vias, experimentos foram realizados para simular as condições do transporte de poluentes através do sistema de drenagem, tendo sido feitas análises laboratoriais para determinação das concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos, Nitrogênio Total e Fósforo Total das amostras. Para cada constituinte específico, foi calculada a carga do evento tendo em vista a área de contribuição. A carga anual do constituinte foi determinada pela somatória das cargas dos eventos monitorados ponderada pela precipitação anual e dos eventos. Para análise dos resultados, foram comparadas as proporções das cargas poluidoras de origem pontual e difusa.

O método proposto utiliza equações com variáveis objetivas, cujos valores são obtidos diretamente do monitoramento. Conseqüentemente, a coerência, a significância e a confiabilidade dos resultados estão intimamente relacionadas com o número de amostras.

O modelo possibilita tão somente a quantificação da carga poluidora, não permitindo fazer previsões, já que não inclui informações da bacia tais como o uso e ocupação do solo. Mas, por outro lado, não existe a necessidade de se empregar grande esforço na calibração. Há que se ressaltar que este modelo, com sua metodologia de coleta de dados, permite quantificar separadamente a poluição difusa da poluição pontual, o que modelos mais complexos muitas vezes não conseguem fazer.

As fontes de carga difusa não se resumem às estudadas neste caso, tratando-se de uma quantificação parcial da poluição difusa. Segundo Liu, Che e Li (2005), um número considerável de outras fontes de poluição não foi levado em conta por causa das dificuldades de amostragem. Assim, seria de difícil consecução que o método fosse aplicado em áreas rurais.

E mesmo para as fontes contempladas, as variáveis de qualidade da água analisadas não contemplam todos os poluentes advindos dessas fontes, como no caso das estradas em que seria interessante ter se monitorado material solúvel em hexano para se verificar gasolina, diesel, óleos e graxas derramados pelos veículos nas vias, pois estes são importantes poluentes de origem difusa urbana.

2.2.6 Modelo MQUAL

O Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo x Qualidade da Água – MQUAL teve sua origem no Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do Guarapiranga (Programa Guarapiranga), sendo sua primeira versão elaborada em 1998, durante os estudos do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Guarapiranga da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Maiores detalhes do Modelo MQUAL podem ser obtidos em SMA (2003).

De acordo com SMA e Cobrape (2009), o modelo foi concebido com a função de explicitar as relações entre o uso, ocupação e manejo do solo na bacia e qualidade das águas para fins de abastecimento público, de forma a subsidiar a tomada de

decisões, oferecendo respostas à análise: (i) da qualidade futura do manancial sob diversas hipóteses de ocupação da bacia, de implantação de sistemas de saneamento e ações de controle; (ii) de novas políticas de uso do solo, com a identificação clara das contribuições específicas de cada categoria de uso do solo na qualidade da água, além de áreas prioritárias para preservação e recuperação; (iii) do licenciamento de grandes empreendimentos, com uso de uma ferramenta adequada para avaliação de impactos sobre a qualidade das águas e (iv) de novas medidas de controle ambiental que possam ser propostas, a partir do conhecimento mais detalhado da bacia.

O MQUAL é constituído por três módulos, sendo o primeiro de geração de cargas na bacia (obtido pela somatória das cargas nas sub-bacias), o segundo de simulação do abatimento de cargas ao longo dos rios e tributários (que permite calcular a carga afluente aos reservatórios) e o terceiro de simulação do abatimento de cargas nos reservatórios (que permite calcular as concentrações ao longo dos reservatórios).

No módulo de geração de cargas são estimadas as cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo), cargas orgânicas (Demanda Bioquímica de Oxigênio), cargas de bactérias (coliformes totais) e cargas de sólidos suspensos, provenientes de fontes pontuais e difusas. As estimativas são baseadas em coeficientes de exportação de cargas (ou unidade de carga) associados a diferentes categorias de uso e ocupação do solo nas diferentes porções da bacia, bem como na população urbana residente e na disponibilidade e condições de funcionamento e infraestrutura.

O módulo apresenta coeficientes de exportação de carga para áreas com atividade agrícola, reflorestamento, vegetação nativa (mata/ capoeirão e capoeira/ campo), chácaras, áreas urbanas de padrão superior e inferior e área de uso industrial e comercial, podendo ser utilizado em bacias urbanas, rurais ou mistas e adaptando-se bem as condições das cidades brasileiras com urbanização de baixo padrão.

Depreende-se de Lopes (2003) que a estimativa de cargas difusas do módulo de geração de cargas compreende, além dos coeficientes de exportação de cargas difusa e das áreas ocupadas pelas diferentes categorias de uso do solo nas sub-bacias, um coeficiente de transporte de sub-bacia, que representa de forma agregada

os processos de retenção e autodepuração entre os pontos de geração e a foz do curso d'água que drena a sub-bacia.

Desta maneira, o modelo MQUAL vai além da metodologia simplificada de unidade de carga e congrega aspectos dos mecanismos de transporte das cargas de poluição difusa.

O modelo incorpora, ainda, questões de diferenças nas densidades de urbanização e existência de população com lançamento direto de esgotos nos corpos d'água na estimativa de cargas de tempo seco, revelando o alto grau de representação das condições de urbanização e saneamento encontradas no Brasil.

Como resultados são estimadas as cargas de poluentes geradas e afluentes ao reservatório para diversos cenários de ocupação futura e intervenções previstas em saneamento ambiental. Através de suas estimativas, este modelo se configura numa ferramenta de planejamento e gestão de recursos hídricos que permite aos tomadores de decisão definir programas de ações e metas para proteção, recuperação e conservação dos mananciais, tal como realizado pela lei estadual paulista nº. 12.223 de 16 de janeiro de 2006 que define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da bacia hidrográfica do Guarapiranga (APRM-G) e que, entre outras providências correlatas, define como instrumento de planejamento e gestão da APRM-G o modelo de correlação entre o uso do solo e a qualidade da água – MQUAL (SÃO PAULO, 2006).

Por outro lado, no estudo de caso do município de Itapequerica da Serra, pertencente à bacia do Guarapiranga, realizado por Lopes (2003), conclui-se que para cargas difusas, o modelo não é sensível à implantação de *Best Management Practices* (BMPs) e às outras ações que propiciam a redução do aporte de cargas aos corpos hídricos.

Algumas versões diferentes do MQUAL já foram desenvolvidas a partir de estudos realizados com o objetivo de aprofundar o conhecimento sobre geração de cargas e processos de autodepuração na bacia do reservatório Guarapiranga, correspondendo a diferenças significativas entre os resultados de cada versão. Foram objeto destes estudos campanhas intensivas de monitoramento contínuo de qualidade da água de

todas as sub-bacias da bacia do Guarapiranga para definição dos coeficientes utilizados no modelo.

Assim, apesar de poder ser considerado um modelo simplificado de avaliação de poluição difusa que incorpora aspectos do transporte das cargas geradas, de poder ser aplicado em bacias urbanas e/ou agrícolas, de ser bastante representativo das condições de saneamento e urbanização das bacias brasileiras e de ser um instrumento de gestão de recursos hídricos, para a adequada calibração dos parâmetros empregados faz-se necessária a realização de monitoramento extenso e contínuo de qualidade da água dos corpos d'água da bacia hidrográfica em análise, que, em geral, a maioria das bacias brasileiras não dispõem.

2.2.7 Modelo XP-Aqualm

O estudo de Phillips e Yu (2001) tem por proposição demonstrar a habilidade do modelo XP-Aqualm para avaliar os impactos da mudança do uso do solo e da poluição pontual e difusa para formular planos ambientalmente sustentáveis para bacias em urbanização na Austrália.

Percebe-se que este modelo, por seus diversos módulos de simulação, está em posição intermediária entre os modelos matemáticos de simulação mais complexos e as estimativas simplificadas por valores genéricos de carga anual de poluente.

O módulo de chuva-vazão simula a vazão diária a partir da precipitação, levando-se em conta a interceptação, evapotranspiração e o armazenamento superficial e do solo. Inclusive permite que o usuário crie seu próprio modelo de infiltração que se adapte melhor às suas condições locais, fato muito interessante que permite a aplicação do modelo em outras localidades. Por outro lado, o módulo de poluição no que diz respeito à poluição difusa é bastante simplificado, pois a entrada de dados já é um valor manipulado pelo usuário, podendo ser coeficiente de exportação ou CME. No caso da poluição pontual, o usuário pode entrar tanto uma carga constante diária, característica de uma modelagem simplificada, ou um arquivo de série histórica, característica de modelagem mais complexa. O módulo de qualidade da água incorpora funções de decaimento definidas pelo usuário.

Algumas melhorias foram realizadas na segunda versão do XP-AQUALM em direção a um modelo mais completo como, por exemplo, a simulação da ressuspensão dos poluentes.

Na aplicação do modelo por Phillips e Yu (2001), a bacia do rio Oxley (tributário do rio Brisbane e localizado em Brisbane, Austrália) foi dividida em sub-bacias, tendo cada uma delas uma seção de controle definida como seu exutório para apresentação de valores simulados e projetados de concentração de poluentes. Um terço dos passos tomados para a modelagem diz respeito à revisão e análise dos dados e para se assegurar de que os mesmos poderão ser utilizados pelo modelo, o que é fundamental para a obtenção de resultados coerentes.

As variáveis de qualidade da água escolhidas para modelagem da carga difusa são fundamentalmente as mesmas de avaliação de carga pontual. Embora as relações de exportação adotadas tenham sido calibradas para áreas urbanas, nenhum poluente típico para avaliação de carga difusa urbana foi utilizado, prejudicando esta avaliação.

A implementação de BMPs, *Best Management Practices*, na modelagem, foi caracterizada como uma redução genérica nas relações de exportação dos poluentes, forma ainda mais simplificada que a descrita para este módulo do modelo. Estas reduções genéricas foram baseadas em reduções de outras bacias situadas fora de Queensland e da Austrália.

A despeito de todas as simplificações e calibrações aproximadas, o estudo conseguiu, através do uso do modelo, apresentar as cargas de poluição para a situação existente e situação futura com e sem controle, numa condição de relativamente poucos dados de qualidade da água, dando base para a concepção de estratégias de controle.

2.2.8 Modelo Moneris

Moneris (*MOdelling Nutrient Emissions into River Systems*) estima as cargas de nutrientes originadas por fontes naturais e antrópicas na bacia, tendo sido desenvolvido por Behrendt na Alemanha em 1999. Uma análise detalhada do modelo pode ser encontrada em Behrendt *et al.* (2000). De acordo com Palmeri, Bendoricchio e Artioli (2005), trata-se de um modelo de parâmetros distribuídos de regime permanente com uma escala de tempo anual, sendo os dados agregados

especialmente em unidades de sub-bacias com dimensões da ordem de centenas de km².

Este modelo calcula as cargas geradas por fontes difusas e pontuais, tendo por base o balanço hídrico para a estimativa das emissões de diferentes origens.

O modelo está organizado em um conjunto de arquivos de planilhas interligados. A aplicação do modelo requer dados analíticos, estatísticos e geográficos, sendo que estes últimos são obtidos a partir de mapas digitais utilizando-se Sistema de Informações Geográficas (SIG). O modelo é composto por oito submodelos que simulam os principais processos de geração e transporte de nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos para a rede hidrográfica. Quatro destes submodelos estão fundamentalmente relacionados aos usos rurais do território. Os resultados da simulação são divididos em nutrientes gerados na bacia – as emissões –, e nutrientes transportados pelo escoamento superficial (na rede hídrica) até o exutório da bacia – as cargas.

O cálculo das cargas é feito em duas etapas. A primeira consiste na estimativa do total das emissões: para a sub-bacia, o balanço de massa é obtido pela soma das emissões estimadas por cada submodelo. A segunda etapa consiste na estimativa das cargas originada pelas emissões, considerando o abatimento durante o transporte através dos rios.

Para a avaliação do abatimento das emissões, Moneris usa um modelo clássico de retenção que pode ser calibrado e adaptado para as condições específicas em análise.

Além da distribuição percentual do total das emissões de acordo com as diferentes trajetórias, os resultados da simulação são apresentados como gráficos de correlação, entre os valores medidos e os simulados, dos seguintes fatores: vazão, sólidos suspensos, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total.

Os gráficos de Palmeri, Bendoricchio e Artioli (2005) para o estudo de caso da Bacia do rio do Pó (Itália) apresentam uma alta correlação entre os valores medidos (no período de 1996 a 2000) e os simulados, validando o modelo como metodologia para

avaliação da qualidade da água dos corpos hídricos sujeitos ao aporte de nutrientes de fontes pontuais e difusas.

Os dados de entrada do modelo são de simples determinação e não exigem extensos monitoramentos de qualidade da água, o que é de grande conveniência para a aplicação em bacias brasileiras. No entanto, o fato do modelo avaliar essencialmente nutrientes prejudica uma análise global, necessária ao planejamento e à gestão dos recursos hídricos, das fontes de poluição difusa, especialmente nas porções urbanas das bacias mistas.

2.2.9 Modelos matemáticos de simulação

Os modelos de simulação são usados no planejamento da qualidade da água e no controle de poluentes, sendo aplicados para responder a uma variedade de questões e dar suporte ao plano de bacia e suas análises. Alguns modelos são altamente especializados, simulam os fenômenos ambientais e os componentes dos problemas da poluição, enquanto que outros incorporam técnicas mais compreensíveis de avaliação (USEPA, 1997).

De Novotny (2003) depreende-se que os modelos matemáticos de simulação de carga difusa podem ser: rurais ou urbanos, determinísticos ou estocásticos, simplificados ou sofisticados, orientados por evento ou contínuos, de área geradora (*loading models*), do corpo receptor (*receiving water models*) ou ecológicos, de parâmetros médios (*lumped parameter models*) ou de parâmetros distribuídos (*distributed parameter models*), entre outras classificações.

Como já ressaltado, os modelos matemáticos de simulação exigem, em muitos casos, monitoramento de quantidade e qualidade da água específico e extenso.

Revisões dos modelos disponíveis de qualidade da água aplicáveis à modelagem de carga difusa de bacias hidrográficas têm sido preparadas por: Novotny (1988), Huber (1990), Donigian *et al.* (1995) e Usepa (1997).

Destaca-se a publicação de Usepa (1997), *Compendium of Tools for Watershed Assesment and TMDL Development*, por apresentar as técnicas e modelos disponíveis que avaliam e prognosticam as condições físicas, químicas e biológicas

dos corpos hídricos, fornecendo aos gestores ambientais e a outros usuários, através de extensas classificações dos modelos, adequadamente organizadas em tabelas, as informações requeridas para a seleção do modelo apropriado para as suas necessidades e recursos.

3 METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA: O MÉTODO PNPI

Dentre os métodos simplificados pesquisados, optou-se por aplicar aquele que avalia a poluição difusa através do índice de poluição não-pontual potencial, o PNPI.

Trata-se de uma metodologia simplificada para avaliação do potencial de produção de poluição difusa através da ponderação de diferentes aspectos físicos da bacia hidrográfica que influenciam na geração e transporte de cargas difusas, tais como: uso da terra, permeabilidade dos solos, declividade do terreno e interação entre morfologia da bacia e rede hidrográfica.

A metodologia apresentada por Conway e Lathrop (2004) também realiza avaliação do potencial de produção de poluição difusa e permite examinar os impactos no futuro das mudanças nos padrões de ocupação do território, mas considera apenas um único aspecto da dinâmica da poluição por fontes difusas dos corpos hídricos: o grau de impermeabilização da bacia.

Através do método denominado unidade de carga, é possível determinar cargas diárias ou anuais de poluição difusa produzidas na bacia pelas diferentes categorias de uso da terra. Entretanto, não são considerados os mecanismos de transporte e retenção das cargas.

A CME é uma metodologia que tem seu foco na avaliação dos impactos causados pelas cargas poluidoras através da verificação da alteração da concentração de determinada variável de qualidade da água nos corpos hídricos e que, para fins de gestão e planejamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, exige monitoramento específico e extenso.

Apesar do modelo XP-Aqualm poder ser aplicado para subsidiar a formulação de planos de recursos hídricos sob condições de relativamente poucos dados, sua metodologia para avaliação de poluição difusa avança pouco em relação aos métodos de coeficiente de exportação e CME.

A metodologia proposta por Liu, Che e Li (2005), muito embora permita quantificar separadamente a poluição difusa da poluição pontual, exige um grande número de

amostras para se obter resultados confiáveis. Além disso, é de difícil aplicação em áreas rurais.

O modelo Moneris, pelo contrário, por avaliar essencialmente nutrientes, prejudica uma análise das fontes difusas de áreas urbanas, a despeito de seus dados de entrada serem de simples determinação, não exigindo extensos monitoramentos de qualidade da água, e de estimar as cargas originadas pelas emissões, considerando o abatimento durante o transporte.

O modelo MQUAL, apesar de incorporar aspectos do transporte das cargas difusas geradas, de poder ser aplicado em bacias urbanas e/ou agrícolas e de ser um instrumento de gestão de recursos hídricos desenvolvido e aplicado no Brasil, para a adequada calibração dos parâmetros empregados faz-se necessária a realização de monitoramento extenso que, em geral, a maioria das bacias brasileiras não dispõe.

Desta maneira, escolheu-se o método PNPI, por ir ao encontro dos objetivos desta pesquisa, podendo ser aplicado em bacias urbanas, rurais ou mistas, com pouca disponibilidade de dados, bem como por subsidiar o gerenciamento estratégico de bacia para definição de áreas que necessitam de ações prioritárias.

O maior entrave dos modelos estatísticos ou físicos de poluição difusa é a necessidade de uma grande quantidade de dados de entrada, de calibração e de validação. O PNPI (*Potential Non-point Pollution Index*) é uma nova ferramenta para a avaliação da pressão global exercida pelos diferentes usos do solo sobre as águas superficiais. O PNPI não é um modelo estatístico nem tão pouco físico, é um modelo baseado no Sistema de Informação Geográfica (SIG). Seus resultados são apresentados na forma de mapas que realçam as áreas mais propensas a produzir poluição. Esta ferramenta está focada nas forças que direcionam a poluição ao invés de focar seus impactos. Dessa maneira, as fontes pontuais e não-pontuais podem ser claramente separadas. O potencial poluidor de cada parcela do terreno é função de três indicadores a serem determinados (MUNAFÒ *et al.*, 2005):

-LCI (*Land Cover Indicator*): indica o potencial de geração de poluição difusa devido aos usos do solo da parcela.

-ROI (*Run-Off Indicator*): leva em conta a mobilidade do poluente e a possível infiltração de acordo com a declividade, cobertura e geologia do terreno.

-DI (*Distance Indicator*): traduz a distância hidráulica ou a distância de transporte da carga.

3.1 DADOS DE ENTRADA NECESSÁRIOS

A realidade da bacia é representada por poucos dados de entrada:

- mapas de uso do solo;
- mapas geológicos e
- modelo digital de terreno (MDT).

Os mapas de entrada e o MDT são processados a partir de *softwares* de Sistema de Informações Geográficas.

O modelo digital de terreno é utilizado para se determinar os limites, a morfologia e a hidrografia da bacia. Munafò *et al.* (2005) empregou um MDT com *grid* de 75 m para manter o tempo de processamento computacional sob controle e para compatibilizar com a escala de outros mapas (1:100.000 no caso do mapa de uso do solo). Mas uma resolução maior ou menor pode ser utilizada, sendo o tamanho do *grid* para o cálculo do PNPI uma consequência desta escolha (MUNAFÓ *et al.*, 2005).

Para que os mapas de solos e de uso do solo possam ser manipulados, tendo em vista as operações necessárias para obtenção dos indicadores e do PNPI, suas informações devem ser convertidas em matrizes de tamanho de *grid* compatíveis.

3.2 PREPARAÇÃO DOS DADOS

Todo o processo de transferência (movimento) dos elementos do ciclo hidrológico, ao longo de bacias, está fundamentalmente baseado na utilização de topografia. O fluxo de água, sedimentos, poluentes, entre outros, obedece às condicionantes topográficas como indicadoras do caminho do movimento (MENDES; CIRILO, 2001).

O modelo numérico do terreno é uma matriz (*raster*) de números que representam a distribuição geográfica das elevações (MOORE *et al.*, 1991). Depreende-se de Mendes e Cirilo (2001) que a matriz do modelo numérico ou digital do terreno

representa uma superfície contínua gerada a partir da interpolação matemática dos pontos das curvas de nível de mapas topográficos vetorizados ou digitalizados.

Obtida a superfície interpolada, o próximo passo é o processamento e a simulação gráfica dos dados de elevação. As propriedades e atributos do MDT podem ser correlacionados com dados hidrológicos. Além disso, operações podem ser realizadas e parâmetros podem ser obtidos a partir do MDT.

Para o cálculo do ROI e do DI é preciso determinar o caminho hidráulico através da matriz entre cada célula e o corpo receptor. Para tanto, faz-se necessário obter a área de contribuição ou de drenagem e a rede hidrográfica, cujo método, segundo Jenson e Domingue (1988), consiste em: preenchimento das depressões; cálculo das direções de escoamento; cálculo do escoamento acumulado e definição dos limites da bacia e da hidrografia.

Adicionalmente, para o cálculo do ROI, necessita-se realizar o cálculo das declividades, de maneira a obter uma matriz de declividades.

Tais etapas ou operações a serem realizadas a partir do modelo digital do terreno são ilustradas na figura a seguir e descritas nos próximos tópicos.

Figura 1 – Etapas ou operações da preparação dos dados.

A) Preenchimento das depressões

As depressões representam obstáculos à determinação das direções de fluxo. Os MDTs normalmente apresentam depressões de origem artificial (que ocorrem normalmente por uma insuficiência da resolução da grade de células em representar o terreno e por deficiências da função interpoladora), ou natural, como lagos ou sumidouros (MENDES; CIRILO, 2001).

O preenchimento das depressões é essencial, pois, em geral, o MDT contém algumas células trabalhando como áreas de acumulação, as quais estão em um nível mais baixo que aquelas em seu entorno. O objetivo desta fase é produzir um MDT modificado, no qual qualquer célula faz parte de uma rota monótona descendente (ou plana) que leva ao exutório da bacia. As rotas são constituídas de células adjacentes e hidraulicamente ligadas (ISS, 2006).

Mendes e Cirilo (2001) apresentam um método para remoção de depressões que consiste em preencher a célula ou as células da depressão até a altura da mais baixa entre as células vizinhas. O procedimento é ilustrado na figura 2.

Figura 2 – Depressão em MDT: preenchimento de uma depressão vista no perfil (os números representam a cota do terreno). Fonte: Mendes e Cirilo (2001)

B) Cálculo das declividades

Segundo Mendes e Cirilo (2001), a declividade ou inclinação é um dos atributos topográficos mais utilizados, pois exerce influência sobre o fluxo da água. A declividade do terreno é definida como a taxa de diminuição da altura na direção onde ocorre a maior redução, ou seja, na direção do aspecto. O aspecto pode ser definido como a direção de máximo decrescimento da função que representa o terreno.

É demonstrado, a seguir, como a declividade e a direção da maior declividade (aspecto) de um ponto (x_0, y_0) pode ser determinada. O MDT pode ser representado

por $F(x, y)$, onde em cada posição tem-se a cota topográfica $f(x, y)$, de acordo com a seguinte representação matricial (MENDES; CIRILO, 2001):

$$F(x, y) = \begin{bmatrix} f(0,0) & f(0,1) & \cdots & f(0,n) \\ f(1,0) & f(1,1) & \cdots & f(1,n) \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ f(m,0) & f(m,1) & \cdots & f(m,n) \end{bmatrix}$$

Onde: m, n são os números de linhas e colunas da matriz.

A equação de uma superfície tangente no ponto (x_0, y_0) é:

$$a(x - x_0) + b(y - y_0) = 0 \quad \text{eq. 1}$$

Ou: $ax + by + c = 0$

Ou: $y = -\frac{a}{b}x - \frac{c}{b}$

Onde: $c = -ax_0 - by_0 = \text{constante.}$

$$a = \left. \frac{\partial F}{\partial x} \right|_{x=x_0}; \quad b = \left. \frac{\partial F}{\partial y} \right|_{y=y_0}$$

A equação 1 é uma reta com declividade $-a/b$ e aspecto $-b/a$ (ortogonal à declividade). O sinal negativo indica a direção descendente da declividade, que por convenção é ignorado. As derivadas parciais (a e b) podem ser avaliadas através de técnicas de cálculo numérico, como diferenças finitas. Neste exemplo, os cálculos são realizados com uma janela móvel, utilizando o método proposto por Rosenberg (1975) apud Mendes e Cirilo (2001).

$F_{i-1,j-1}$	$F_{i-1,j}$	$F_{i-1,j+1}$
$F_{i,j-1}$	$F_{i,j}$	$F_{i,j+1}$
$F_{i+1,j-1}$	$F_{i+1,j}$	$F_{i+1,j+1}$

As estimativas mais simples, via diferenças finitas, da declividade e do aspecto para a função $F(x,y)$ na posição i,j , assumindo $a = \frac{\partial F}{\partial x} = \frac{F_{i,j+1} - F_{i,j-1}}{2\delta x}$ e $b = \frac{\partial F}{\partial y} = \frac{F_{i+1,j} - F_{i-1,j}}{2\delta y}$, onde δx e δy são as distâncias entre centros de células nas direções x e y e $\delta x = \delta y$ (célula quadrada), são:

$$\text{DECLIVIDADE}_{i,j} = \frac{a}{b} = \frac{F_{i,j+1} - F_{i,j-1}}{F_{i+1,j} - F_{i-1,j}} \quad \text{eq. 2}$$

$$\text{ASPECTO}_{i,j} = \frac{b}{a} = \frac{F_{i+1,j} - F_{i-1,j}}{F_{i,j+1} - F_{i,j-1}} \quad \text{eq. 3}$$

C) Determinação das direções de escoamento

Esta etapa consiste em reconhecer a direção de escoamento de cada célula do MDT. Assume-se que a água deixa uma célula e direciona-se somente para uma das 8 células adjacentes e que a célula receptora é a de maior desnível (ISS, 2006).

O algoritmo de cálculo do aspecto discreto, ou direção de fluxo, foi obtido de Jenson *et al.* (1988). A obtenção do aspecto discreto é feita numa janela móvel 3x3 que percorre o MDT e atribui a cada célula a direção de uma de suas oito vizinhas. A atribuição é feita mediante uma pesquisa de direção de maior declividade. A declividade é calculada por dZ/dS , onde dZ é a diferença entre as elevações na célula da direção considerada e a célula central e dS tem valor igual a 1 nas direções perpendiculares e $\sqrt{2}$ nas diagonais. As direções são numeradas por códigos arbitrários, conforme a Figura 3.

Figura 3 – Matriz de aspecto e direções discretas, representadas por números. Fonte: Mendes e Cirilo (2001)

Considerando, como exemplo, a célula na coordenada 0,0 do modelo numérico de terreno da figura 3, com $Z = 10$ m: analisando a vizinhança deste ponto (com valores de 9, 8 e 7 m) verifica-se que o valor mais baixo é 7, devendo haver um "fluxo" (de água, sedimentos, poluentes, etc.) nesta direção, que tem um código arbitrário de 4. O resultado também é apresentado na figura 3.

D) Cálculo do escoamento acumulado ou da área acumulada

A área acumulada, sob o ponto de vista hidrológico, é uma medida que integra o fluxo superficial ou subsuperficial da água a montante de um ponto do terreno. A área acumulada é importante para definir sub-bacias, rede de drenagem, automaticamente, e índices de saturação, entre outros parâmetros de interesse hidrológico (MENDES, CIRILO, 2001).

De acordo com Munafò *et al.* (2005), a matriz de direções de fluxo é utilizada para se obter um novo *grid* onde cada célula é assinalada com um valor (*Flow Accumulation* (FA)) correspondente ao número de células que tem seu escoamento direcionado para ela.

E) Definição da hidrografia e dos limites da bacia

A determinação da rede de drenagem não exige nenhum programa específico, sendo apenas uma operação de decisão com base nos valores de área acumulada. Se a área acumulada de uma célula supera determinado limite definido pelo usuário, então esta célula faz parte da rede de drenagem e é marcada com o valor 1. Se a área acumulada desta célula não supera o limite, a célula é marcada com o valor zero. A determinação do limite depende do MDT e dos objetivos do trabalho. A figura 4 apresenta estes conceitos, onde para uma área acumulada maior ou igual a 4, tem-se a célula "rio" (MENDES, CIRILO, 2001).

Segundo Munafò *et al.* (2005), similarmente à determinação da rede hidrográfica, os limites das bacias são facilmente identificados. Existem dois algoritmos básicos, propostos por Jenson *et al.* (1988), que são utilizados para esse tipo de procedimento, realizados tanto sobre a grade de direções de fluxo quanto sobre a grade de área acumulada. O primeiro marca os exutórios das sub-bacias e o segundo delimita-as a partir de seus exutórios.

Figura 4 – Determinação da rede de drenagem. Fonte: Mendes e Cirilo (2001)

3.3 DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE USO DA TERRA (LCI)

O LCI é o mais influente dos três indicadores. As consequências ambientais dos diversos cenários de planejamento podem ser avaliadas por meio da contribuição do LCI ao PNPI (ISS, 2006).

Para o cálculo do LCI de cada uso da terra relativo ao *Corine Land Cover* (CLC) – o sistema de classificação europeu de uso da terra –, especialistas propuseram um coeficiente dependendo do potencial de poluição. Áreas densamente construídas e campos de cultura intensiva receberam os maiores coeficientes, enquanto zonas naturais ou inalteradas receberam os menores. Os especialistas tiveram que avaliar a pressão global exercida pelo uso do solo nos corpos hídricos sem uma referência direta a um poluente em particular ou a um conjunto de poluentes (MUNAFÒ *et al.*, 2005).

A tabela 1 traz a média dos coeficientes assinalados pelos especialistas consultados para cada uso do solo do CLC, segundo ISS (2006) e Cecchi *et al.* (2007).

Tabela 1 – Estimativa da contribuição de poluição difusa para as classes de uso do solo do *Corine Land Cover* como resultado da consulta de especialistas. Fonte: Cecchi *et al.* (2007)

Classes de uso do solo do CLC		Média (0-10)
1. Territórios artificializados		
1.1 Tecido urbano	1.1.1 Tecido urbano contínuo	8,22
	1.1.2 Tecido urbano descontínuo	6,89
1.2 Indústria, comércio e transportes	1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais	7,78
	1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	5,67
	1.2.3 Zonas portuárias	7
	1.2.4 Aeroportos	5,56
1.3 Áreas em construção, extração e deposição de resíduos	1.3.1 Áreas de extração mineira	7,78
	1.3.2 Áreas de deposição de resíduos	8,11
	1.3.3 Áreas em construção	7,22
1.4 Zonas verdes ordenadas	1.4.1 Espaços verdes urbanos	2,33
	1.4.2 Equipamentos desportivos e de lazer	3
2. Áreas agrícolas		
2.1 Culturas anuais	2.1.1 Culturas anuais de sequeiro	6,33
	2.1.2 Culturas anuais de regadio	8,89
	2.1.3 Arrozais	7,67
2.2 Culturas permanentes	2.2.1 Vinhas	7
	2.2.2 Pomares	7,89
	2.2.3 Olivais	5,22
2.3 Pastagens	2.3.1 Pastagens	4
2.4 Áreas agrícolas heterogêneas	2.4.1 Culturas anuais associadas às culturas permanentes	7,44
	2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos	6,89
	2.4.3 Agricultura com espaços naturais	5,67
	2.4.4 Sistemas agro-florestais	2,89
3. Florestas e meios seminaturais		
3.1 Florestas	3.1.1 Florestas de folhosas	0,56
	3.1.2 Florestas de resinosas	0,56
	3.1.3 Florestas mistas	0,44
3.2 Vegetação arbustiva e herbácea	3.2.1 Pastagens naturais	1,94
	3.2.2 Matos	0,56
	3.2.3 Vegetação esclerofítica	0,22
	3.2.4 Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	0,78
3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação	3.3.1 Praias, dunas e areais	0,78
	3.3.2 Rocha nua	0
	3.3.3 Vegetação esparsa	0,89
	3.3.4 Áreas áridas	2,67
	3.3.5 Neves eternas e glaciares	0,11
4. Zonas úmidas		
4.1 Zonas úmidas interiores	4.1.1 Pauis	0,89
	4.1.2 Turfeiras	1
4.2 Zonas úmidas costeiras	4.2.1 Sapais	0,44
	4.2.2 Salinas	0,43
	4.2.3 Zonas intertidais	0,43
5. Massas de água		
5.1 Águas interiores	5.1.1 Linhas de água	0,14
	5.1.2 Planos de água	0,88
5.2 Águas marinhas	5.2.1 Lagunas litorais	0,14
	5.2.2 Estuários	0,43
	5.2.3 Mar e oceano	0,14

3.4 DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE DISTÂNCIA (DI)

O DI pode ser calculado pela distância de cada ponto da bacia ao corpo receptor de acordo com a rota da água no solo. Levando-se em conta a menor capacidade de carreamento da poluição, quanto maior essa distância, menor é o valor do DI.

O DI é calculado como a distância normalizada entre a célula i e o rio. A normalização de DI foi feita por Cecchi *et al.* (2007) por meio de uma função potencial expressada por:

$$DI_i = \exp(-[D_i]*k) \quad \text{eq. 4}$$

Onde:

D_i : distância da célula i ao rio medida em número de células e

k : constante de valor igual a 0,090533.

Se $D_i = 0$ então $DI_i = 1$, entretanto se $D_i = \infty$, $DI_i = 0$.

3.5 DETERMINAÇÃO DO INDICADOR DE *RUN-OFF* (ROI)

O indicador de *run-off* é função do tipo do solo, do uso do solo e da declividade. O cálculo do ROI de cada célula i requer a definição preliminar do coeficiente de *run-off* para cada célula ao longo do caminho hidráulico entre a célula i e o rio.

O tipo de solo superficial influencia o coeficiente de *run-off* através de seu parâmetro permeabilidade. Cecchi *et al.* (2007) apresenta valores para o coeficiente de *run-off* definidos de acordo com a Tabela 2 para as classes de uso do solo do CLC, de acordo com as classes de permeabilidade. A permeabilidade varia de A, alta, a D, baixa. Se os mapas de permeabilidade não estiverem disponíveis, estimativas deste parâmetro podem ser obtidas a partir de mapas geológicos, litológicos ou pedológicos.

Tabela 2 – Coeficientes de *run-off* para as classes de uso do solo do Corine Land Cover de acordo com as classes de permeabilidade do solo (A: alta permeabilidade, D: baixa permeabilidade)

Classes de uso do solo do CLC	Classes de Permeabilidade			
	A	B	C	D
1.1.1 Tecido urbano contínuo	0,77	0,85	0,90	0,92
1.1.2 Tecido urbano descontínuo	0,57	0,72	0,81	0,86
1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais	0,89	0,90	0,94	0,94
1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	0,98	0,98	0,98	0,98
1.2.3 Zonas portuárias	0,89	0,92	0,94	0,94
1.2.4 Aeroportos	0,81	0,88	0,91	0,93
1.3.1 Áreas de extração mineira	0,46	0,69	0,79	0,84
1.3.2 Áreas de deposição de resíduos	0,46	0,69	0,79	0,84
1.3.3 Áreas em construção	0,46	0,69	0,79	0,84
1.4.1 Espaços verdes urbanos	0,39	0,61	0,74	0,80
1.4.2 Equipamentos desportivos e de lazer	0,39	0,61	0,74	0,80
2.1.1 Culturas anuais de sequeiro	0,70	0,80	0,86	0,90
2.1.2 Culturas anuais de regadio	0,70	0,80	0,86	0,90
2.1.3 Arrozais	0,90	0,90	0,90	0,90
2.2.1 Vinhas	0,45	0,66	0,77	0,83
2.2.2 Pomares	0,45	0,66	0,77	0,83
2.2.3 Olivais	0,45	0,66	0,77	0,83
2.3.1 Pastagens	0,30	0,58	0,71	0,78
2.4.1 Culturas anuais associadas às culturas permanentes	0,58	0,73	0,82	0,87
2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos	0,58	0,73	0,82	0,87
2.4.3 Agricultura com espaços naturais	0,52	0,70	0,80	0,85
2.4.4 Sistemas agro-florestais	0,45	0,66	0,77	0,83
3.1.1 Florestas de folhosas	0,36	0,60	0,73	0,79
3.1.2 Florestas de resinosas	0,36	0,60	0,73	0,79
3.1.3 Florestas mistas	0,36	0,60	0,73	0,79
3.2.1 Pastagens naturais	0,49	0,69	0,79	0,84
3.2.2 Matos	0,49	0,69	0,79	0,84
3.2.3 Vegetação esclerofítica	0,49	0,69	0,79	0,84
3.2.4 Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	0,36	0,60	0,73	0,79
3.3.1 Praias, dunas e areais	0,76	0,85	0,89	0,91
3.3.2 Rocha nua	0,77	0,86	0,91	0,94
3.3.3 Vegetação esparsa	0,49	0,69	0,79	0,84
3.3.4 Áreas áridas	0,77	0,86	0,91	0,94
3.3.5 Neves eternas e glaciares	1,00	1,00	1,00	1,00
4.1.1 Pauis	1,00	1,00	1,00	1,00
4.1.2 Turfeiras	1,00	1,00	1,00	1,00
4.2.1 Sapais	1,00	1,00	1,00	1,00
4.2.2 Salinas	1,00	1,00	1,00	1,00
4.2.3 Zonas intertidais	1,00	1,00	1,00	1,00
5.1.1 Linhas de água	1,00	1,00	1,00	1,00
5.1.2 Planos de água	1,00	1,00	1,00	1,00
5.2.1 Lagunas litorais	1,00	1,00	1,00	1,00
5.2.2 Estuários	1,00	1,00	1,00	1,00
5.2.3 Mar e oceano	1,00	1,00	1,00	1,00

Fonte: Cecchi *et al.* (2007)

Segundo Cecchi *et al.* (2007), os valores da tabela 2 devem ser corrigidos pelo efeito da declividade, através da adição dos valores indicados na Tabela 3. Se o valor

corrigido obtido for maior que 1 (um), o coeficiente de *run-off* deve ser definido como igual a 1 (um).

Tabela 3 – Coeficientes de correção para adição ao coeficiente de run-off de acordo com a declividade do terreno (se a soma for superior a 1, admite-se valor igual a 1)

Classes de declividade (graus)	Coeficiente de correção
< 2°50'	0
2°50'-3°41'	0,1
3°41'-4°32'	0,2
4°32'-5°23'	0,3
5°23'-6°14'	0,4
6°14'-7°05'	0,5
7°05'-7°56'	0,6
7°56'-8°47'	0,7
8°47'-9°38'	0,8
9°38'-10°29'	0,9
> 10°29'	1

Fonte: Cecchi *et al.* (2007)

Uma vez que o coeficiente de *run-off* de cada célula tenha sido determinado, o ROI da célula *i* pode ser calculado como a média do coeficiente de *run-off* de todas as células entre a célula *i* e o rio (ao longo do caminho hidráulico).

3.6 OBTENÇÃO DE RESULTADOS

Antes de serem usados, estes indicadores, LCI, ROI e DI, devem ser normalizados entre seus máximos e mínimos, obtendo-se valores entre 0 e 1.

O PNPI é calculado através da seguinte expressão:

$$\text{PNPI} = p_{\text{LCI}} \cdot \text{LCI} + p_{\text{DI}} \cdot \text{DI} + p_{\text{ROI}} \cdot \text{ROI} \quad \text{eq. 5}$$

Onde p_{LCI} , p_{DI} e p_{ROI} são os pesos relativos do indicador de uso do solo, indicador de distância e indicador de run-off.

A tabela 4, a seguir, apresenta a média normalizada dos pesos relativos dos três indicadores assinalados pelos especialistas consultados e o respectivo desvio padrão, de acordo com ISS (2006).

Os pesos de cada um dos três indicadores expressam o maior papel do uso do solo na geração de carga difusa (CECCHI *et al.*, 2007). O PNPI fornece a contribuição potencial de cada célula do MDT (cada unidade de superfície) de poluição não-pontual para o corpo d'água alvo.

Tabela 4 – Média dos pesos dos indicadores resultante da consulta dos especialistas, normalizada para soma igual a 10

Indicador	Peso do Indicador (Média)	Desvio Padrão
LCI	4,8	0,72
DI	2,6	0,51
ROI	2,6	0,72

Fonte: Cecchi *et al.* (2007)

Utilizando-se os pesos indicados na tabela 4 e com os valores dos indicadores já normalizados (entre 0 e 1), os valores de PNPI irão variar entre 0 e 10. Quanto mais alto o valor de PNPI de uma célula, maior será seu potencial de contribuição para a poluição das águas por fontes difusas.

Os valores de PNPI obtidos podem ser usados para construção de classes. Os resultados podem ser apresentados na forma de um mapa de classes de PNPI da bacia.

Segundo Munafò *et al.* (2005), um aspecto importante destes resultados é que eles realçam particularmente as áreas sensíveis através de um esforço relativamente pequeno que pode poupar tempo e recursos para análises mais profundas de situações críticas. Esta aproximação qualitativa poderia ser particularmente útil na falta de dados detalhados para aplicação de outros modelos mais complexos.

De acordo com Cecchi *et al.* (2007), os mapas resultantes mostram uma clara concentração de áreas de alta pressão ao longo dos corpos d'água, devido ao peso relativamente alto indicado pelos especialistas para DI; o mapa torna evidente aos planejadores e tomadores de decisão o papel chave que o território nas vizinhanças dos rios tem para a geração de poluição difusa.

A validação de um índice como o PNPI não é uma tarefa fácil. O PNPI não visa descrever a variação da concentração de um único poluente ou a alteração de uma variável física. Acima de tudo, ele não descreve o estado de um ecossistema, mas a pressão total neste ecossistema vinda das fontes difusas, isto é, ele representa a pressão total exercida pela bacia toda no corpo hídrico, levando em conta tanto os aspectos antrópicos como naturais. Portanto, não seria correto usar medições de qualidade da água para validar os resultados do PNPI, pois as fontes pontuais afetam

tais valores e estas fontes não são consideradas no cálculo do PNPI (MUNAFÒ *et al.*, 2005).

No capítulo, a seguir, faz-se uma caracterização da bacia hidrográfica utilizada como estudo de caso para avaliação do potencial de produção de poluição difusa, através da metodologia ora descrita.

4 O ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO JUNDIAÍ

A bacia do rio Jundiaí foi utilizada como objeto de estudo para aplicação da metodologia apresentada no capítulo precedente. Neste capítulo, são indicadas as principais informações físicas, socioeconômicas e ambientais sobre a bacia do rio Jundiaí; os dados utilizados no estudo de caso (modelo digital de terreno, mapa pedológico e mapa de uso da terra) e o detalhamento da aplicação do método PNPI à bacia para a situação de ocupação do ano de 2003 (ano de referência do mapa de uso da terra disponível). No próximo capítulo são apresentados os resultados obtidos e os testes de sensibilidade realizados.

4.1 A BACIA DO RIO JUNDIAÍ

Localizada no leste do Estado de São Paulo, entre as Regiões Metropolitanas de São Paulo e Campinas (RMSP e RMC), a bacia hidrográfica do rio Jundiaí possui uma área de 1.114 km².

O rio Jundiaí é um importante afluente da margem direita do rio Tietê e tem suas nascentes a 1.000 m de altitude, na Serra da Pedra Vermelha, no município de Mairiporã, apresentando desnível topográfico total em torno de 500 m, em uma extensão aproximada de 110 km (CBH-PCJ; CETEC, 2000). São seus principais tributários o rio Jundiaí-Mirim, o ribeirão Piraí e o córrego Barnabé.

Figura 5 – A bacia do rio Jundiaí

A bacia hidrográfica do rio Jundiaí faz parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo de número cinco, UGRHI – 05 Piracicaba/ Capivari/ Jundiaí, cuja gestão é realizada pelo comitê das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, criado em 18 de novembro de 1993.

Compõem a área da bacia do rio Jundiaí, parcial ou totalmente, os municípios de Atibaia, Cabreúva, Itu, Jarinu, Mairiporã, Campo Limpo Paulista, Várzea Paulista, Jundiaí, Itupeva, Indaiatuba e Salto. Entretanto, apenas os seis últimos possuem suas sedes na bacia do rio Jundiaí. A tabela 5, a seguir, apresenta, para estes municípios, as informações sobre população, Produto Interno Bruto (PIB) municipal e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), indicando uma população superior a 800 mil habitantes, em 2007, e destacando-se o município de Jundiaí com um dos maiores IDHM do Brasil, em 2000, e um elevado PIB municipal, da ordem de 11 bilhões de reais, em 2006.

Tabela 5 – Dados socioeconômicos dos municípios com sede na bacia do rio Jundiaí

Município	População 2007 (habitantes)	IDHM 2000 (0,000-1,000)	PIB Municipal 2006 (em mil reais)
Campo Limpo Paulista	69.810	0,805	694.571
Indaiatuba	173.508	0,829	3.508.302
Itupeva	36.766	0,807	919.564
Jundiaí	342.983	0,857	11.294.335
Salto	102.311	0,809	1.472.897
Várzea Paulista	100.406	0,795	1.041.059
TOTAL	825.784	-	18.930.728

Fonte: IBGE (2007), PNUD (2003) e IBGE (2008)

Nas cidades de Jundiaí, Itupeva e Indaiatuba, há uma razoável atividade agrícola, em especial do cultivo de uva, morango, pêssego e café. Destacam-se ainda as atividades de extração de argila e caolim nas cidades de Jundiaí, Indaiatuba e Salto (DAE, 2008).

Em termos de atividade industrial, destacam-se os municípios de Indaiatuba e Jundiaí. Os setores industriais mais expressivos de Indaiatuba são os de confecções e metalurgia. Jundiaí possui um parque industrial diversificado com mais de 500 empresas atuando nos setores químico, de embalagens, de autopeças, metal-mecânico, de alimentos, de vestuário, cerâmico, etc., sendo parte de sua produção exportada para muitos países (CBH-PCJ; IRRIGART, 2007).

Sendo a área de ligação direta entre a RMC com a RMSP, através das rodovias Anhangüera (SP-330) e Bandeirantes (SP-348), Jundiaí só não se constituiu em área de conurbação em virtude das condições do relevo e da presença de significativas áreas de proteção ambiental (CBH-PCJ; IRRIGART, 2007).

A bacia abriga a Área de Proteção Ambiental (APA) Jundiaí com 43.200 ha que abrange todo o território do município de Jundiaí e parte dos municípios de Itupeva e Campo Limpo Paulista, formando um contínuo de áreas protegidas junto com as APAs de Cabreúva e Cajamar. Nesta região, o maciço montanhoso é formado por rochas quartzíticas, com vertentes abruptas e declividades altas, produzindo gradientes de altitudes e de clima que propiciam o aspecto heterogêneo da sua vegetação, no que diz respeito à estrutura e aos aspectos florísticos. A presença da Serra do Japi e dos recursos hídricos objetivou a criação da APA Jundiaí, através da lei estadual paulista nº. 4.095 de 12 de junho de 1984 (SMA, 2008). A figura 6, a seguir, apresenta a localização da APA Jundiaí.

Figura 6 – Localização da Área de Proteção Ambiental Jundiaí e APAs adjacentes.
Fonte: SMA (2008).

O clima na região sofre influência das massas de ar atlânticas polares e tropicais, provocando diferenças regionais dadas pela distância em relação ao mar e por fatores topoclimáticos, como a serra do Japi. De modo geral, o clima é do tipo quente, temperado e chuvoso. E o período de chuvas ocorre entre os meses de outubro e abril, e o de estiagem, entre maio e setembro. Os índices de precipitação pluviométrica, na média, variam entre 1.200 e 1.800 mm anuais. (CBH-PCJ; IRRIGART, 2007).

Trata-se de uma bacia mista, apresentando tanto áreas urbanas como agrícolas. Seu uso da terra é diversificado e caracterizado pela predominância da pastagem com áreas de culturas anuais e perenes, apresentando também áreas de reflorestamento e solo exposto. A bacia tem importantes manchas urbanas, destacando-se a região das cidades de Jundiaí, Campo Limpo Paulista e Várzea Paulista. O reflorestamento também é uma atividade significativa devido, principalmente, à proximidade das indústrias de papel e celulose. Na Serra do Japi, encontra-se ainda uma relevante área de vegetação nativa da bacia hidrográfica.

O argissolo vermelho amarelo é o principal tipo de solo encontrado na bacia; entretanto, existe porção significativa de latossolo vermelho amarelo ao norte de seu território, na sub-bacia do rio Jundiaí-Mirim.

Depreende-se de DAE (2008) que o problema de poluição das águas do rio Jundiaí remonta ao início do século passado, sendo que diversos municípios da bacia não realizam captações para abastecimento público no curso principal devido à má qualidade de suas águas.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) realiza monitoramento de qualidade da água (bimestral) em alguns pontos ao longo do rio Jundiaí (e também de alguns afluentes) obtendo variáveis para a composição de seus índices de qualidade das águas. Na figura 7, a seguir, é apresentada, de maneira esquemática, a distribuição dos pontos das redes¹ de monitoramento de qualidade da água da Cetesb na bacia do rio Jundiaí. Tal figura é um recorte de uma ilustração dos pontos de monitoramento para toda a UGRHI – 05.

¹ Para monitoramento de qualidade da água, a Cetesb possui a rede básica, cujos pontos possuem monitoramento de uma grande quantidade de variáveis de qualidade da água, e a rede regional, apresentando um número menor de variáveis de qualidade da água monitorado, em geral.

Figura 7 – Distribuição dos pontos das redes de monitoramento de qualidade da água da Cetesb na bacia do rio Jundiaí. Fonte: Cetesb (2008)

Os índices fornecem uma visão geral da qualidade da água, uma vez que integram os resultados de diversas variáveis, através de um determinado número. O Índice de qualidade das águas para fins de Abastecimento Público (IAP), por exemplo, considera variáveis de qualidade que indicam o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento no corpo d'água e avalia a presença de substâncias tóxicas e variáveis que afetam a qualidade organoléptica da água, que são advindas, principalmente, de fontes difusas (CETESB, 2008).

Para o ano de 2007, o ponto de captação de Campo Limpo Paulista no rio Jundiaí (JUNA02010) apresentou para o IAP qualidade média anual regular. Nos três pontos da rede básica de monitoramento no rio Jundiaí (JUNA02020, JUNA04270, JUNA04900), a qualidade média anual foi mantida em relação a 2006, variando de ruim até péssima. Ao longo do ano, os três pontos apresentaram qualidade péssima em várias ocasiões, revelando elevada turbidez, elevadas concentrações de coliformes termotolerantes, de demanda bioquímica de oxigênio e de alguns metais (CETESB, 2008). Podem-se observar os valores monitorados de algumas variáveis de qualidade da água para os pontos JUNA02010, JUNA02020, JUNA04270 e JUNA04900 do rio Jundiaí no ano de 2007 na tabela 6.

Tabela 6 – Monitoramento de qualidade da água no rio Jundiá para o ano de 2007

Ponto	Mês da coleta	Variáveis de Qualidade da Água						
		DBO _{5,20} (mg/l)	OD (mg/l)	Nitrogênio Amoniacal (mg/l)	Fósforo Total (mg/l)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/l)	Turbidez (UNT)	Coliformes Termo-tolerantes (UFC)
JUNA02010	fev	3	6,6	0,28	2	-	1200	94.000
	abr	<2	7	0,2	0,08	-	62	70.000
	jun	3	8	<0,05	0,1	-	17	79.000
	ago	3	5,8	0,7	0,1	-	13	23.000
	out	3	7,8	-	0,2	-	12	>160.000
	dez	4	6,7	<0,05	0,2	-	31	54.000
JUNA02020	fev	12	5,6	0,88	2	163	1210	220.000
	abr	15	5,5	0,8	0,3	139	61	78.000
	jun	20	6	2	0,4	172	37	130.000
	ago	9	7,8	2,3	0,4	171	15	700.000
	out	23	2,5	3	0,6	200	16	>160.000
	dez	14	4,6	<0,05	0,3	173	53	160.000
JUNA04270	fev	6	5	2,69	0,18	226	33	33.000
	abr	8	6,1	2	0,4	201	54	17.000
	jun	18	5,7	<0,05	0,7	278	32	13.000
	ago	15	5,9	2,3	0,6	260	110	33.000
	out	18	3,3	8	1	386	15	70.000
	dez	13	5	<0,05	0,7	264	61	17.000
JUNA04900	fev	20	3,2	1,94	0,5	255	29	230.000
	abr	21	1,9	2	0,4	219	46	33.000
	jun	32	3	0,8	0,8	265	28	330.000
	ago	26	2,3	3	0,6	255	28	130.000
	out	55	0,2	0,1	2	431	69	1.300.000
	dez	34	1,1	<0,05	0,8	261	54	1.300.000

(UFC: Unidade Formadora de Colônia)

Fonte: Cetesb (2008)

CBH-PCJ e Irrigart (2007) indicam que o saldo hídrico na bacia do rio Jundiá é de 1,03 m³/s, resultante do balanço entre a disponibilidade hídrica (em relação à vazão Q_{7,10}), as captações para os diversos setores usuários e os lançamentos existentes para toda a bacia.

Entretanto, somente os afluentes e trechos de cabeceira do rio Jundiá oferecem qualidade da água adequada para o consumo humano, correspondendo, evidentemente, a pequena parcela das vazões disponíveis na bacia.

O município de Jundiá, que tem por manancial principal o já saturado rio Jundiá-Mirim, realiza importação de água do rio Atibaia, na bacia hidrográfica vizinha, para atendimento de suas demandas hídricas internas de abastecimento público.

Indaiatuba, que possui captações no ribeirão Pirai, córrego Barnabé e outros mananciais, utiliza também água do rio Capivari-Mirim, na bacia hidrográfica do rio Capivari, e possui projeto para ampliação desta importação através da construção de barragem cuja obra já se encontra licitada (SAAE Indaiatuba, 2009a).

Os estudos do Programa de investimentos para proteção e aproveitamento dos recursos hídricos das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (SRHSO; CONSÓRCIO FIGUEIREDO FERRAZ/ COPLASA, 1999) indicaram a necessidade da construção da barragem de Campo Limpo Paulista no rio Jundiaí para garantir maior oferta de água nas cabeceiras e da construção de barramento no ribeirão Pirai com importação de água do rio Jundiuvira (bacia do rio Tietê) para atendimento das demandas hídricas futuras da bacia do rio Jundiaí. Segundo SAAE Indaiatuba (2009b), está em fase de estudo de viabilidade técnica e ambiental a construção de barragem para regularização da vazão do ribeirão Pirai e ampliação das condições da captação de Itu, Salto e Indaiatuba.

Por outro lado, durante as reuniões e *workshops* para a elaboração Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2008-2020 com proposta de reenquadramento dos corpos d'água (CBH-PCJ; COBRAPE, 2008), que está em fase de finalização, foi proposta a modificação do trecho do rio Jundiaí em classe 4 (conforme decreto estadual paulista nº. 10.755 de 22 de novembro de 1977) para classe 3 para que seja possível no futuro a utilização das águas da calha principal do rio para fins de abastecimento público entre, outros usos², de modo a aproveitar a disponibilidade quantitativa existente.

O controle dos efluentes industriais (cargas pontuais) no Estado de São Paulo é realizado pela diretoria de controle de poluição ambiental da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), que na bacia do rio Jundiaí atua através da agência ambiental de Jundiaí do departamento de ações de controle III (CETESB, 2009).

² A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, indica os usos de navegação e harmonia paisagística para rios enquadrados em classe 4 e os usos de abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário e dessedentação de animais para rios enquadrados em classe 3.

Pelos índices municipais de atendimento por coleta e tratamento de esgotos do ano de 2007, conforme apresentado na tabela 7, existe a necessidade de grande melhoria no controle de efluentes domésticos na bacia do rio Jundiaí, realizado pelas concessionárias dos serviços de água e esgoto nos municípios.

Tabela 7 – Índices de coleta e tratamento de esgotos domésticos dos municípios da bacia do rio Jundiaí para o ano de 2007

Município	Índice de coleta de esgotos	Índice de tratamento de esgotos
Campo Limpo Paulista	55%	0%
Indaiatuba	96%	10%
Itupeva	69%	0%
Jundiaí	98%	100%
Salto	98%	70%
Várzea Paulista	70%	0%

Fonte: Cetesb (2008)

Entretanto, existem diversas ações em curso para evolução do controle da poluição com origem nos esgotos domésticos na bacia hidrográfica do rio Jundiaí, tais como as obras de complementação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mário Araldo Candello, localizada em Indaiatuba, que deverá entrar em operação em setembro de 2009, para tratar 100% dos esgotos coletados no município (SAAE Indaiatuba, 2009c). Foi inaugurada, no final de 2008, a ETE Jacaré, construída com parte de recursos da cobrança federal pelo uso da água, que beneficiará cerca de 27 mil habitantes do município de Cabreúva³ e será responsável pela redução da poluição no ribeirão Pirai (AGÊNCIA PCJ, 2009).

De acordo com SAAE Indaiatuba (2009b), com o início da construção da ETE que irá tratar os esgotos das cidades de Várzea e Campo Limpo Paulista, com o processo para construção de uma ETE em Itupeva em curso e como o município de Jundiaí já trata os esgotos que coleta, a expectativa é que, por volta de 2012, a poluição por cargas orgânicas provenientes de efluentes domésticos seja bastante reduzida na bacia hidrográfica do rio Jundiaí.

Assim, através do controle das fontes pontuais de poluição, em vias de se efetivar, e das necessidades de ampliação da oferta hídrica, em quantidade e qualidade, para

³ O município de Cabreúva, apesar de não ter sua sede na bacia do rio Jundiaí, lança parte de seus esgotos domésticos no ribeirão Pirai, afluente direto do rio Jundiaí.

atendimento das demandas internas, são estabelecidas condições propícias para ganho de importância da avaliação e controle das fontes difusas na bacia do rio Jundiaí.

Além disso, os comitês das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí já implantaram a cobrança pelo uso da água, detendo, portanto, recursos financeiros que são ainda somados aos recursos provenientes do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro), para o subsídio à gestão de recursos hídricos e, em especial, à recuperação da qualidade da água dos corpos hídricos.

Tais fatos, aliados a diversidade de usos da terra existente, presença de dois tipos de solo e de área com declividades diferenciadas faz da bacia do rio Jundiaí um estudo de caso bastante conveniente para avaliação do potencial de produção de poluição difusa através do método PNPI.

Nos próximos tópicos são apresentados os dados utilizados e as etapas para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí.

Através da utilização destas informações, foi avaliada a pressão global exercida pelas cargas difusas geradas pelos diferentes usos da terra da bacia do rio Jundiaí sobre suas águas superficiais para a situação do ano de 2003 (ano de referência do mapa de uso da terra disponível).

Os mapas resultantes da aplicação do método realçam as áreas mais propensas a produzir poluição e podem subsidiar a gestão de recursos hídricos na bacia do rio Jundiaí, através da identificação de áreas prioritárias para alocação de medidas de controle de poluição difusa, tais como: recuperação de mata ciliar e reflorestamento, controle do escoamento superficial urbano e implantação de técnicas de agricultura sustentável.

A análise dos resultados obtidos permitiu concluir sobre a capacidade do método PNPI enquanto ferramenta para avaliação do potencial de produção de poluição difusa de uma bacia brasileira de usos rurais e urbanos e para a orientação do gerenciamento de recursos hídricos.

4.2 DADOS E INFORMAÇÕES UTILIZADOS

Os principais dados utilizados para o estudo de caso foram o modelo digital de terreno, mapa de usos da terra e mapa pedológico da região da bacia do rio Jundiaí. Adicionalmente, foi empregada a base da rede hidrográfica da bacia do rio Jundiaí disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000).

A seguir, são apresentadas as principais informações a respeito dos dados utilizados.

4.2.1 Modelo Digital de Terreno

O Modelo Digital de Terreno empregado na aplicação do método foi obtido a partir da base disponibilizada pelo projeto Brasil em Relevo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

O projeto Brasil em Relevo utilizou como fonte primária os modelos digitais de elevação, com aproximadamente 90 metros de resolução espacial (3 segundos de arco), originários da missão de mapeamento do relevo terrestre SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), desenvolvido pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) e NGA (*National Geospatial-Intelligence Agency*) dos Estados Unidos no ano 2000 (MIRANDA, 2005).

Segundo Miranda (2005), para a execução dos mosaicos estaduais de cartas topográficas disponibilizados no projeto Brasil em Relevo foram realizados, dentre outros procedimentos metodológicos, o refinamento do modelo digital de elevação do SRTM e a correção dos dados para o Brasil em Sistema de Coordenadas Geográficas e Datum WGS84.

A bacia do rio Jundiaí está compreendida na carta SF-23-Y-C do Estado de São Paulo. A tabela 8 apresenta as principais informações desta carta que é ilustrada na figura 8.

Tabela 8 – Principais informações da carta SF-23-Y-C utilizada para obtenção do MDT da bacia do rio Jundiaí

Formato:	GEOTIFF (16 bits)
Resolução espacial:	90 metros
Unidade de altitude:	metros
Sistema de Coordenadas Geográfica e Datum:	WGS-84
Fonte: Miranda (2005)

Figura 8 – Carta SF-23-Y-C do Estado de São Paulo utilizada para recorte do modelo digital de terreno da bacia do rio Jundiá. Fonte: Miranda (2005).

4.2.2 Usos da Terra

O mapa de uso da terra da bacia do rio Jundiá empregado foi extraído do mapa de uso da terra das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – Bacias PCJ – confeccionado por ocasião da elaboração do Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias PCJ 2002-2003.

De acordo com CBH-PCJ e Irrigart (2004), para obtenção do mapa de uso da terra das Bacias PCJ, foram utilizadas três cenas de imagens de satélite Landsat – ETM+, datadas de maio de 2003. No processamento, utilizaram-se as bandas 3 (0,63-0,69 mm), 4 (0,76-0,90 mm) e 5 (1,55-1,75 mm) com resolução espacial de 30 x 30m e a banda 8 (0,52 0,90 mm) resolução de 15 x 15m. O desenvolvimento das etapas metodológicas envolveu manipulações automatizadas de imagens de satélite e duas etapas de campo, uma para coleta de dados e outra para verificação do mapeamento efetuado.

Os usos da terra na bacia do rio Jundiaí estão divididos em áreas urbanas, culturas anuais, culturas perenes, pastagem, reflorestamento, solo exposto, vegetação nativa e outros usos. Na figura 9, têm-se as áreas de ocorrência destes usos da terra na bacia do rio Jundiaí.

Figura 9 – Mapa de uso da terra da bacia do rio Jundiaí. Fonte: CBH-PCJ e Irrigart (2004).

4.2.3 Pedologia

O mapa pedológico da bacia do rio Jundiaí empregado foi extraído do mapa pedológico das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí – Bacias PCJ – confeccionado por ocasião da elaboração do Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias PCJ 2004-2006 por CBH-PCJ e Irrigart (2007).

De acordo com CBH-PCJ e Irrigart (2007), o mapa pedológico das Bacias PCJ, no segmento paulista, foi elaborado a partir do mapa pedológico do Estado de São Paulo em escala 1:500.000 de Oliveira *et al.* (1999), fomentado pela Embrapa e pelo Instituto Agrônomo de Campinas, tendo sido atualizada a nomenclatura dos solos segundo a nova versão do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS)⁴.

Na bacia do rio Jundiaí, são encontrados os solos Latossolo Vermelho Amarelo e o Argissolo Vermelho Amarelo. A figura 10, a seguir, ilustra a distribuição destes solos no território da bacia do rio Jundiaí.

⁴ Em Jacomine (2005) encontra-se uma síntese da versão do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - 2005 com a correspondência entre as classes do SiBCS de 1999.

Figura 10 – Mapa pedológico da bacia do rio Jundiaí. Fonte: CBH-PCJ e Irrigart (2007).

4.3 A APLICAÇÃO DO MÉTODO PNPI À BACIA DO RIO JUNDIAÍ

Na aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí para avaliação do potencial de geração de poluição difusa foram seguidas as etapas descritas na metodologia. Os principais parâmetros utilizados, assim como as poucas adaptações e simplificações necessárias, são relatados neste tópico.

As principais operações e o processamento dos mapas de entrada e do MDT foram realizados através do *software* de Sistema de Informações Geográficas *ESRI ArcGIS 9* e suas extensões *Spatial Analyst* e *Archidro Tools*.

A partir da percepção da grande importância do tamanho de célula a ser escolhido, especialmente para o uso a ser feito com os resultados, foram definidos quatro tamanhos diferentes de célula para aplicação do método, quais sejam:

- 1.000 m x 1.000 m;
- 500 m x 500 m;
- 250 m x 250 m;
- 90 m X 90 m (aprox.).

O último valor utilizado corresponde à resolução do Modelo Digital de Terreno utilizado.

Os mapas de uso da terra e o mapa pedológico foram convertidos em mapas no formato *raster*, tendo sido gerado um mapa para cada tamanho de célula definido. O mesmo foi feito com a carta do modelo digital de terreno.

Desta maneira, todas as operações foram realizadas quatro vezes de acordo com cada tamanho de célula empregado.

A realização direta das operações de preenchimento das depressões, de definição das direções de escoamento e de cálculo do escoamento acumulado ao modelo digital de terreno disponível para a bacia do rio Jundiaí conduziram a uma definição de hidrografia não condizente com a realidade de toda a bacia.

Tal problema parece ser devido a alguns trechos inconsistentes do MDT na porção da bacia do rio Jundiaí. Para se obter um modelo digital de terreno hidrologicamente correto, procedeu-se a metodologia denominada de *Burn Streams* descrita por O'Neil-Dunne (2004). Através desta metodologia, assegura-se que o escoamento superficial é direcionado para aquelas células que correspondem à hidrografia conhecida, tendo sido utilizada a rede hidrográfica principal da bacia do rio Jundiaí de acordo com a base hidrográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000). Isto é feito através da sobre-elevação de todas as células do MDT que não fazem parte da rede hidrográfica pelo valor da máxima cota existente.

O MDT modificado, resultante da execução de *Burn Streams*, foi utilizado para concretização das operações de preenchimento das depressões, de cálculo das declividades⁵, de definição das direções de escoamento e de cálculo do escoamento acumulado.

A definição da hidrografia, a ser tomada como corpo receptor para o cálculo da distância a partir de cada célula, foi realizada através de testes de valores de fluxo acumulado das células e comparação com a rede hidrográfica principal da bacia. Entretanto, para a resolução de 1000 m não se mostrou adequada a utilização de toda a rede hidrográfica principal, já que neste caso as células a serem definidas como rio ficariam muito próximas. Desta maneira, para essa resolução, os valores de fluxo acumulado foram comparados com a rede definida pela calha do rio Jundiaí e por

⁵ Os resultados do cálculo das declividades com o MDT modificado por *Burn Streams* devem ser usados com ressalva, já que produz valores de declividade muito altos e irreais ao longo das margens da rede hidrográfica.

seus principais afluentes – ribeirão Piraí e rio Jundiá-Mirim. Entretanto, para defini-los acabou-se representando também alguns outros afluentes menores.

Os valores utilizados como limiar de fluxo acumulado para definição da hidrografia, de acordo com o tamanho de célula aplicado, são indicados na tabela 9.

Tabela 9 – Valores utilizados como limiar de fluxo acumulado para definição da hidrografia

Tamanho da célula	Limiar de Fluxo Acumulado em número de células
1000 m x 1000 m	4
500 m x 500 m	8
250 m x 250 m	25
90 m x 90 m	150

As redes hidrográficas constituídas de células definidas pelos limiares de escoamento acumulado, conforme a tabela 9 e ilustradas na figura 11, foram assinaladas como células fonte ou objetivo para a obtenção de um mapa de distâncias no qual é atribuído a cada célula um valor correspondente à distância (em número de células) ao corpo hídrico ao longo do caminho hidráulico ou caminho de máxima declividade.

Figura 11 – Redes hidrográficas definidas a partir dos valores de limiar de fluxo acumulado de acordo com o tamanho de célula empregado: (a) 1000 m x 1000 m; (b) 500 m x 500 m; (c) 250 m x 250 m; (d) 90 m x 90 m.

Ao mapa de distâncias foi aplicada a equação 4 com a constante k igual a 0,090553 conforme definido por Cecchi *et al.* (2007), obtendo-se assim o mapa do indicador de distância ou o mapa de DI. Outros valores de k foram empregados como parte dos testes de sensibilidade realizados e apresentados no item 5.2.

Partiu-se, então, para a determinação do indicador de uso da terra, o LCI. Para tanto, foi necessário correlacionar as classes de uso da terra do sistema de classificação europeu *Corine Land Cover* (indicadas na tabela 1) com as classes constantes do mapa de uso da terra da bacia do rio Jundiaí.

Para efetuar esta correlação, baseou-se nas identificações das diferentes classes do *Corine Land Cover* encontradas em EEA (1999) e nas informações constantes dos últimos relatórios de situação das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, bem como no conhecimento da região da bacia do rio Jundiaí.

As principais áreas urbanas da bacia correspondem à cidade de Indaiatuba e à região de Jundiaí, nas quais as edificações e vias de acesso correspondem certamente a mais de 80% da cobertura das áreas, podendo ser classificadas como tecido urbano contínuo.

A maioria das culturas anuais encontradas na bacia são culturas irrigadas, tendo sido classificadas como culturas anuais de regadio.

Na região é bastante presente a fruticultura, tal como a plantação de laranja, morango, pêssego e figo. Ainda que exista cultura de uva, não seria possível diferenciá-la das demais culturas permanentes, sendo estas correlacionadas à classe de pomares do sistema de classificação europeu e não como vinhas.

A pastagem representada no mapa da bacia do rio Jundiaí foi, naturalmente, definida como a classe pastagens do CLC.

O reflorestamento na bacia está relacionado à indústria de papel e celulose, correspondendo aos sistemas agro-florestais previstas em EEA (1999).

A classe de florestas mais próxima da vegetação nativa existente na região é a classe de florestas folhosas definida pelo sistema de classificação europeu.

As áreas de solo exposto foram correlacionadas às chamadas áreas ardidas do CLC por provavelmente serem decorrentes de queimadas ocorridas no território da bacia.

A tabela 10, a seguir, apresenta os valores do indicador de uso da terra utilizados e sintetiza as correlações determinadas entre as classes de uso da terra do *Corine Land Cover* e as classes existentes no mapa de usos da terra da bacia do rio Jundiaí, .

Tabela 10 – Valores de LCI utilizados e a correlação entre as classes do sistema de classificação europeu de cobertura da terra e os usos da terra da bacia do rio Jundiaí

Classes de uso da terra do CLC	Classes de uso da terra da bacia do rio Jundiaí	LCI (0 - 10)
1.Territórios artificializados		
1.1 Tecido urbano		
1.1.1 Tecido urbano contínuo	Áreas urbanas	8,22
2.Áreas agrícolas		
2.1 Culturas anuais		
2.1.2 Culturas anuais de regadio	Culturas anuais	8,89
2.2 Culturas permanentes		
2.2.2 Pomares	Culturas perenes	7,89
2.3 Pastagens		
2.3.1 Pastagens	Pastagem	4
2.4 Áreas agrícolas heterogêneas		
2.4.4 Sistemas agro-florestais	Reflorestamento	2,89
3.Florestas e meios seminaturais		
3.1 Florestas		
3.1.1 Florestas de folhosas	Vegetação nativa	0,56
3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação		
3.3.4 Áreas ardidas	Solo exposto	2,67
	Outros	5

Como não se dispunha de informações a respeito da classe outros, para determinação do respectivo LCI, foi efetuada uma média simples dos valores de LCI dos demais usos da bacia.

Os valores de LCI da tabela 10 foram atribuídos às células do mapa de usos da terra em formato *raster*, de acordo com o tipo de cobertura da bacia, obtendo-se, assim, o mapa de indicadores de uso da terra.

O último indicador determinado foi o indicador de *run-off* (ROI). Como não se dispunha de um mapa de permeabilidade dos solos para a bacia do rio Jundiaí, foi necessário definir a que classe de permeabilidade – A, B, C ou D conforme a tabela 2

– pertenciam os dois solos encontrados na bacia do rio Jundiaí de acordo com seu mapa pedológico.

O argissolo vermelho amarelo é o tipo de solo predominante na bacia. Compreende solos que são normalmente profundos, com argila de atividade baixa e são entre bem a moderadamente drenados.

Existe, entretanto, porção significativa de latossolo vermelho amarelo na região da sub-bacia do rio Jundiaí-Mirim. Trata-se de solos normalmente muito profundos ou profundos, muito porosos e entre acentuadamente a bem drenados.

Por estas características, o latossolo vermelho amarelo foi definido como solo da classe A – classe de alta permeabilidade – e o argissolo vermelho amarelo como de classe B – classe de média alta permeabilidade.

Foram, então, extraídos da tabela 2 os valores de coeficientes de *run-off* relativos às classes de permeabilidade dos solos A e B e das classes de uso da terra correspondentes aos solos e usos encontrados na bacia do rio Jundiaí, resultando na tabela 11, a seguir apresentada.

Tabela 11 – Valores de coeficiente de *run-off* relativos às classes de permeabilidade dos solos A e B e das classes de uso da terra correspondentes aos solos e usos encontrados na bacia do rio Jundiaí

Classes de uso da terra do CLC	Classes de uso da terra da bacia do rio Jundiaí	Classes de permeabilidade dos solos	
		A	B
		Latossolo vermelho amarelo	Argissolo vermelho amarelo
1.1.1 Tecido urbano contínuo	Áreas urbanas	0,77	0,85
2.1.2 Culturas anuais de regadio	Culturas anuais	0,70	0,80
2.2.2 Pomares	Culturas perenes	0,58	0,73
2.3.1 Pastagens	Pastagem	0,30	0,58
2.4.4 Sistemas agro-florestais	Reflorestamento	0,45	0,66
3.1.1 Florestas de folhosas	Vegetação nativa	0,36	0,60
3.3.4 Áreas ardidas	Solo exposto	0,77	0,86
	Outros	0,56	0,73

As informações contidas na tabela 11 foram utilizadas para a obtenção de um mapa de coeficientes de *run-off* para a bacia do rio Jundiaí, conforme o tipo de cobertura da terra e o tipo de solo encontrados numa mesma unidade de área ou célula. Outros valores de coeficientes de *run-off* foram aplicados como parte dos testes de sensibilidade realizados cujos resultados são apresentados no item 5.2.

Os valores de coeficiente de *run-off* foram corrigidos pelo efeito da declividade. Para tanto foi empregado um mapa de declividades elaborado para a bacia reclassificado por faixas com os valores da tabela 3. Este mapa foi somado ao mapa de coeficientes de *run-off*, sendo que nos casos de células com resultado superior a 1 (um), os respectivos valores foram definidos como iguais a 1 (um).

Desta maneira, foi obtido um mapa de coeficientes de *run-off* corrigido pela declividade do terreno. A metodologia para a obtenção do ROI previa que o valor do indicador de cada célula resultava do cálculo da média dos coeficientes de *run-off* corrigidos ao longo do caminho hidráulico, entre a célula e o curso d'água.

Entretanto, notou-se que não havia uma grande variabilidade entre os valores de coeficientes de *run-off*, já que a pedologia da bacia estava caracterizada por apenas dois tipos de solo e que no caso do latossolo vermelho amarelo nem todas as classes de uso da terra da bacia ocorriam em seu domínio.

Além disso, a rede hidrográfica utilizada pode ser considerada densa, do que decorrem distâncias relativamente pequenas entre as células da bacia e o corpo receptor. Assim, na maioria dos casos, ao longo do caminho a ser percorrido pelo escoamento no solo até o rio, encontrar-se-ia apenas um valor de coeficiente de *run-off*.

Por outro lado, a operação de cálculo de média de coeficientes ao longo do caminho hidráulico para todas as células da bacia foi avaliada como complexa.

Sendo assim, admitiu-se como valor de ROI o próprio valor de coeficiente corrigido de *run-off* de cada célula.

Com efeito, as etapas posteriores para obtenção do PNPI e de sua distribuição em faixas de potencial de produção de poluição difusa minimizariam, no caso estudado, os possíveis erros decorrentes desta simplificação.

Findas as etapas de determinação dos indicadores, passou-se para etapa final de obtenção de resultados, ou seja, para o cálculo de PNPI.

Os indicadores DI e ROI já tinham seus valores na escala de 0 a 1, tendo sido, apenas, transformados os valores de LCI para este intervalo.

De posse dos mapas dos três indicadores em formato *raster*, foi aplicada a equação 5 com os pesos da tabela 4, o que resultou num mapa de valores de PNPI. (Outros pesos foram empregados como parte dos testes de sensibilidade.)

Com o intuito de definir faixas de potencial de produção de poluição difusa, analisou-se a distribuição de valores de PNPI e procurou-se definir faixas menores, isto é, nos intervalos de maior frequência, deixando faixas maiores para os intervalos de menor frequência. Foram definidas, assim, 5 (cinco) faixas de PNPI:

- Classe I - Baixo potencial: $\text{PNPI} \leq 4,5$;
- Classe II - Médio baixo potencial: $4,5 < \text{PNPI} \leq 5,5$;
- Classe III - Médio potencial: $5,5 < \text{PNPI} \leq 6,5$;
- Classe IV - Médio alto potencial: $6,5 < \text{PNPI} \leq 7,5$ e
- Classe V - Alto potencial: $\text{PNPI} > 7,5$.

Aos mapas de PNPI dos quatro diferentes tamanhos de célula – 1000 m x 1000 m, 500 m x 500 m, 250 m x 250 m e 90 m x 90 m – foram aplicadas estas faixas, produzindo-se os resultados principais e de referência apresentados na figura 12 no item 5.1 a seguir.

Foram realizados testes com diferentes valores da constante k , dos pesos do cálculo de PNPI, do indicador de uso da terra e dos coeficientes de *run-off*, cujos resultados estão retratados no item 5.2 em sequência.

5 RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados principais decorrentes da aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí e os resultados dos testes de sensibilidade realizados para diversos parâmetros dados pela metodologia. Em ambos os casos, foram gerados resultados para quatro resoluções ou tamanhos de célula diferentes.

A análise e as discussões dos resultados obtidos são apresentadas no capítulo 6.

5.1 RESULTADOS PRINCIPAIS

Inicialmente, foram gerados mapas de PNPI, mantendo-se os parâmetros propostos por Cecchi *et al.* (2007), conforme descrito e discutido nos itens 3 - Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: o método PNPI e 4.3 - A aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí, nos quais foram detalhadas as etapas e os procedimentos de preparação dos dados de entrada, de determinação dos indicadores e obtenção dos mapas de PNPI, com o embasamento teórico e com o enfoque prático, respectivamente. Desta maneira, foram obtidos os resultados principais e de referência para análise e comparação com os testes de sensibilidade apresentados no próximo tópico.

A figura 12 ilustra os resultados principais da aplicação da metodologia para quatro diferentes tamanhos de célula utilizados: 1000 m x 1000 m, 500 m x 500 m, 250 m x 250 m e 90 m x 90 m. Através dos mapas constituintes da figura pode-se observar, de acordo com a resolução, a distribuição espacial dos valores obtidos de PNPI que retrata as regiões de maior e menor potencial de produção de poluição difusa na bacia do rio Jundiaí.

Figura 12 – Resultados principais da aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiá para as resoluções de: (a) 1000 m; (b) 500 m; (c) 250 m e (d) 90 m

5.2 TESTES DE SENSIBILIDADE

Após a obtenção dos resultados principais, foram realizados diversos testes dos principais parâmetros previstos na metodologia com o intuito de verificar a influência deles nos resultados.

Nos testes de sensibilidade foram variados os seguintes parâmetros:

- A constante k do cálculo do indicador de distância;
- Os pesos dos indicadores da fórmula para obtenção do PNPI;
- Valores de LCI;
- Valores dos coeficientes de *run-off*.

Em cada teste foi realizada variação de um tipo de parâmetro de maneira isolada mantendo-se os demais parâmetros constante, isto é, conforme previsto pela metodologia e empregado na obtenção dos resultados principais.

Os mapas resultantes dos testes de sensibilidade foram agrupados em figuras, nas quais o conjunto de mapas apresentados se refere sempre a uma mesma resolução dentre as quatro utilizadas (1000 m, 500 m, 250 m e 90 m). A comparação com os resultados de referência, apresentados anteriormente, permite verificar como a variação de cada parâmetro influencia na distribuição espacial do potencial de produção de poluição difusa na bacia do rio Jundiáí.

Para os testes da constante k , foi calculado o DI adotando-se valores 20%, 50% e 90% maiores e menores em relação ao valor indicado para k por Cecchi *et al.* (2005) de 0,090533. Os valores utilizados para k são relacionados a seguir:

- a) $k = 0,072426$ (20% menor)
- b) $k = 0,108640$ (20% maior)
- c) $k = 0,045267$ (50% maior)
- d) $k = 0,135800$ (50% menor)
- e) $k = 0,009053$ (90% menor)

f) $k = 0,172013$ (90% maior)

Os resultados dos testes para variação da constante k são ilustrados nas figuras 13 a 16.

Os testes do indicador de uso da terra foram realizados através da majoração e minoração em conjunto dos valores de LCI apresentados na tabela 12 em 10% e 20%. A tabela 12, a seguir, relaciona os valores de LCI admitidos para cada uso da terra nos testes realizados.

Tabela 12 – Valores testados de LCI

Classes de uso da terra		LCI original	Condição dos Testes			
<i>Corine Land Cover</i>	Mapa de uso da terra da bacia do rio Jundiá		(a) LCI-10%	(b) LCI+10%	(c) LCI -20%	(d) LCI+20%
Tecido urbano contínuo	Áreas urbanas	8,22	7,40	9,04	6,58	9,86
Culturas anuais de regadio	Culturas anuais	8,89	8,00	9,78	7,11	10,00
Pomares	Culturas perenes	7,89	7,10	8,68	6,31	9,47
Pastagens	Pastagem	4,00	3,60	4,40	3,20	4,80
Sistemas agro-florestais	Reflorestamento	2,89	2,60	3,18	2,31	3,47
Florestas de folhosas	Vegetação nativa	0,56	0,50	0,62	0,45	0,67
Áreas áridas	Solo exposto	2,67	2,40	2,94	2,14	3,20
	Outros	5,00	4,50	5,50	4,00	6,00

São apresentados nas figuras 17 a 20 os resultados dos testes, considerando os diferentes valores de LCI.

Similarmente às variações dos valores do indicador de uso da terra, foram determinados valores para teste dos coeficientes de run-off a partir da tabela 11. Os mapas agregados nas figuras 21 a 24 representam os resultados dos testes para os diferentes valores dos coeficientes de *run-off*.

Nos testes com os pesos da fórmula de PNPI foram determinados novos pesos somando-se e subtraindo-se os desvios padrão, obtidos na pesquisa de Munafò *et al.* (2005) (conforme tabela 4), de cada indicador e mantendo-se a proporção das médias dos demais indicadores. Na tabela 13 são apresentados os valores testados como pesos dos indicadores LCI, DI e ROI.

Tabela 13 – Valores testados como pesos dos indicadores LCI, DI e ROI

Condição	p_{LCI}	p_{DI}	p_{ROI}
(a) majoração de p _{LCI}	5,52	2,24	2,24
(b) minoração de p _{LCI}	4,08	2,96	2,96
(c) majoração de p _{DI}	4,48	3,11	2,41
(d) minoração de p _{DI}	5,14	2,09	2,77
(e) majoração de p _{ROI}	4,48	2,41	3,11
(f) minoração de p _{ROI}	5,14	2,77	2,09

As figuras 25 a 28 apresentam os resultados dos testes para os diferentes pesos da fórmula de PNPI empregados.

Figura 13 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiá com células de 1000 m x 1000 m, para k: (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior

Figura 14 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiá com células de 500 m x 500 m, para k: (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior

Figura 15 – Teste de sensibilidade relativo à constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiá com células de 250 m x 250 m, para k: (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior

Figura 16 – Teste de sensibilidade relativo à a constante k para aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiá com células de 90 m x 90 m, para k: (a) 20% menor; (b) 20% maior; (c) 50% menor; (d) 50% maior; (e) 90% menor e (f) 90% maior

Figura 17 – Testes de sensibilidade, com resolução de 1000 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 18 – Testes de sensibilidade, com resolução de 500 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 19 – Testes de sensibilidade, com resolução de 250 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 20— Testes de sensibilidade, com resolução de 90 m, para valores de LCI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 21 – Testes de sensibilidade, com resolução de 1000 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 22 – Testes de sensibilidade, com resolução de 500 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 23 – Testes de sensibilidade, com resolução de 250 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 24 – Testes de sensibilidade, com resolução de 90 m, para valores de ROI: (a) 10% menores; (b) 10% maiores; (c) 20% menores; (d) 20% maiores

Figura 25 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 1000 m, para: (a) majoração de pLCI; (b) minoração de pLCI; (c) majoração de pDI; (d) minoração de pDI; (e) majoração de pROI; (f) minoração de pROI

Figura 26 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 500 m, para: (a) majoração de pLCI; (b) minoração de pLCI; (c) majoração de pDI; (d) minoração de pDI; (e) majoração de pROI; (f) minoração de pROI

Figura 27 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 250 m, para: (a) majoração de pLCI; (b) minoração de pLCI; (c) majoração de pDI; (d) minoração de pDI; (e) majoração de pROI; (f) minoração de pROI

Figura 28 – Testes de sensibilidade dos pesos dos indicadores, para resolução de 90 m, para: (a) majoração de pLCI; (b) minoração de pLCI; (c) majoração de pDI; (d) minoração de pDI; (e) majoração de pROI; (f) minoração de pROI

6 ANÁLISES E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos e apresentados no item 5, a partir da aplicação do método PNPI à bacia do rio Jundiaí, bem como os testes de sensibilidade realizados, são aqui analisados e discutidos. As conclusões, elaboradas após as análises dos resultados, são apresentadas no capítulo 7.

Primeiramente, são analisados os resultados principais gerados para as diferentes resoluções e, posteriormente, passa-se à análise dos resultados dos testes de sensibilidade. Por fim, são indicadas a aplicabilidade dos resultados obtidos e suas limitações, além de serem sugeridas novas pesquisas para aprimoramento da metodologia.

6.1 ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE OS RESULTADOS PRINCIPAIS

Ao se observar os resultados principais gerados (figura 12), percebe-se uma grande diferença entre eles, principalmente entre os decorrentes do máximo e mínimo tamanho de célula empregado – 1000 m e 90 m. Entretanto, é possível perceber a influência, maior ou menor, dos três indicadores que compõem o índice PNPI em todos eles.

Nos quatro mapas da figura 12, nota-se que as áreas urbanas e ocupadas por culturas anuais e perenes estão bem demarcadas e correspondem às regiões de alto potencial de geração de poluição difusa. Isto se deve ao fato destes usos possuírem os mais altos valores de LCI que é o indicador que tem o maior peso para determinação do PNPI. No outro extremo, encontra-se a área de vegetação nativa cujo LCI é o mais baixo, como uma região bem definida (Serra do Japi), apresentando baixo e baixo médio potencial de produção de poluição.

Os demais usos da terra – pastagem, reflorestamento, solo exposto e outros –, por possuírem valores intermediários de LCI, sucumbem à influência dos outros indicadores com potenciais variando entre médio baixo e médio alto.

O predomínio da cor amarela, potencial médio, deve-se justamente ao valor mediano de LCI da pastagem que é o uso da terra predominante na bacia do rio Jundiaí.

Tais observações são confirmadas pela tabela 14, a seguir, na qual estão relacionados os números de células em cada classe de PNPI de acordo com o uso da terra por resolução utilizada para obtenção dos resultados principais.

Tabela 14 – Resultados principais: Número de células por classe de valor de PNPI, por uso da terra e por resolução

Resolução	Uso da terra	Classes de valores de PNPI					Total de células por uso da terra
		< 4,5	4,5 - 5,5	5,5 - 6,5	6,5 - 7,5	> 7,5	
1000 m	Áreas urbanas	0	0	0	0	31	31
	Culturas anuais	0	0	0	0	73	73
	Culturas perenes	0	0	0	1	27	28
	Outros	0	0	0	17	0	17
	Pastagem	0	34	302	362	0	698
	Reflorestamento	0	4	8	5	0	17
	Solo exposto	0	0	13	0	0	13
	Vegetação nativa	19	24	0	0	0	43
	Total	19	62	323	385	131	920
500 m	Áreas urbanas	0	0	0	0	120	120
	Culturas anuais	0	0	0	1	262	263
	Culturas perenes	0	0	0	11	102	113
	Outros	0	0	13	34	8	55
	Pastagem	1	571	1561	792	0	2925
	Reflorestamento	0	27	33	11	0	71
	Solo exposto	0	3	41	0	0	44
	Vegetação nativa	63	116	0	0	0	179
	Total	64	717	1648	849	492	3770
250 m	Áreas urbanas	0	0	0	1	557	558
	Culturas anuais	0	0	0	4	1187	1191
	Culturas perenes	0	0	0	77	444	521
	Outros	0	0	82	180	9	271
	Pastagem	11	2211	4703	6067	0	12992
	Reflorestamento	1	70	222	38	0	331
	Solo exposto	0	33	175	0	0	208
	Vegetação nativa	179	664	0	0	0	843
	Total	191	2978	5182	6367	2197	16915
90 m	Áreas urbanas	0	0	0	261	4778	5039
	Culturas anuais	0	0	0	551	10212	10763
	Culturas perenes	0	0	89	1282	3377	4748
	Outros	0	196	1119	1076	64	2455
	Pastagem	4279	32512	53638	26776	0	117205
	Reflorestamento	186	1153	1475	116	0	2930
	Solo exposto	3	688	1272	0	0	1963
	Vegetação nativa	4347	3296	0	0	0	7643
	Total	8815	37845	57593	30062	18431	152746

A distribuição dos valores de PNPI na bacia do rio Jundiaí não é uniforme, assemelhando-se a uma distribuição bimodal, conforme pode ser observado na figura 29, obtida a partir dos resultados gerados com células de 90 m x 90 m.

Figura 29 – Distribuição dos valores de PNPI em número de células para o resultado da aplicação do método PNPI para a bacia do rio Jundiaí com resolução de 90 m.

Tal não uniformidade dos valores de PNPI parece estar mais ligada à distribuição do uso da terra na bacia do rio Jundiaí. Há uma concentração de valores entre 5,5 e 6,5 que pode estar relacionada com o predomínio do uso pastagem de médio potencial de produção de poluição difusa. Além disso, existe uma concentração, de menor frequência, mas destacada, de valores cima de 7,5 em torno do valor aproximado de 8,5. Esta segunda concentração de valores está relacionada aos usos de grande potencial de geração de poluição, as áreas urbanas e as culturas anuais e perenes.

Há que se destacar que a divisão das faixas de potencial escolhida é adequada para os resultados obtidos especificamente para a bacia do rio Jundiaí. Além disso, a divisão estabelecida, claramente, tem influencia na definição dos diferentes graus de potencial de produção de poluição difusa da bacia. E tem especial importância nas interfaces entre uma classe e outra representadas justapostas nos mapas.

Chama muito a atenção nos mapas resultados (figura 12), a existência de uma faixa de médio alto potencial (assinalada pela cor laranja) ao longo dos cursos d'água. Tal

ocorrência está relacionada tanto à influência do indicador de distância quanto ao de *run-off* e, também, em parte, do indicador de uso da terra.

As regiões mais próximas aos rios possuem os mais altos valores de DI e também são regiões que apresentam declividade alta, fator que contribui para altos valores de ROI. Além disso, na maior parte da bacia, não se encontram matas ciliares ou vegetação nativa ao longo dos corpos hídricos que poderiam diminuir a alta pressão que estas regiões representam para a poluição hídrica.

Entretanto, há uma grande variação entre a largura dessa faixa nas diversas resoluções. Para o mapa gerado com células de 1.000 m x 1.000 m (fig. 12a), esta faixa é bastante larga, enquanto que na resolução do MDT (figura 12d) esta faixa tem largura bem reduzida. Essas diferenças são ocasionadas pelo modo como a distância ao rio é computada no cálculo de DI. Esta distância não é dada pela distância superficial, ela é medida em número de células. Assim, a distância em número de células que reflete um médio alto potencial de geração de poluição difusa pode ser a mesma em qualquer resolução, mas a distância real varia em função do tamanho de célula utilizado.

Ainda a respeito desta faixa ao longo dos rios que apresenta médio altos valores de PNPI, é possível discutir sua abrangência em relação aos cursos d'água representados.

Apesar das redes hidrográficas empregadas para determinação de DI incluírem afluentes menores (conforme figura 11), nas resoluções de 1.000 m e 500 m, a faixa da Classe IV compreende apenas a calha principal do rio Jundiaí, o ribeirão Piraí, o rio Jundiaí-Mirim e o córrego Barnabé, mostrando que para estes tamanhos de célula não é possível diferenciar potenciais em afluentes de menor porte.

No caso do mapa com célula de 250 m x 250 m, a maioria dos afluentes se encontram representados, mas alguns pequenos afluentes também não são destacados pela faixa de PNPI entre 6,5 e 7,5, especialmente aqueles localizados no leste da bacia, no estreito das cabeceiras, muito embora estejam delineados na hidrografia fonte para cálculo da distância ao corpo receptor (fig. 11c).

No entanto, com resolução de 90 m, todos os afluentes definidos pelo limiar de fluxo acumulado (de acordo com a tabela 9 e figura 11d) estão compreendidos na faixa de cor laranja do mapa de resultado da aplicação do método de PNPI. Assim, somente com o emprego de células de 90 m x 90 m, é possível captar as nuances do potencial de produção de poluição difusa em áreas drenadas por pequenos afluentes.

A influência do indicador de *run-off* nos resultados é confundida com a influência dos outros indicadores, pois o coeficiente de *run-off* de acordo com o uso do solo guarda relação direta com a escala de LCI, pelo menos na ordenação dos valores (os usos com maiores coeficientes de *run-off* são também os de maior LCI), além de nas regiões mais próximas aos rios também se concentrarem valores altos de declividade, coincidindo alto DI com alto ROI.

Entretanto, uma análise mais atenta permite verificar a influência de ROI nos resultados.

Na região da sub-bacia do rio Jundiá-Mirim de latossolo vermelho amarelo, solo de maior permeabilidade, a despeito da existência de importantes áreas de culturas anuais e perenes, o uso da terra predominante é a pastagem. A ocorrência deste tipo de uso em áreas de latossolo vermelho amarelo converge para um coeficiente de *run-off* baixo (0,30), podendo-se relacionar este fato às áreas de baixo médio potencial de produção de poluição difusa encontradas nesta região.

Em alguns trechos da faixa de classe IV ao longo dos cursos d'água, encontram-se certas discontinuidades devido a regiões de baixa declividade atravessada pelos rios e que, por este motivo, possuem baixo ROI.

Nas resoluções de 1.000 m e 500 m, pode-se verificar uma faixa de médio alto potencial circundando a área de vegetação nativa correspondente à Serra do Japi. Para estes tamanhos de célula, o mapa de declividades aparece descontinuado nessa região com altos valores, contribuindo para maiores ROI. Tal "cinturão", nas outras resoluções, acaba por não se definir bem devido à maior precisão para a definição da declividade e a interferência com os demais indicadores.

A metade de montante da bacia possui maiores declividades, enquanto a outra metade, mais próxima da foz do rio Jundiá, tem menores declividades, o que contribui

para maiores e menores coeficientes de *run-off*, respectivamente, podendo-se notar, nas resoluções de 250 m e 90 m, na metade leste da bacia um maior predomínio de médio potencial (cor amarela) e na metade oeste uma maior presença de áreas de baixo médio potencial (cor verde).

6.2 ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE OS TESTES DE SENSIBILIDADE

A metodologia aplicada carece de uma comprovação com a realidade. As principais indicações dos resultados gerados, tais como as regiões claramente definidas como de alto potencial e de baixo potencial, poderiam ser verificadas através de um monitoramento de qualidade da água durante as precipitações nestas localidades. Entretanto, a bacia do rio Jundiaí – como quase a totalidade das bacias brasileiras – não dispõe deste tipo de monitoramento. Além disso, as cargas de poluição pontual, mesmo quando controladas, podem sempre afetar o monitoramento de tempo úmido e o PNPI não leva em conta estas cargas.

Por outro lado, se a bacia possui monitoramento de qualidade da água que permita realizar um processo de validação de modelagem, possivelmente seria mais indicada a aplicação de modelos de quantificação de poluição difusa mais sofisticados. Pois, a aplicação do método PNPI é principalmente indicada para bacias sem monitoramento de tempo úmido.

A comparação dos resultados da aplicação do método com estudos de potencial de erosão que considerem os mesmos tipos de indicadores que o PNPI seria uma possibilidade de validar a metodologia. Entretanto, tais estudos estão focados na produção de sedimentos, não se relacionando com as demais pressões de geração de poluição difusa.

Uma possibilidade adicional para validação seria comparar os resultados obtidos com um modelo de poluição difusa, possivelmente de área geradora e parâmetros distribuídos. Essa comparação deveria ser feita numa bacia piloto com dados suficientes e adequados para a aplicação deste outro modelo. Diferentes cenários em termos de uso da terra poderiam ser testados e ambos os resultados comparados. No entanto, esta comparação provavelmente não permitiria validar os parâmetros para obtenção de PNPI, pois, em geral, os modelos de poluição difusa consideram os

poluentes separadamente e o PNPI avalia o potencial de todos os poluentes em conjunto.

Como já destacado, a validação de um índice como o PNPI não é uma tarefa fácil (MUNAFÓ *et al.*, 2005). Os testes de sensibilidade realizados foram um caminho para verificação da influência nos resultados dos parâmetros previstos pelo método.

A observação dos testes da constante k permite verificar, claramente, que a diminuição de seu valor aumenta o potencial de geração de poluição difusa na bacia e que a sua majoração diminui. Para menores valores de k , maiores são os valores de DI e, por consequência, de PNPI e vice-versa.

Na resolução de 1.000 m os mapas com diferentes valores de k as diferenças em relação ao resultado de referência são pouco perceptíveis. Com a diminuição de k , as poucas áreas de baixo médio potencial, situadas fora da mata nativa e da região de solo mais permeável, tornam-se de médio potencial e algumas áreas próximas ao curso d'água que eram de médio potencial passam a médio alto potencial. Com o aumento progressivo de k , algumas áreas de médio potencial tornam-se de baixo médio potencial e em menor quantidade áreas de médio alto potencial ao longo do corpo receptor diminuem seu potencial.

O emprego de células de tamanho 1.000 m x 1.000 m faz da constante k um parâmetro pouco influente nos resultados.

Para os testes com resolução de 500 m, as variações de k não tornam os mapas radicalmente diferentes do mapa de referência, mas as mudanças podem ser mais facilmente percebidas. A diminuição de k já em 20% faz desaparecer quase por completo as áreas de médio baixo potencial na pastagem, reflorestamento, solo exposto e outros usos. O aumento da constante faz diminuir a faixa de médio alto potencial ao longo dos rios em alguns trechos e cria áreas de baixo e baixo médio potencial nas regiões mais distantes dos corpos hídricos.

Pode-se dizer que o parâmetro para cálculo do indicador de distância tem influência mediana na obtenção de PNPI com unidades de terreno de 500 m x 500 m.

As diferenças entre os mapas de PNPI com k variado e o resultado de referência são significativas no caso de utilização de células de 250 m x 250 m. Com o decréscimo

de k , a faixa próxima ao rio de médio alto potencial é aumentada e se aproxima de suplantando o predomínio do médio potencial. Por outro lado, o aumento de k contribui para que surjam áreas de baixo médio potencial nas regiões mais distantes dos cursos d'água tomando lugar das de médio potencial.

O valor da constante k é um parâmetro relevante para a definição dos resultados com o uso da resolução de 250 m.

A depender do grau de variação do valor de k , os resultados decorrentes dos testes deste parâmetro podem ser muito diferentes do mapa de PNPI de referência com células de 90 m x 90 m. Para a diminuição máxima realizada de k , as áreas de baixo potencial existentes na região de mata nativa desaparecem, passando a médio baixo potencial; as faixas ao longo dos rios de médio alto potencial crescem a ponto de se juntarem em algumas regiões e as áreas de médio baixo potencial praticamente deixam de existir fora da mata nativa, mesmo na região com solo de maior permeabilidade. O aumento de k faz as faixas existentes próximo aos cursos d'água passarem de médio alto potencial para médio; as áreas urbanas e de culturas anuais e perenes deixam de ser totalmente de alto potencial e diminuem para médio alto potencial em seus pontos mais distantes dos corpos hídricos. Fora dessas áreas as regiões mais distantes dos rios tornam-se de baixo e médio baixo potencial.

Assim, o valor de k tem muita influência nos resultados na resolução de 90 m, sendo sua variação uma ferramenta para diferenciar o valor de PNPI em uma região com classe homogênea de potencial.

Os testes de sensibilidade para os valores do indicador de uso da terra mostraram que os resultados da bacia do rio Jundiá são mais sensíveis à diminuição dos valores de LCI do que ao seu aumento. As mudanças mais significativas aparecem com redução de 20% dos valores do indicador de uso da terra. Entretanto, o aumento de LCI produz pequenas diferenças em alguns padrões.

Com células de 1.000 m x 1.000 m, a diminuição dos valores do indicador de uso da terra faz as áreas de pastagem mais distantes do curso d'água terem seus potenciais reduzidos para médio baixo potencial, assim como a região de maiores declividades em torno da área de vegetação nativa que se torna de médio potencial. O aumento de

LCI faz aparecer áreas de alto potencial no interior da faixa de médio alto potencial ao longo do rio.

Na resolução de 500 m, com a redução dos valores de indicador de uso da terra, é diminuída a largura da faixa de médio alto potencial ao longo dos cursos d'água principais e uma pequena faixa de médio potencial ao longo dos afluentes menores começa a se delinear devido à redução a médio baixo potencial das áreas circundantes mais distantes. Com o aumento de LCI muitas áreas de alto potencial aparecem junto ao rio, além das áreas de médio baixo potencial serem muito reduzidas.

Para os mapas com unidades de terreno de 250 m x 250 m, utilizando-se valores menores de LCI, há uma redução da faixa de médio alto potencial ao longo dos corpos hídricos. As regiões intermediárias têm seu potencial diminuído e as áreas urbanas e de culturas ganham regiões de médio alto potencial. Por outro lado, ao se majorar os indicadores de uso da terra, alarga-se a faixa de médio alto potencial próximo aos rios e reduzem-se, sobremaneira, as áreas de médio baixo potencial em pastagem.

Os testes realizados com células de tamanho de 90 m x 90 m mostram que a diminuição do LCI transforma a faixa de médio alto potencial junto aos cursos d'água em uma faixa de valores médios de PNPI, além de modificar a homogeneidade de alto potencial nas áreas urbanas e de culturas para um predomínio de médio alto potencial nessas áreas. No caso do aumento dos valores de indicador de uso da terra, é alargada a faixa ao longo dos corpos hídricos com médio alto potencial e são reduzidas as áreas de médio baixo potencial fora da região de mata nativa.

Para todas as resoluções a diminuição dos valores de LCI tem importante influência nos resultados, especialmente em 20%, enquanto que o seu aumento, mesmo em 20%, é pouco ou medianamente influente para a obtenção de PNPI.

As variações do coeficiente de *run-off* indicaram que os resultados para a bacia do rio Jundiá são pouco sensíveis a este parâmetro tanto para o seu aumento quanto para sua diminuição em 10% e 20%. As diferenças mais perceptíveis estão entre os extremos testados (coeficientes 20% maiores e 20% menores).

Para os testes com unidades de 1.000 m x 1.000 m, a diminuição dos coeficientes de *run-off* aumenta as áreas de médio baixo potencial em pastagem, especialmente na região de solo mais permeável. O aumento destes coeficientes transforma as áreas de pastagem e reflorestamento de baixo médio potencial para áreas de potencial médio e diminui, consideravelmente, as áreas de baixo potencial em mata nativa.

Nos mapas com células de 500 m x 500 m com coeficientes de *run-off* diminuídos, as áreas de médio baixo potencial aumentam em toda bacia, principalmente na região de latossolo vermelho amarelo. Com estes coeficientes majorados, essas áreas diminuem sensivelmente, restando porção significativa somente na área de vegetação nativa e na sub-bacia do Jundiá-Mirim.

Com resolução de 250 m, são percebidas as mesmas diferenças notadas nas resoluções de 1.000 m e 500 m, tanto para o aumento quanto para a diminuição dos coeficientes de *run-off*. Além disso, podem ser observados leves aumento e redução da largura da faixa de médio alto potencial ao longo dos rios, nos casos, respectivamente, de majoração e minoração dos coeficientes.

As mudanças são pouco perceptíveis com o emprego de unidades de 90 m x 90 m, a menos de uma redução significativa da faixa de médio alto potencial junto aos cursos d'água no caso de diminuição dos coeficientes de *run-off*.

A variação dos pesos dos indicadores para obtenção de PNPI apresentou diferenças expressivas em alguns casos, mas a maioria dos macropadrões não se alterou.

O aumento do peso de LCI faz as relações dos resultados muito mais próximas aos usos da terra e elimina a faixa consistente de médio alto potencial ao longo dos corpos hídricos, devido à diminuição da influência dos demais indicadores. Entretanto, percebe-se uma concentração maior de áreas de baixo médio potencial em pastagem na região de solo mais permeável.

Já a diminuição do peso do indicador de uso da terra reduz a identificação direta dos valores de PNPI com a distribuição territorial dos usos. A região de vegetação nativa na Serra do Japi deixa de ser uma área expressiva de baixo e médio baixo potencial, exceto para o emprego de células de 90 m x 90 m. Mas a região de latossolo vermelho amarelo ainda abriga importante área de médio baixo potencial nas

resoluções de 1.000 m e 500 m. A faixa de médio alto potencial ao longo dos rios se amplia em todos os casos e ganha muitas áreas de alto potencial para os mapas dos três maiores tamanhos de célula empregados.

A majoração do peso de DI somente permite uma relação dos potenciais com a distância aos corpos receptores no mapa com unidade de área de 90 m², no qual é possível observar uma gradação das classes de PNPI em torno dos cursos d'água. Nas outras resoluções, há uma diminuição das áreas de baixo médio potencial mais distantes dos rios e daquelas pertencentes à região de vegetação nativa e de solo de maior permeabilidade.

A redução do peso do indicador de distância conduz a uma pequena diminuição da largura da faixa de médio alto potencial para os mapas de células de 250 m x 250 m e 90 m x 90 m e ao aumento de áreas de médio baixo potencial em pastagem, inclusive na região de latossolo vermelho amarelo para as resoluções de 1.000 m e 500 m.

Ao se aumentar o peso de ROI, aumenta-se a faixa ao longo dos rios de médio alto potencial, especialmente nas regiões de maior declividade, e reduzem-se as áreas de baixo e baixo médio potencial da bacia, para todos os tamanhos de célula utilizados.

Por outro lado, ao se diminuir o peso do indicador de *run-off*, reduz-se a largura da faixa junto aos corpos hídricos de médio alto potencial, sendo que, para células de 90 m x 90 m, esta faixa quase desaparece, misturando-se às áreas de médio potencial.

A despeito de todas as diferenças verificadas, algumas características observadas nos resultados principais se mantiveram na maioria dos testes. As regiões de maior potencial são as áreas urbanas e de culturas, enquanto a de menor potencial se identifica com a área de vegetação nativa. Além disso, a importância dos territórios junto aos rios foi, no geral, de potencial intermediário para geração de poluição difusa.

A classe de uso pastagem apareceu como muito flexível em todos os testes. Esta característica também é refletida na realidade. Na bacia do rio Jundiáí, esta classe de uso pode ser considerada como campos antrópicos ou pastagens abandonadas, pois o rebanho não é muito expressivo na região. Trata-se de áreas muito susceptíveis a abrigar a expansão de usos predatórios. Por outro lado, têm maior facilidade de receber ações de recuperação, como o reflorestamento, por exemplo, podendo tanto

se transformar em áreas de maior como de menor potencial de produção de cargas difusas de poluição.

6.3 ANÁLISES E DISCUSSÕES SOBRE A APLICABILIDADE DA METODOLOGIA E DOS RESULTADOS

A escolha do tamanho de célula passa necessariamente pela análise do tamanho da bacia, os objetivos da avaliação e a rede hidrográfica de interesse. A resolução empregada restringe o porte dos afluentes que o método terá sensibilidade para representar. A escala da intervenção visada pode balizar essa escolha. Se o objetivo do estudo for identificar sub-bacias ou áreas em risco para planejamento ambiental, células maiores são mais aconselháveis, mas se interessar a seleção de tributários ou de trechos de rios que necessitam de uma ampla e contínua reconstituição da mata ciliar, por exemplo, células menores são requeridas.

O tempo para geração de cada mapa de resultado variou conforme o tamanho de célula empregado. Para cada uma das operações para se obter o mapa de resultados na resolução de 1.000 m, o tempo médio de processamento foi de 2 segundos enquanto que na resolução de 90 m subiu até 3 vezes. Como muitas das operações e das etapas independem da resolução, essa diferença no total é reduzida para o dobro de tempo. De qualquer maneira, dependendo do tamanho da bacia, o fator tempo de processamento também deve ser considerado para definição do tamanho de célula a ser utilizado.

Na aplicação do método em outras bacias, a análise da distribuição dos valores de PNPI pode conduzir a uma definição dos limites e número de faixas de potencial de produção de poluição difusa diferente dos aqui utilizados, já que estes valores não estão fixados. Por influenciar nos graus de potencial, a determinação do número de faixas e de seus limites é uma importante decisão a ser feita para cada bacia estudada.

No entanto, para a comparação de resultados entre diferentes bacias ou sub-bacias, torna-se relevante estabelecer faixas fixas de potencial e preferencialmente de mesmo tamanho, ainda que a distribuição de valores de cada área de estudo corresponda a diferentes tamanhos de faixas preferenciais.

Os resultados obtidos podem servir como uma ferramenta para tomada de decisão por parte dos gestores da bacia.

Os comitês das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá já implantaram a cobrança pelo uso da água, cujos recursos financeiros são para exclusiva aplicação nas bacias. O destino destes recursos e de outros passa por uma hierarquização deliberada pelos comitês.

O método PNPI ao definir regiões de diferentes potenciais de produção de poluição difusa poderá contribuir para que os decisores possam definir a ordem de prioridade das regiões e municípios das bacias para recebimento de investimento dos recursos oriundos da cobrança (ou de outras fontes) e para realização de intervenções visando o controle da poluição não-pontual.

Tendo em vista o pouco conhecimento sobre as cargas de origem difusa nas bacias brasileiras e seus impactos gerados na qualidade da água, os mapas resultantes da aplicação do método podem servir para a determinação de uma rede de monitoramento de tempo úmido que compreenda a localização de estações em pontos de alto, médio e baixo potencial de produção de poluição difusa.

Os mapas de PNPI podem ser um instrumento de orientação para o planejamento territorial, definindo-se áreas a serem protegidas – de baixo potencial de produção de poluição –, áreas de atenção – de médio baixo a médio alto potencial – e áreas para controle e recuperação – de alto potencial.

O controle do uso e ocupação da terra é uma importante medida para o gerenciamento da geração de cargas não-pontuais de poluição. A utilização da metodologia ora aplicada pode ser de grande valia no processo de efetivação deste controle por mostrar como a distribuição espacial dos usos atrelada à morfologia da bacia e às características pedológicas define áreas potencialmente poluidoras.

Os resultados podem subsidiar a decisão a respeito da alocação e priorização de medidas de recuperação de mata ciliar, de controle do escoamento superficial urbano e de técnicas de agricultura sustentável.

Cenários futuros de uso e ocupação da terra, criados a partir de zoneamentos pretendidos para a bacia ou da localização do crescimento de áreas urbanas e de

culturas ou ainda de intervenções alternativas como o reflorestamento, podem ser avaliados quanto às modificações nos padrões de potencialidade de produção de cargas de poluição difusas através da aplicação da metodologia PNPI.

Contudo, outras fontes não-pontuais de poluição tais como a deposição atmosférica não são contempladas pelo método, não sendo possível utilizar os resultados para o gerenciamento dessas fontes.

Além disso, por não estabelecer relações diretas com cada poluente, os valores do índice não servem para definir medidas de controle de poluentes específicos.

A aplicação do método PNPI em outras bacias hidrográficas brasileiras depende basicamente da disponibilidade de um modelo digital de terreno, de um mapa de solos e de um mapa de uso da terra.

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária disponibiliza em sua página de internet a base do projeto Brasil em Relevo (MIRANDA, 2005), a partir da qual é possível obter modelos digitais de elevação de todo o país. Assim, dependendo dos objetivos da avaliação esta pode ser uma fonte adequada para aplicação da metodologia.

Se o foco da avaliação for mais local como, por exemplo, uma bacia de um manancial municipal, pode ser mais apropriado elaborar um modelo digital de terreno a partir de levantamento topográfico, sendo comum que as prefeituras ou as concessionárias e serviços autônomos de saneamento disponham deste tipo de informação.

Os mapas pedológicos costumam ser mais fáceis de serem encontrados, o que já não ocorre com os mapas de uso e ocupação da terra. Entretanto, mapas de uso da terra podem ser elaborados com aplicação de técnicas de geoprocessamento a partir de imagens de satélite como as disponibilizadas gratuitamente pela Embrapa em seu sítio eletrônico (MIRANDA; COUTINHO, 2004).

Para a escala de planejamento, dentro em breve será possível aplicar o método para qualquer bacia paulista, pois o Estado de São Paulo já dispõe de mapa pedológico e a Secretaria de Meio Ambiente está finalizando a elaboração de um mapa de uso e ocupação da terra para todo o Estado a partir da interpretação de imagens de satélite de 2004/2005 (SÃO PAULO, 2009).

Pela análise da disponibilidade de dados, a aplicação do método PNPI em outras bacias hidrográficas brasileiras e principalmente nas localizadas no Estado de São Paulo parece muito promissora.

6.4 PESQUISAS RECOMENDADAS PARA O APRIMORAMENTO DA METODOLOGIA

Para uma melhor aplicabilidade da metodologia no Brasil e para aprimoramento da metodologia podem ser sugeridos alguns estudos e pesquisas adicionais.

As contribuições dos especialistas consultados pela pesquisa de Munafò *et al.* (2005) são extremamente importantes para a agregação dos dados de entrada em um índice sintético. A realização de uma consulta a especialistas brasileiros, tais como engenheiros civis, ambientais e florestais, urbanistas, geógrafos, geólogos, agrônomos e biólogos, sobre os parâmetros, coeficientes e pesos empregados certamente se constituiria numa pesquisa de grande relevância que permitiria ao método estar em maior sintonia com as condições encontradas no Brasil.

Na consulta sobre valores de LCI e de coeficiente de *run-off*, sugere-se que seja utilizada a classificação de uso da terra definida por IBGE (2006) para o Brasil, que foram baseadas no *Corine Land Cover*, para maior facilidade de comparação com os valores propostos pelos autores do método.

Entretanto, podem ser recomendados estudos para determinação de valores de LCI para usos da terra mais específicos encontrados no Brasil, de alto potencial de produção de poluição difusa, como as lavouras fertirrigadas de cana-de-açúcar ou as estradas vicinais em zonas rurais, que não detalhados por IBGE (2006), nem tampouco pelo CLC.

A elaboração de mapas de permeabilidade de solos brasileiros ou a definição de uma correspondência direta entre a nomenclatura atualizada dos solos segundo o “Sistema Brasileiro de Classificação de Solos” (conforme Jacomine (2005)) e as classes de permeabilidade para definição de coeficiente de *run-off* faria a metodologia mais coerente com as características dos solos brasileiros, além de tornar sua aplicação mais simples.

O estudo sobre o transporte das cargas difusas através do escoamento superficial, bem como do processo de interceptação ou decaimento dos poluentes relacionado à distância ao corpo hídrico pode conduzir a uma melhor formulação matemática para o cálculo de DI baseado não na distância em número de células, mas na distância efetiva a ser percorrida pelas cargas, tornando este equacionamento mais preciso.

Poderia ser estudada a inclusão de um indicador relacionado ao total anual de chuva ou a uma precipitação com certo período de retorno como fator de maior arraste de poluentes depositados na superfície e oriundos da deposição úmida atmosférica. Seria necessária a definição de coeficientes de potencial por faixas de total de precipitação e níveis de poluição do ar, por exemplo, e do peso de um indicador deste tipo para cálculo de PNPI. Entretanto, esta abordagem só é relevante em bacias de grande extensão onde haja variação significativa destes fatores e onde estejam disponíveis dados para sua determinação. Além disso, seria um caminho para a sofisticação do método cuja proposta é ser simplificado.

Para se definir políticas de proteção e recuperação seria útil conhecer quais trechos de rios sofrem maior pressão por cargas difusas. Enquanto os resultados obtidos descrevem como as cargas não-pontuais se distribuem na bacia hidrográfica, seria possível focar cada sub-bacia separadamente e estimar como a rede hidrográfica é afetada. Poderiam ser determinados trechos de rios e, para cada um, poderia se calcular a soma das pressões relativas, obtendo-se um mapa para apoiar estudos de vulnerabilidade hídrica.

Para a obtenção de PNPI é necessário realizar uma sequência de operações com a utilização de ferramentas de Sistema de Informações Geográficas. Tais operações são passíveis de serem automatizadas através de programação computacional, o que, se realizado com a criação conjunta de uma interface simples, pode contribuir para a disseminação da metodologia e facilitar a avaliação de diferentes cenários de uso e ocupação da terra.

Contudo, a disseminação desta metodologia ou de outras para a avaliação da poluição dos rios por fontes difusas no Brasil só poderá se efetivar quando do crescimento da importância deste tipo de poluição para os gestores ambientais e de recursos hídricos e para a sociedade que, por sua vez, depende de um maior avanço

no controle das fontes pontuais de poluição hídrica ou de uma compreensão da necessidade de se adiantar aos problemas futuros.

Neste sentido, investimentos e esforços para implantação de redes de monitoramento de tempo úmido nas bacias hidrográficas brasileiras ou mesmo em bacias experimentais selecionadas para pesquisa são altamente recomendáveis para facilitar o processo de validação deste método e de outros, pelo menos a médio e longo prazos, propiciando o aumento da compreensão da poluição por fontes difusas em rios, córregos e lagos no Brasil.

As conclusões fundamentadas nos resultados obtidos e na discussão realizada são apresentadas no próximo capítulo.

7 CONCLUSÕES

Dentre todas as metodologias e modelos pesquisados e analisados – Avaliação baseada em percentual de impermeabilização, Método PNPI, Avaliação baseada em amostragem, Modelo de simulação XP-Aqualm e Modelo Moneris – o Método PNPI, selecionado para realização de estudo de caso, foi o que melhor atendeu aos objetivos do trabalho.

Podendo ser aplicado a bacias hidrográficas urbanas, rurais ou mistas, mostrou-se um método simplificado, adaptável às condições de baixa disponibilidade de dados das bacias brasileiras e capaz de subsidiar a gestão e planejamento dos recursos hídricos.

Trata-se de uma metodologia que avalia a pressão global exercida pelas cargas difusas geradas pelos diferentes usos da terra de uma bacia hidrográfica sobre suas águas superficiais. A realidade da bacia é representada por poucos dados de entrada – modelo digital de terreno e mapas de solos e de uso e ocupação da terra –, frequentemente disponíveis ou de fácil obtenção no Brasil, o que torna simplificada a modelagem dos processos físicos de geração de poluição difusa.

Além disso, o PNPI é um índice que congrega de maneira sintética três fatores de relevância destes processos físicos – uso da terra, coeficiente de *run-off* e distância ao corpo hídrico – para definir o potencial poluidor de cada parcela do terreno. Ao invés de realizar uma representação da realidade física da bacia, o método se baseia na consulta de especialistas para determinação de coeficientes para cada um dos fatores utilizados, visando à avaliação integrada deste potencial poluidor.

A bacia do rio Jundiaí, por apresentar uma variedade de usos da terra – áreas urbanas, culturas anuais e perenes, pastagem, reflorestamento, solo exposto e outros –, foi um conveniente estudo de caso para a aplicação do método.

Apesar dos parâmetros de usos da terra da metodologia serem dados pelo *Corine Land Cover*, o sistema europeu de classificação de cobertura da terra, foi possível estabelecer uma correlação com os usos definidos pelo mapa empregado de usos da terra da bacia do rio Jundiaí. Para o emprego em bacias com outros tipos de usos, o Manual Técnico de Uso da Terra de IBGE (2006), baseado no CLC, e o próprio *Corine*

Land Cover Technical Guide de EEA (199) podem orientar a realização desta correlação.

A obtenção do indicador foi bastante facilitada pela utilização de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas para a realização de todas as operações necessárias. Entretanto, um conhecimento mais apurado destas ferramentas se faz necessário.

Como resultados da aplicação do método, foram obtidos mapas de classes de propensão à produção de poluição difusa que definem áreas de baixo, médio baixo, médio, médio alto e alto potencial poluidor na bacia do rio Jundiaí, para a situação do ano de 2003 (ano de referência do mapa de uso da terra disponível) em quatro resoluções diferentes – 1.000 m, 500 m, 250 m e 90 m.

Um aspecto importante dos resultados obtidos é que eles realçaram as áreas mais sensíveis à geração de poluição difusa através de um esforço relativamente pequeno que pode poupar tempo e recursos para análises das situações críticas. E, de fato, permitem subsidiar a gestão e o planejamento ambiental e de recursos hídricos.

Entretanto, a metodologia permanece de difícil validação e sem comprovação com a realidade, sendo altamente recomendável que sejam empregados recursos para implantação de redes de monitoramento de tempo úmido nas bacias brasileiras.

Neste sentido, os testes de sensibilidade realizados permitiram verificar a influência nos resultados dos parâmetros previstos pelo método.

A despeito de todas as diferenças verificadas, algumas características observadas nos resultados principais se mantiveram consistentes na maioria dos testes.

As regiões de maior potencial são as áreas urbanas e de culturas anuais e perenes, constituindo-se em áreas de prioridade para recebimento de ações de controle de aporte de cargas difusas aos corpos d'água.

A concentração de áreas de médio alto potencial ao longo da rede hidrográfica torna evidente aos gestores e tomadores de decisão que os territórios nas vizinhanças dos rios representam um papel chave na produção de poluição difusa e que requerem atenção especial sobre sua ocupação.

Por outro lado, o remanescente de mata nativa da bacia se identifica como a área de menor potencial poluidor em todos os casos, definindo-se, claramente, como área a ser protegida que beneficia a bacia ao reduzir as pressões totais de geração de cargas difusas.

Os demais usos da terra, especialmente a pastagem, têm seu potencial poluidor mais influenciável pelos outros dois fatores incorporados por PNPI.

Os mapas de PNPI podem ser um instrumento de orientação para o planejamento territorial e de apoio para hierarquização de áreas a receberem recursos ou definição de áreas prioritárias para alocação de medidas de controle de poluição difusa.

Nesta perspectiva, o método é realmente uma interpretação do cenário da bacia hidrográfica, ao invés de uma descrição dele. Por explicitar como a distribuição espacial dos usos atrelada à morfologia da bacia e às características pedológicas define áreas potencialmente poluidoras, os mapas obtidos são especialmente interessantes para os processos participativos de gestão realizados pelos comitês de bacias hidrográficas.

A resolução a ser empregada nos mapas depende dos propósitos da avaliação e da escala da intervenção, sendo que para avaliações no nível de planejamento uma resolução menor é suficiente, enquanto que para análises focadas nos afluentes de menor porte uma resolução maior é requerida.

A metodologia permite a avaliação de diferentes cenários decorrentes da modificação dos padrões de uso e ocupação da terra ou da realização de intervenções alternativas como o reflorestamento.

A pesquisa realizada possibilitou a sugestão de diversos estudos complementares para uma melhor aplicabilidade do método no Brasil e para seu aprimoramento.

Na falta de dados para aplicação de modelos mais complexos, a aplicação da metodologia PNPI para avaliação de potencial de produção de poluição difusa nas bacias hidrográficas brasileiras parece muito promissora, especialmente quando do ganho de importância do controle da poluição difusa pelo avanço no controle das cargas pontuais.

A utilização do método para gestão territorial e de recursos hídricos contribuirá para melhoria da qualidade da águas de rios e córregos, o que pode representar ganhos em disponibilidade hídrica para múltiplos usos e benefícios econômicos, sociais e ambientais para toda a sociedade.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA DE ÁGUA PCJ. Sabesp inaugura obra construída com parte de recursos da cobrança federal pelo uso da água. Disponível em: < <http://www.agenciadeaguapcj.org.br/> >. Acesso em: fev. 2009.

ARNOLD JUNIOR, C. L.; GIBBONS, C. J. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. **Journal of the American Planning Association**, v. 62, n. 2, p. 243-358, jun. 1996.

BEHRENDT, H.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O. SCHOLZ, G. UEBE, R. **Nutrient emissions into river basins of Germany: research report 296** 25 515 – UBA-FB, 99-087/e – Texte 23/2000. Disponível em: < <http://www.unweltdaten.de/publikationen/fdf-k/k.1837.pdf> >. Acesso em: jul. 2008.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. São Paulo: Edgard Blücher, 1977.

BRASIL. **Lei federal n. 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

CARVALHO, L. D. V. **Avaliação da viabilidade da melhoria do projeto geométrico e da conservação das estradas de terra**, 1992. 85 p. Dissertação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

CATELANI, C. S.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S. Geoprocessamento na determinação da proximidade de estradas vicinais em relação à rede de drenagem em uma bacia hidrográfica no Município de Taubaté, SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., 2005, Goiânia. INPE, 2005.

CECCHI, G.; MUNAFÒ, M.; BAIOTTO, F.; ANDREANI, P.; MANCINI, L. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. **Annali dell' Istituto Superiore di Sanità**, Roma, v. 43, n. 3, p. 295-301, 2007.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTI, E. Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n. 6, p. 1296-1304, nov./ dez., 2005.

COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ; CETEC. **Relatório “Zero”**: Situação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí . Relatório técnico final. v. 1. Lins, 2000.

COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ; IRRIGART. **Relatório de situação de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2002-2003**. Piracicaba, 2004.

COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ; IRRIGART. **Relatório de situação de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2004-2006**. Piracicaba, 2007.

COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ; COBRAPE. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2008-2020**: R6 – Relatório de subsídios ao workshop 5. São Paulo, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Organograma departamental com agências. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/organograma.pdf> >. Acesso em: fev. 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONWAY, T. M.; LATHROP, R. G. Alternative land use regulations and environmental impacts: assessing future land use in an urbanizing watershed. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 1, p. 1-15, 2004.

DAE. Ecologia – Rio Jundiaí. Disponível em: < http://www.daejundiai.com.br/daesite/portal.nsf/V03.02/amorNatureza_ecologia_rioJundiai?OpenDocumen >. Acesso em: jul. 2008.

DONIGIAN, A. S.; *et al.* Modeling nonpoint source water quality in urban and non-urban areas. Technomic Publishing, Lancaster, PA, EUA. 1995.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Joint Research Center. **Corine land cover: Technical guide**. Brussels, 1999.

GENOVEZ, A. M. Vazões Máximas. In: PAIVA, P. (org.). Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2001.

HOUCK, O. A. The Clean Water Act TMDL program: law, policy, implementation. Environmental Law Institute. Washington, DC, EUA, 1999.

HUBER, W. C. Current methods for modeling of nonpoint source water quality. In: Seminar on Urban Storm Water Quality Management, Orlando, FL, EUA, 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de uso da terra**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 91 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contagem da população 2007**. Rio de Janeiro, 2007. 316 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produto Interno Público dos municípios 2003-2006**. Rio de Janeiro, 2008. 234 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Impacto da erosão no Estado de São Paulo**: medidas preventivas e corretivas/ IPT bate-papo programado - 05/07/2005. Disponível em: < <http://www.ipt.br/atividades/servicos/chat/?ARQ=185> >. Acesso em: jul. 2008.

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ. **Indicatori e modelli per la gestione e il monitoraggio delle acque superficiali**. Roma, 2006. 73 p.

JACOMINE, P. K. T. A nova versão do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Recife, 2005. Disponível em: < <http://www.cnps.embrapa.br/sibcs/index.html> >. Acesso em: jun. 2008.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information systems analysis photogrammetric. **Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 11, p 1593-1600.

LIU, Y.; CHE, W.; LI, J. Monitor-based evaluation of pollutant load from urban stormwater runoff in Beijing. **Water science and technology**. v. 52, n. 9, p. 191-197, 2005.

LOPES, F. F. P. **A utilização do módulo geração de cargas do modelo de correlação de uso do solo X qualidade da água (MQUAL) na gestão da bacia Guarapiranga: O caso do município de Itapecerica da Serra**, 2003. 194 p. Dissertação (Mestrado em ciência ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

MARGULIS, S. Brasil: A gestão da qualidade da água – Inserção de temas ambientais na agenda do setor hídrico. Banco Mundial. Brasil, 2002.

MASINI, L. S. **Avaliação do impacto da urbanização sobre a qualidade da água para a bacia do rio Cabuçu de Baixo**, 2005. 151 p. Dissertação (Mestrado em recursos hídricos e meio ambiente) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: Princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH. 536 p.

MIRANDA, E. E.; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: < <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br> >. Acesso em: dez. 2008.

MIRANDA, E. E.; COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil Visto do Espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Disponível em: < <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br> >. Acesso em: jan. 2009.

MUNAFÒ, M.; CECCHI, G.; BAIOTTO, F.; MANCINI, L. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 77, n. 2, p. 93-98, 2005.

NEVES, M. M. **Aplicação da metodologia total maximum daily load-TMDL nos estudos de enquadramento de corpos hídricos no Brasil**, 2005. 206 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water quality**: Prevention, identification and management of diffuse pollution. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054 p.

NOVOTNY, V. **Water quality**: Diffuse pollution and watershed management. 2.ed. New York: J. Wiley, 2003. 864 p.

NOVOTNY, V. Modeling of sewer flow quality. In: **Bilateral Conference U.S.-Italy Urban Stormwater Management**, Universidade de Cagliari, Itália, 1988.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: Legenda expandida. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas/ Embrapa Solo, 1999).

O'NEIL-DUNNE, J. Teaching and Learning with GIS: Hydrologic Modelling Using GIS. (2004). Disponível em: < <https://oncampus.oberlin.edu/> >. Acesso em: dez. 2008.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Water pollution by fertilizers e pesticides**. Paris, 1986. 144 p.

PALMERI, L.; BENDORICCHIO, G.; ARTOLI, Y. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study. **Ecological Modelling**, v. 184, n. 1, p. 37-53, 2005.

PHILLIPS, B.C.; YU, S. Catchment based water quality modelling in urbanising catchments in Australia. **Urban drainage modelling**, p. 238-249, 2001.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. Atlas do desenvolvimento humano no Brasil. 2003. Disponível em: < <http://www.pnud.org.br/atlas/> >. Acesso em: dez. 2008.

PORTO, M. F. A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial Urbano. In: TUCCI, C. E. M. *et al.* Drenagem urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1995. 428 p.

PORTO, M. F. A. **Sistemas de gestão da qualidade das águas:** Uma proposta para o caso brasileiro, 2002. 131p. Tese (Livre Docência em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

PORTO, M. F. A.; HAUPT, J. P. O. Carga Difusa de Poluição Gerada em Áreas Urbanas. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2004, São Luís. ABRH, 2004.

SÃO PAULO. Conselho Estadual de Informática. Disponível em: < http://www.conei.sp.gov.br/tercio_getic_190308.ppt >. Acesso em: jan. 2009.

SÃO PAULO. **Decreto estadual nº. 10.755 de 22 de novembro de 1977.** Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e da providências correlatas.

SÃO PAULO. **Lei estadual nº. 4.095 de 12 de junho de 1984.** Declara Área de Proteção Ambiental a região urbana e rural do município de Jundiá.

SÃO PAULO. **Lei estadual nº. 12.233 de 16 de janeiro de 2006.** Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da bacia hidrográfica do Guarapiranga (APRM-G) e dá outras providências correlatas.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Áreas de proteção do Estado de São Paulo. Disponível em: < <http://www.ambiente.sp.gov.br/apas/apa.htm> >. Acesso em: set. 2008.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. Modelo de correlação

uso do solo/ qualidade da água – Lei Específica MQUAL – Guarapiranga. São Paulo, 2003. CD-ROM.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO; COBRAPE. **Atualização do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga**: Relatório final (revisão 0). São Paulo, 2009.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS, SANEAMENTO E OBRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO; CONSÓRCIO FIGUEIREDO FERRAZ/ COPLASA. Programa de investimentos para proteção e aproveitamento dos recursos hídricos das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. 1999.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUAS E ESGOTOS DE INDAIATUBA. O grande desafio do SAAE - mais água para Indaiatuba crescer com qualidade de vida. Disponível em: < http://www.saae.sp.gov.br/saae_noticia_anterior_01.htm >. Acesso em: jan. 2009. (a)

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUAS E ESGOTOS DE INDAIATUBA. Contrato para Estudo de Viabilidade de barragem no Ribeirão Piraí é assinado. Disponível em: < <http://www.saae.sp.gov.br/> >. Acesso em: jan. 2009. (b)

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUAS E ESGOTOS DE INDAIATUBA. Imprensa visita obras da ETE Mário Araldo Candello. Disponível em: < http://www.saae.sp.gov.br/saae_noticia_anterior_10.htm >. Acesso em: jan. 2009. (c)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Nonpoint Source Pollution: The Nation's Largest Water Quality Problem. EPA Journal, Vol. 17, N^o. 5, Nov/Dec 1991. Disponível em: < <http://www.epa.gov/owow/nps/facts/point1.htm> >. Acesso em: dez. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Compendium of tools for Watershed Management**, Washington, DC, EUA, 1997.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Water Quality Inventory 2000 Report**, Washington, DC, EUA, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Water Quality Inventory: Report to Congress 2004 Reporting Cycle**, Washington, DC, EUA, 2009.

YAZAKI, L. F. O.; HAUPT, J. P. O.; PORTO, M. F. A. Uso potencial de sistemas mistos de esgotos e águas pluviais para redução da poluição hídrica em bacias urbanas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RESURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. ABRH, 2007.