



VÂNIA ROSA PEREIRA

**CONVERSÃO DE USO DAS TERRAS E ALTERAÇÕES DAS
CONDIÇÕES HIDROLÓGICAS: O CASO DAS BACIAS DO
ATIBAINHA E DO CACHOEIRA**

CAMPINAS

2012



NUMERO: 193/2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

VÂNIA ROSA PEREIRA

**CONVERSÃO DE USO DAS TERRAS E ALTERAÇÕES DAS CONDIÇÕES
HIDROLÓGICAS: O CASO DAS BACIAS DO ATIBAINHA E DO CACHOEIRA**

Orientador: Prof. Dr. José Teixeira Filho

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós Graduação em
Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Estadual de
Campinas para obtenção do título de Doutora em Ciências na Área de
Análise Ambiental e Dinâmica Territorial.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA TESE
DEFENDIDA PELA ALUNA VÂNIA ROSA PEREIRA
ORIENTADA PELO PROF. DR. JOSÉ TEIXEIRA FILHO**

CAMPINAS
2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
CÁSSIA RAQUEL DA SILVA – CRB8/5752 – BIBLIOTECA “CONRADO PASCHOALE” DO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
UNICAMP

P414c Pereira, Vania Rosa, 1980-
 Conversão de uso das terras e alterações das
 condições hidrológicas: o caso das bacias do Atibainha e
 do Cachoeira / Vania Rosa Pereira-- Campinas, SP.:
 [s.n.], 2012.

 Orientador: José Teixeira Filho.
 Tese (doutorado) - Universidade Estadual de
 Campinas, Instituto de Geociências.

 1. Solo - Uso. 2. Vazante. 3. Hidrologia - Modelos.
 4. Bacias hidrográficas. 5. Simulação e modelagem. I.
 Teixeira Filho, José, 1955- II. Universidade Estadual de
 Campinas, Instituto de Geociências. III. Título.

Informações para a Biblioteca Digital

Título em inglês: Land use conversion and hydrological changes: the case of Atibainha and Cachoeira basins.

Palavras-chaves em inglês:

Land - Use

Discharge

Hydrology - Models

Watersheds

Simulation and modeling.

Área de concentração: Análise Ambiental e Dinâmica Territorial

Titulação: Doutora em Ciências.

Banca examinadora:

José Teixeira Filho (Orientador)

André Luiz Lopes da Silveira

Antonio Carlos Zuffo

Archimedes Perez Filho

Marcos Vinícius Folegatti

Data da defesa: 11-07-/2012

Programa de Pós-graduação em Geografia



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
ÁREA DE ANÁLISE AMBIENTAL E DINÂMICA TERRITORIAL

AUTORA: Vânia Rosa Pereira

Conversão de uso das terras e alterações das condições hidrológicas: o caso das
bacias do Atibainha e Cachoeira

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Teixeira Filho

Aprovada em: 11 / 07 / 2012

EXAMINADORES:

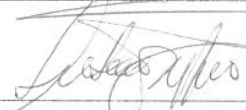
Prof. Dr. José Teixeira Filho

 Presidente

Prof. Dr. Archimedes Perez Filho



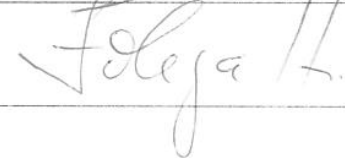
Prof. Dr. Antonio Carlos Zuffo



Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira



Prof. Dr. Marcos Vinícius Folegatti



Campinas, 11 de julho de 2012.

Dedicatória

Ao ciclo da vida que, para mim, se iniciou no final desta tese. À linda e pequenina Natalia!

Agradecimentos

Ao CNPq - processo 552536/2007-5_EDITAL MCT/CNPq/CT-HIDRO/SEAP-PR nº 35/2007 - e à CAPES - programa PDEE - que, em momentos diferentes, tornaram possível minha jornada de estudos durante o doutorado. O estágio de doutoranda durante 11 meses na Universidade de Cornell foi essencial para o amadurecimento deste trabalho.

Ao Professor José Teixeira Filho, pela orientação. Mais do que isso, pela oportunidade de convivência ao longo de todo o meu período na pós graduação, sempre me desafiando e me incentivando a seguir adiante com sua peculiar sabedoria e sensibilidade.

I would like to express my deep gratitude to Professor Michael Todd Walter and Professor Tammo S. Steenhuis for the wise advices, ideas, knowledge and support.

Special thanks to Cornell University Water and Soil people. Great people from around the world that I had the pleasure to share lunch, insights and ideas. This training period at Cornell University was the richest experience for me.

Ao Sérgio Lopes e Pequeno, por tornarem possíveis as coletas de campo. Nem a presença massiva de marimbondos foram obstáculo para essa dupla, que percorreu por vários dias a bacia do Atibainha coletando amostras de solos.

Ao Professor Zigomar Menezes, à Célia e ao Júnior, técnicos do Laboratório de Solos da FEAGRI, e aos estagiários, especialmente o Luís, que me auxiliaram na organização e no tratamento das amostras de solos.

Ao pesquisador Álvaro José Back, que, via correio eletrônico, me auxiliou nas análises sequenciais de Mann Kendall e Pettit.

À turma do Labgeo/FEAGRI, pelas acolhidas na hora do cafezinho e por ter-me ajudado na solução das frequentes dúvidas a respeito de Geoprocessamento. Um agradecimento especial ao Professor Jansle e ao técnico Agmon, por terem me dado suporte sempre que precisei utilizar os computadores e as dependências do Laboratório.

Aos amigos queridos que tive o prazer de conhecer e conviver durante esse tempo... Cristiane, Anderson, Laura Tania, Aline, Márcio, Bruna, Aline Mizukami, Kelly, Rojane, Agmon, Fausto, Jeferson, Gleyce, Fernanda, Neto, Ricardo, Priscila, Graciete, Adriano, Asha, Brian, Josephine, Dan, Kyle, Xiaoya, Lauren, Benjamin, Veronica, Sheila, Yuni,

entre tantos outros que eu possa ter deixado de mencionar aqui. A convivência é algo enriquecedor!

À Valdirene Pinotti e à turma da Secretaria da Pós-graduação do IG, pelo admirável suporte, carinho e dedicação aos alunos.

Ao Professor Edvard Elias de Souza Filho, pessoa da mais alta estima, que acompanhou minha jornada e, mesmo à distância, foi e será uma eterna referência.

Aos amigos da vida, pessoas que inexplicavelmente nos passam aquela confiança, identidade e conforto e nos auxiliam a seguir em frente.

Aos meus pais, Silvina e Lupércio, que, mesmo à distância, estiveram sempre presentes, dando-me o apoio e o suporte de forma incondicional. Registro aqui meu agradecimento pela sabedoria, generosidade, companheirismo e paciência em todos os momentos de minha vida. Vocês serão sempre o meu porto seguro.

Aos meus irmãos, Nádia e Amilcar, que, pela simples existência, me dão alegria e referência. Aos pequeninos da família: minha irmãzinha Laura e os sobrinhos Rafael, Joana e Helena, por trazerem mais doçura ao coração.

Ao doce Gustavo, marido amado, pelo prazer de desfrutar de sua agradável convivência. Sua alegria é contagiante! Obrigada pelas valiosas ajudas e conselhos e também pelo suporte incondicional na reta final deste trabalho! Sua brilhante trajetória e sua dedicação ao trabalho serão sempre uma referência.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**CONVERSÃO DE USO DAS TERRAS E ALTERAÇÕES DAS CONDIÇÕES
HIDROLÓGICAS: O CASO DAS BACIAS DO ATIBAINHA E DO CACHOEIRA**

RESUMO

Tese de Doutorado

Vania Rosa Pereira

Este trabalho foi desenvolvido com o intuito de verificar se as mudanças de uso das terras ocorridas entre os períodos de 1985 a 2005 interferiram na dinâmica das vazões dos rios Atibainha e Cachoeira. Seus resultados mostraram que não existem evidências de que o uso das terras interferiu diretamente no regime de vazões de estiagem.

Em relação às características de uso das terras, a conversão mais significativa ocorreu na forma de mata secundária em estágio inicial de recuperação para silvicultura. A silvicultura tem finalidade para lenha e carvão vegetal, e, por isso, possui ciclo curto de cinco anos. Grande parte da conversão ocorreu nas áreas de alta declividade. Menos de 20% da área das bacias foi modificada neste intervalo estudado e tal conversão ocorreu de forma diluída ao longo dos anos.

A análise estatística das séries temporais de chuva e vazão em período coincidente com as mudanças de uso das terras demonstrou tendências de decréscimos significativos para as chuvas, tanto na escala local quanto na regional, especialmente durante o período de recarga, no verão. As vazões apresentaram decréscimos nos totais anuais, de cheia e estiagem. Os resultados também indicaram evidências de que as intensidades de chuva decresceram durante o intervalo analisado e que não houve mudança no padrão de distribuição de dias de chuva e nem na concentração dos dias de chuva.

A simulação do modelo determinístico para os cenários reais indicou que a quantidade de conversão de uso das terras ocorrida durante o intervalo analisado não seria suficiente para modificar os totais das vazões nos recortes anuais e sazonais (cheia e estiagem) sob o mesmo regime de chuvas. Nos cenários hipotéticos extremos, as mudanças de uso afetam os totais de vazão. De acordo com os resultados da simulação, para as bacias do Atibainha e Cachoeira, as mudanças na evapotranspiração das plantas influenciam de forma mais direta os totais de vazão do que as no escoamento.

Apesar dos resultados indicarem que o uso das terras não afetou diretamente o regime hídrico anual e sazonal, os mesmos podem ser considerados inconclusivos. O regime de chuvas diárias não foi suficientemente detalhado para compreender os processos de chuva/escoamento/vazão. E, a escala de análise utilizada não permitiu identificar detalhes do processo de conversão que podem influenciar o regime hídrico ao longo dos anos, como, por exemplo, o efeito acumulativo do manejo da silvicultura e a aplicação de fogo na colheita das toras.

Palavras-chave: conversão de uso das terras, vazão, modelo de simulação hidrológica – HSPF.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

LAND USE CONVERSION AND HYDROLOGICAL CHANGES: THE CASE OF ATIBAINHA AND CACHOEIRA BASINS

ABSTRACT

Ph. D Thesis

Vania Rosa Pereira

This thesis objective was to investigate the main driving factor that explains the river discharge changes during the dry period. The study area – Atibainha and Cachoeira river basins - are located in southeast Brazil. The results did not showed evidences that land use changes affected directly the discharge during the dry period.

The changes occurred in a transition from secondary forest in its initial restoration stage to silviculture with *Eucalyptos urophylla*. The silviculture supplies the charcoal and firewood demand. So the harvest rotation is up 4 to 5 years.

The majority of land use conversion was in hilly upland areas. Less than 20% of the two studied basins area was changed during the period. The amount of land use conversion was diluted during years.

The precipitation and discharge time series analysis in the coincident period with the land use changes showed significant decreases. The precipitation negative trends with $p_value < 0.001$ occurred in the local and regional scale and were mainly in summer i.e. the recharge period. The discharge showed negative trends $p_value < 0.001$ in all season and in the annual analysis.

The precipitation time series analyses showed evidences of decreases in intensity. No changes however were found in concentration or distribution of precipitation events.

Two land use scenarios were analyzed with the deterministic hydrological simulation model – HSPF under the same precipitation regime. A real land use scenario with the evolution from 1985 to 2005 and a hypothetical extreme one, as the entire basin with one land use were analyzed. The real scenario simulation suggests that the land use change i. e. less than 20% of basin was not sufficient to modify the annual and seasonal discharge. The hypothetic extreme scenarios simulation showed that changes/losses in evapotranspiration would be the main driving factor to impact the river discharge while the runoff would be the secondary.

The results indicated that land use changes were not the main driving factor to explain the discharge negative trends. The results however could be considered inconclusive. The daily time series discretization and the short interval considered here i.e. 20 years analysis were not enough to understand the precipitation/runoff/discharge basin processes. The soil cumulative effects of silviculture practices should be considered in future studies. The harvesting with fire and the short rotation and regrowth cycle consequences must be better understood.

Keywords: land use conversion, stream discharge, hydrological simulation model - HSPF.

Sumário

1	Introdução	1
2	A área de estudos e os conflitos dos recursos hídricos na RMSP e RMC.....	5
3	Produção de água em bacias hidrográficas	13
3.1	Alterações nas entradas e saídas de água em bacias hidrográficas	13
3.1.1	<i>A escala de análise.....</i>	<i>14</i>
3.1.2	<i>Condições de conversão de uso das terras</i>	<i>18</i>
3.1.3	<i>Influência da variabilidade climática nas vazões.....</i>	<i>20</i>
4	As bacias hidrográficas e seus processos atuantes.....	25
4.1	Introdução	25
4.2	Materiais e métodos	27
4.2.1	<i>Materiais.....</i>	<i>27</i>
4.2.2	<i>Métodos.....</i>	<i>28</i>
4.3	Resultados	34
4.4	Discussão	83
4.5	Considerações Finais	87
5	Explorando os dados hidrológicos: chuva e vazão	91
5.1	Introdução	91
5.2	Materiais e métodos	92
5.2.1	<i>Materiais.....</i>	<i>92</i>
5.2.2	<i>Métodos.....</i>	<i>92</i>
5.3	Resultados	97
5.3.1	<i>Tendências dos totais das séries históricas de chuva, vazão e evapotranspiração</i>	<i>97</i>
5.3.2	<i>Tendências no regime de vazões mínimas.....</i>	<i>101</i>
5.3.3	<i>Tendências na recessão do fluxo de base.....</i>	<i>109</i>
5.3.4	<i>Probabilidade de distribuição de chuva: análise de frequência para as chuvas máximas</i>	<i>110</i>
5.3.5	<i>Tendências no comportamento das chuvas na escala regional.....</i>	<i>113</i>

5.4	Discussão	117
5.5	Considerações Finais	121
6	Aplicação de modelagem hidrológica nas bacias do Atibainha e Cachoeira com o Win HSPF.....	123
6.1	Introdução	123
6.2	Materiais e Métodos	125
6.2.1	<i>Materiais</i>	125
6.2.2	<i>Métodos</i>	126
6.3	Resultados	128
6.4	Discussão	149
6.5	Considerações finais	155
7	Discussão e síntese dos resultados	159
8	Considerações Finais	169
9	Referências Bibliográficas	171
10	Apêndices	181

Lista de Ilustração

Figura 2-1: Carta imagem datado de 2010 com a localização da área de estudo no contextp regional da bacia do rio Piracicaba.	7
Figura 4-1: Ilustração da etapa 2 de correção dos blocos classificados.	32
Figura 4-2: Localização da área de estudos: limites topográficos das bacias dos rios Atibainha e do Cachoeira com seus respectivos reservatórios de abastecimento hídrico do Sistema Cantareira.	35
Figura 4-3: Mapa de solos da área de estudos na escala 1: 500 000.	39
Figura 4-4: Mapa com a distribuição das classes de declividade na área de estudo.	43
Figura 4-5: Uso das terras na área de estudo em 1988.	47
Figura 4-6: Uso das terras na área de estudo em 1993.	49
Figura 4-7: Uso das terras na área de estudo em 1996.	51
Figura 4-8: Uso das terras na área de estudo em 2001.	53
Figura 4-9: Uso das terras na área de estudo em 2008.	55
Figura 4-10: Áreas desmatadas entre os anos de 1988 a 1993.	61
Figura 4-11: Áreas desmatadas entre os anos de 1993 a 1996.	63
Figura 4-12: Áreas desmatadas entre os anos de 1996 a 2001.	65
Figura 4-13: Áreas desmatadas entre os anos de 2001 a 2008.	67
Figura 4-14: Gráficos da evolução de uso das terras nas bacias do Atibainha e Cachoeira e nas AVA de cada bacia.	71
Figura 4-15: Boxplot com as leituras de COT (a) e MO (b).	75
Figura 4-16: Áreas de silvicultura amostradas na coleta de solos.	79
Figura 4-17: Boxplot com as leituras de COT (a) e MO (b). O uso das terras está diferenciado pela localização, sendo as áreas com contorno preto as a montante das AVA e com vermelho as dentro das AVA.	81
Figura 5-1: Intervalos selecionados para analisar as tendências dos totais anuais e sazonais dos dados de chuva e vazão das bacias do Atibainha e Cachoeira.	93
Figura 5-2: Dados brutos de chuva (azul) e vazão (vermelho) na bacia do Cachoeira (a) e na do Atibainha (b) em mm/dia. Fonte: SABESP.	97

Figura 5-3: Tendências nos totais de chuva, vazão e evapotranspiração. A magnitude das tendências está representada pelos valores de tau (-1 a 1). Os intervalos considerados são (i) 1985 a 2000; (ii) 1985 a 2003; (iii) 1985 a 2007.....	99
Figura 5-4: Regressão linear da série de vazões mínimas e teste de Mann-Kendall e Pettit em 30 (a,b,c), 45 (d, e, f), 60 (g, h, i) e 75 (j, k, l) na bacia do rio Atibainha	103
Figura 5-5: Regressão linear da série de vazões mínimas e teste de Mann Kendall e Pettit em 30 (a, b, c), 45 (d, e, f), 60 (g, h, i) e 75 dias (j, k, l) na bacia do rio Cachoeira	107
Figura 5-6: Gráficos demonstrativos do comportamento das constantes de recessão de fluxo de base (a) ao longo dos anos para a bacia do Cachoeira (a) e Atibainha (b) As equações representam a regressão linear que define as retas (em preto).....	110
Figura 5-7: Localização dos postos pluviométricos utilizados na análise de frequência das precipitações máximas.....	111
Figura 5-8: Análise de frequência das máximas de chuva nos quatro intervalos analisados para os postos pluviométricos selecionados.	113
Figura 5-9: Tendências no comportamento das chuvas no recorte anual, verão e inverno para número de dias de chuva >5mm -NDC- (a,d,g), para total de chuva - T - (b,e,h) e para probabilidade de dia de chuva ser seguido de dia de chuva -CC- (c, f, i). A cor azul representa as tendências positivas enquanto a vermelha representa as negativas. O tamanho do círculo representa a intensidade da tendência (valores de tau), com o menor.....	115
Figura 6-1: Recursos gráficos utilizados para a calibração do modelo <i>WinHSPF</i> no ano de 2006: Gráfico de chuva diária (a), hidrograma das vazões observadas e simuladas (b), limites de confiança entre vazão observada e simulada (c), coeficiente de correlação entre os dados observados e simulados (d) e curva de permanência (e) para a bacia do Atibainha.	131
Figura 6-2: Recursos gráficos utilizados para a calibração do modelo para todo o período de simulação (2005 a 2007): Gráfico de chuva diária (a), hidrograma das vazões observadas e simuladas (b), limites de confiança entre vazão observada e simulada (c), coeficiente de correlação entre os dados observados e simulados (d) e curva de permanência (e) para a bacia do Atibainha.	135

Figura 6-3: Perdas por escoamento (total) em porcentagem dos totais de chuva (1500 mm/ano) para o ano de 2006 para a bacia do Atibainha conforme o uso das terras.	139
Figura 6-4: Perdas por evapotranspiração total em porcentagem sobre os totais de chuva para o ano de 2006 na bacia do Atibainha conforme o uso das terras.	141
Figura 6-5: Totais anuais e sazonais de vazão em m ³ /s para os diferentes cenários na bacia do Atibainha	145
Figura 6-6: Totais anuais e sazonais de vazão em m ³ /s para os diferentes cenários na bacia do Cachoeira.	149
Figura 10-1: Localização dos postos pluviométricos utilizados na análise de chuvas na escala regional.	185

Lista de Tabelas

Tabela 1: Porcentagem das classes de declividade nas bacias do Atibainha e do Cachoeira.	41
Tabela 2: Distribuição das classes de uso das terras na bacia do Atibainha em km ² e em porcentagem (%) nos anos de 1988, 1993, 1996, 2001 e 2008.	58
Tabela 3: Valores de velocidade de desmatamento (km ² /ano) por intervalo de tempo (anos) na bacia do Atibainha.	59
Tabela 4: Distribuição das classes de uso das terras na bacia do Cachoeira em km ² e em porcentagem (%) nos anos de 1988, 1993, 1996, 2001 e 2008.	59
Tabela 5: Valores de velocidade de desmatamento (km ² /ano) por intervalo de tempo (anos) na bacia do Cachoeira.	60
Tabela 6: Uso das terras em quilômetros quadrados e em porcentagem na bacia do Atibainha nas AVA.	70
Tabela 7: Uso das terras em quilômetros quadrados e em porcentagem na bacia do Cachoeira nas AVA.	70
Tabela 8: Estatística descritiva das amostras de COT e MO por uso das terras. *Valores com letras sobrescritas iguais não apresentam diferença de média significativa a 5% de confiabilidade, segundo teste-t de Welch.	77
Tabela 9: Estatística descritiva das amostras de COT por uso das terras nas áreas dentro (AVA) e fora das AVA (N_AVA). *Valores com letras sobrescritas iguais não apresentam diferença de média significativa a 5% de confiabilidade, segundo teste-t de Welch.	83
Tabela 10: Estimativas de erro para os totais anuais e sazonais entre as vazões simuladas e observadas, em m ³ /s, para todos os anos simulados.	134
Tabela 11: Estatísticas para avaliação do modelo hidrológico (adimensional, índices de erro e regressão linear) nos períodos utilizados na simulação e calibração.	137
Tabela 12: Relação dos cenários analisados na simulação das vazões nas bacias do Atibainha e Cachoeira considerando a chuva do ano de 2006.	145

Tabela 13: Resultados do modelo de regressão linear para as vazões mínimas de estiagem.	182
Tabela 14: Resultados do modelo de regressão linear para as análises de recessão de fluxo de base.	183
Tabela 15: Balanço hídrico anual por uso das terras na bacia do Atibainha apresentado em porcentagem de chuva para o ano de 2006 (1500 mm).	192

Lista de siglas

ANA	Agência Nacional de Águas
AVA	Áreas Variáveis de Afluência
BASINS	<i>Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources</i>
CATI	Coordenadoria de Assistência Técnica Integral / Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Governo do Estado de São Paulo
CC	Probabilidade De Dias De Chuva Serem Seguidos De Dia De Chuva
CEPAGRI	Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura
CIAGRO	Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do estado de São Paulo
COT	Carbono Orgânico Total
CV	Coeficiente de Variação
Cwa	Clima Tropical de Altitude
CX	Cambissolo Háplico
DAEE	Departamento de Água e Energia Elétrica do estado de São Paulo
EPA	<i>USA - Environmental Agency Protection</i>
EVP	Evapotranspiração
GCM	<i>Global Circulation Models</i>
GPS	Sistema de Posicionamento Global
HSP	<i>Hydrocomp Simulation Program</i>
HSPF	<i>Hydrological Simulation Program in Fortran</i>
HUCs	<i>Hydrological Response Units</i>
IAF	Índice de Área Foliar
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IT	Índice Topográfico
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo
MAE	Erro Absoluto Médio
MAX VER	Classificador Supervisionado de Máxima Verossimilhança

MDE Modelo Digital de Elevação

MO Matéria Orgânica

MSE Erro Quadrático Médio

NASA USA- *National Aeronautics and Space Administration*

NDC Número de Dias de Chuva

NSeff Nash-Sutcliffe Efficiency

PBIAS Tendência do Erro em Porcentagem

PIB Produto Interno Bruto

PSA Pagamento por Serviços Ambientais

PVA Argissolo Vermelho-Amarelo

RMC Região Metropolitana de Campinas

RMSE Raiz do Erro Médio Quadrático

RMSP Região Metropolitana de São Paulo

RSR Razão entre Raiz do Erro Médio Quadrático pelo Desvio Padrão

SABESP Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo

SIG Sistemas de Informação Geográfica

SIGRH Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do estado de São Paulo

SRTM *Shuttle Radar Topographic Mission*

SWAT *Soil Water Assessment Tool*

SWM *Stanford Watershed Model*

T Precipitação Total

TAUDEM *(Terrain Analysis Using Digital Elevation Models)*

TSM Temperatura da Superfície do Mar

UCI *User's Control Input*

WDMUTIL *Watershed Data Management*

1 Introdução

O tema desta tese de doutorado está centralizado nos desafios estruturais enfrentados pelos grandes centros metropolitanos na questão do abastecimento hídrico.

No caso do Sistema Cantareira de abastecimento hídrico, existem problemas entre disponibilidade e demanda de água. Criado para auxiliar no abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), mas também, por seu curso natural, abastecer as cidades da bacia do Piracicaba tais como a Região Metropolitana de Campinas (RMC), tal sistema tem-se mostrado insuficiente para acompanhar as necessidades decorrentes do crescimento econômico e populacional.

Com esse tema, a proposta deste trabalho é estudar a área das bacias do Atibainha e Cachoeira, integrantes do Sistema Cantareira. O objetivo é investigar as causas das possíveis alterações ocorridas no ciclo hidrológico dessa região e, assim, contribuir para a discussão sobre o enfrentamento desses desafios entre disponibilidade e demanda de água.

Associado ao crescimento econômico e populacional, o processo de industrialização da região metropolitana de São Paulo (RMSP) iniciado nos primeiros anos do século XX criou o primeiro desafio para o abastecimento hídrico da cidade. Os rios das redondezas da cidade já não supriam a demanda de água.

Assim, em 1970, foi implementado o Sistema Cantareira de abastecimento hídrico, também conhecido como o Complexo do Cantareira. O Complexo do Cantareira é um sistema em cascata que capta água das nascentes dos rios da bacia do Piracicaba pela ação da gravidade e é considerado um dos maiores projetos de engenharia do Brasil.

O Sistema Cantareira funciona até os dias de hoje, no entanto, no período de sua idealização, não se considerou o crescimento das cidades integrantes da bacia do rio Piracicaba. Sendo assim, o crescimento da RMC, que de 680 mil habitantes na década de 1970 passou a 2.7 milhões em 2010, criou um impasse em relação aos recursos hídricos. A RMSP tem atualmente 19 milhões de pessoas (IBGE, 2010) e, somada à RMC, as duas ultrapassam 20 milhões de pessoas. Tal crescimento populacional gera preocupações entre disponibilidade e demanda de água.

Para agravar a questão, entre os anos de 2000 a 2003, houve uma constatação dos técnicos operadores dos reservatórios de que, aparentemente, as vazões médias anuais na entrada dos reservatórios de Atibainha e Cachoeira estavam reduzindo.

Passados 40 anos da construção de uma grande obra de engenharia para abastecer sua população, as regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas deparam-se novamente com o problema: como abastecer a crescente população urbana. Tais desafios requerem uma revisão do nosso modelo de abastecimento: é possível melhorar e ou aprimorar as bacias que estão em funcionamento? É possível otimizar a produção de água em bacias hidrográficas?

Um dos primeiros passos para otimizar a produção de água em bacias hidrográficas seria tratar as questões da disponibilidade e da demanda de forma conectada às necessidades econômicas e sociais da sua população.

O conhecimento dos processos motores envolvidos na dinâmica hidrológica das bacias permite a implementação de planos adequados para o uso das terras e o manejo, de forma a garantir o abastecimento hídrico sustentável. Por isso, menciona-se aqui como outras localidades enfrentaram esse tipo de problema.

A prefeitura da cidade de Nova Iorque, por exemplo, pressionada pela legislação federal que estabeleceu normas nacionais para regulamentar a qualidade da água dos sistemas públicos de abastecimento hídrico, apresentou um plano alternativo para suprir as novas exigências e, assim, evitar o aumento de gastos com o tratamento de água.

Segundo Chichilnisky e Heal (1998), a cidade se viu em duas situações: investir de 6 a 8 bilhões de dólares para construir uma planta de tratamento de água e mais 300 milhões anuais para manutenção ou 1.5 bilhões para restaurar as bacias hidrográficas. Devido aos altos custos na construção da planta de tratamento de água, a cidade adotou a segunda opção. Para garantir que a qualidade da água atingisse os padrões requeridos pela EPA (*USA - Environmental Agency Protection*), a prefeitura optou por um plano de manejo baseado na ideia de utilizar a vegetação para purificar a água, com o princípio do pagamento por serviços ambientais. O plano foi baseado na compra de terras no entorno dos reservatórios, com regras que envolviam tanto medidas de proteção ambiental quanto de desenvolvimento econômico para a região, além de um programa de proteção de bacias e de parcerias. Embora, neste caso, o plano tenha apresentado suas limitações

político-administrativas, principalmente no quesito valoração e fundos para pagamento de impostos de tais terras (Pires, 2004), a ideia de pagamento por serviços ambientais (PSA) se disseminou no mundo.

Os mercados de serviços ambientais são crescentes e o PSA está surgindo como o principal mecanismo para garantir o desenvolvimento sustentável no sistema capitalista.

Não só Nova Iorque aderiu a essa abordagem. Segundo Kinzig, Perrings *et al.* (2011), o PSA já existe na China e no Reino Unido para o sequestro de carbono, na África do Sul e no México para proteção de bacias hidrográficas e nos Estados Unidos, Costa Rica e Nicarágua para conservação da biodiversidade.

Mais recentemente, em 2009, no Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA) também se inseriu no grupo, por meio do Programa Produtor de Água (<http://www.ana.gov.br/produagua>). Este programa apoia, orienta e certifica projetos cuja meta é reduzir a erosão e o assoreamento em áreas rurais. O programa já possui projetos piloto nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Rio de Janeiro, Distrito Federal, Espírito Santo e Mato Grosso do Sul.

O PSA, promovido pela ANA, tem-se apresentado como uma medida para garantir e incentivar o produtor rural a aplicar práticas de conservação em sua propriedade sem ter prejuízos econômicos.

No entanto, ainda existe uma lacuna entre a ideia contida nesses serviços e projetos ambientais e as incertezas dos efeitos reais de tais ações no meio ambiente. O incentivo ao biocombustível, por exemplo, ainda desencadeia ações de desmatamento na Amazônia para aumentar a sua área produtiva. A garantia de abastecimento hídrico em grandes centros populacionais por meio de ações de reflorestamento ainda é solução incerta, pois não se conhecem os efeitos de mudanças de uso das terras na produção de água ao longo do tempo.

Respondendo à questão de se é possível otimizar a produção de água em bacias hidrográficas, tem-se visto até aqui que sim, é possível. Existe atualmente um esforço das partes interessadas da sociedade em gerar mecanismos para colocar os planos em ação, o que já é um grande avanço. No entanto, tais esforços e ações precisam estar em sintonia com o conhecimento dos processos motores de cada bacia hidrográfica em sua particularidade.

Diante da necessidade de compreender as particularidades de cada região para garantir e ou otimizar planos de aprimoramento da produção de água, foi desenvolvida a hipótese deste trabalho. A hipótese é a de que as mudanças de uso das terras interferiram nas dinâmicas das vazões dos rios Atibainha e Cachoeira.

Considerando a bacia hidrográfica como unidade espacial, buscaram-se indicadores para elucidar se os fatores antrópicos de uso e ocupação das terras e seus respectivos manejos interferiram diretamente na produção de água das bacias hidrográficas consideradas neste estudo.

O capítulo dois contém uma descrição geral da área de estudos e das limitações de recursos hídricos na região.

O capítulo três é caracterizado por uma revisão da literatura voltada para os processos relacionados à produção de água em bacias hidrográficas. Seu objetivo é averiguar as possíveis causas que esses estudos apresentam para as alterações nas vazões rurais. Seus resultados foram importantes para o desenvolvimento dos três indicadores da análise, cada um compondo um capítulo, conforme os objetivos do trabalho.

No capítulo quarto, primeiro indicador, apresenta-se a caracterização física das bacias assim como as condições do processo de conversão de uso das terras ocorrido nos últimos 20 anos. Seu foco é responder às questões “o que”, “por que”, “quanto” e “onde mudou”.

O capítulo cinco, segundo indicador, foi direcionado para a análise estatística das séries históricas dos dados de chuva e vazão em diferentes escalas durante o mesmo intervalo de tempo em que foram verificadas as mudanças do uso das terras. O objetivo deste capítulo é identificar as tendências nas séries históricas nos períodos anual (ano hidrológico) e sazonal (verão/inverno – úmido/seco). Tais tendências foram interpretadas como indicadores de alterações hidrológicas nas bacias estudadas.

No capítulo seis, terceiro indicador, apresentam-se os resultados da calibração e da simulação do balanço hídrico e das vazões em diferentes cenários do modelo hidrológico de simulação contínua *HSPF (Hydrological Simulation Program in Fortran)* para as bacias hidrográficas deste estudo.

O sétimo capítulo é uma síntese dos resultados deste trabalho. As relações entre os indicadores foram consideradas evidências para aceitar ou rejeitar a hipótese do trabalho.

2 A área de estudos e os conflitos dos recursos hídricos na RMSP e RMC

A área das bacias do Atibainha e Cachoeira localiza-se na região a montante de dois dos reservatórios de água do Sistema Cantareira de Abastecimento (Figura 2-1). As bacias formam as áreas de nascentes do rio Atibaia, afluente do rio Piracicaba, e pertencem à Serra da Mantiqueira, face ocidental, caracterizando área de relevo montanhoso, no bioma de Mata Atlântica.

Carta Imagem no contexto regional da área de estudo em 2010

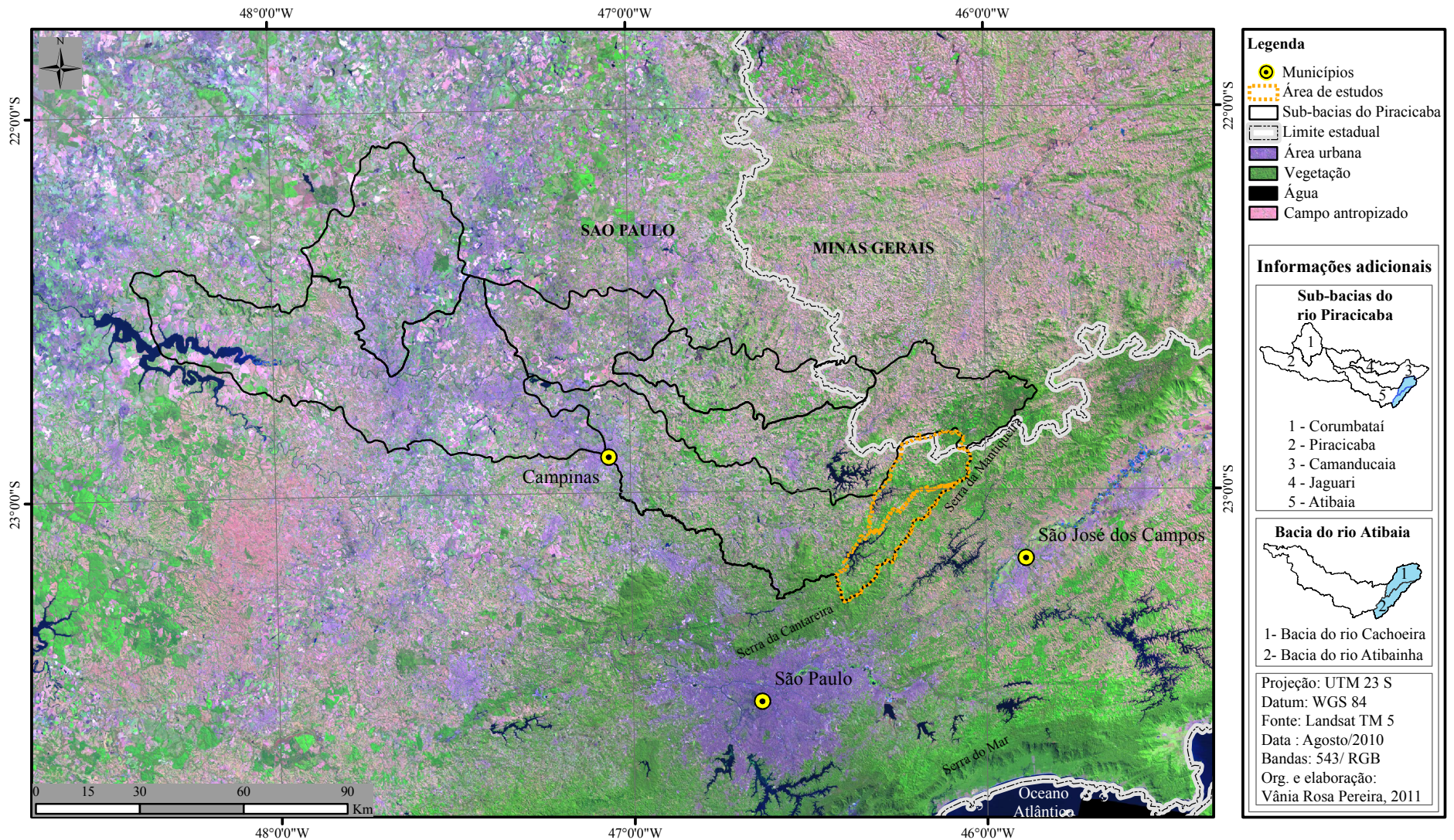


Figura 2-1: Carta imagem datado de 2010 com a localização da área de estudo no contexto regional da bacia do rio Piracicaba.

O clima predominante é o tropical de altitude (Cwa), com chuvas concentradas no verão e em invernos secos, sendo o índice de pluviosidade influenciado pelas massas tropicais atlânticas.

Essa região serrana abrigou as plantações de café durante grande parte do século XX, sendo esse processo o responsável pela remoção, quase completa, de suas matas nativas.

No entanto, a crise cafeeira da década de 1970 e o relevo montanhoso que impedia a mecanização e a ocorrência de solos de fertilidade baixa formaram o cenário para a conversão dos cafezais em pastagem para leite e seus derivados.

Atualmente, segundo relatos de proprietários e técnicos da CATI (Coordenadoria de Assistência Técnica Integral), a baixa fertilidade dos solos, que dificulta e encarece a manutenção das pastagens, e a necessidade de alto investimento para implementação de lavouras favorecem o potencial da região para atividades de reflorestamento.

Segundo relatos de proprietários, em razão da proximidade com a cidade de São Paulo, existe também a demanda das padarias, pizzarias, churrascarias e indústrias desta cidade por lenha e carvão vegetal. A região metropolitana de São Paulo tem em torno de 5.5 mil pizzarias registradas na prefeitura, as quais produzem cerca de 1 milhão de pizzas por dia, além das padarias que também utilizam forno a lenha.

O crescimento dos centros metropolitanos no entorno da área e a demanda por lenha e carvão fazem da floresta plantada uma atividade lucrativa: pouca mão de obra e baixo investimento no manejo. Existe ainda a demanda por toras para as indústrias de celulose e de madeira.

De acordo com o IBGE cidades (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat>), Piracaia, o principal município inserido na bacia do Atibainha, produziu, no ano de 2009, 70 000 m³ de tora, 55 000 m³ de lenha e 3 100 toneladas de carvão.

O censo da agricultura de 2006 do IBGE registrou que a cidade de Piracaia tinha 1617 hectares (ha) de florestas plantadas e 3595 ha de pasto. Os dados do IBGE indicam a tendência crescente da atividade de florestas plantadas na região, cujos valores estão se aproximando das atividades de pastagem. Assim, a região das bacias em estudo está apresentando um novo cenário: a possibilidade de desenvolvimento econômico através das florestas plantadas.

Paralelamente ao processo de crescimento das florestas plantadas - que neste trabalho serão definidas como silvicultura -, no início dos anos 2000, houve uma diminuição nas vazões de entrada dos reservatórios que integram o Sistema Cantareira de Abastecimento de água. Esta diminuição das vazões médias foi observada pelos técnicos operadores dos reservatórios. Tal fato evidencia mais um descompasso entre disponibilidade e demanda de água na cidade mais populosa da América Latina (IBGE) e, de acordo com a agência PricewaterhouseCoopers, o décimo maior PIB do mundo: a cidade de São Paulo.

Segundo Braga (2000), os conflitos na gestão dos recursos hídricos da RMSP acompanharam as obras hidráulicas realizadas nos últimos 100 anos. Tais obras geraram um cenário operacional altamente complexo envolvendo diferentes grupos de interesse (políticos e econômicos) ao longo das bacias que abastecem a cidade, especialmente as do Alto Tietê.

Além desses conflitos de interesses econômicos e políticos, enfrentam-se outros problemas decorrentes das frequentes enchentes na RMSP e das cargas de efluentes que aumentam os custos do tratamento de água e poluem os rios e as planícies a jusante.

O cenário se torna mais complexo com a questão da divisão das águas da bacia do Piracicaba com o Sistema Cantareira. O Sistema Cantareira é responsável por 60% da água consumida na RMSP e já utiliza sua capacidade total, não tendo mais por onde expandir sua produção de água (Braga, Porto *et al.*, 2006). A SABESP renovou com a ANA (Agência Nacional de Águas) e com o DAEE (Departamento de Água e Energia Elétrica do estado de São Paulo) a autorização de outorga para transferir as águas do Sistema Cantareira, sob a condição de garantir a demanda de água para suprir as necessidades das cidades da bacia do Piracicaba.

No entanto, a demanda pela água na bacia do Piracicaba também é crescente em vários setores, como o do abastecimento hídrico doméstico e industrial, o da diluição das cargas poluentes e o da agricultura, especialmente a cana de açúcar. A agricultura na bacia do Piracicaba cria dificuldades para manter o nível das vazões durante a estiagem.

Segundo Braga, Porto *et al.* (2006), nos cinco anos decorridos entre 2000 e 2005, a poluição das indústrias e a ausência de proteção dos sistemas de abastecimento aumentaram, em 27%, os custos do tratamento de água no Sistema Cantareira. Existem

ainda outras demandas por água, como a das indústrias têxteis e do setor automotivo localizados na RMC.

Claramente, com a demanda do contingente populacional e das atividades econômicas envolvidas, a oferta hídrica na RMSP e na RMC é baixa e está funcionando no seu limite. As águas que abastecem a RMSP e RMC envolvem também estados vizinhos, como as nascentes em Minas Gerais. Além disso, as regiões leste e oeste da RMSP caracterizam-se como dois polos de desenvolvimento industrial e urbano (Figura 2-1), fato que inviabiliza captar as águas destes locais (Ribeiro, 2011).

Assim, a limitação de oferta hídrica para as RMSP e RMC demonstra a complexidade da expansão do sistema de abastecimento. Em função dos inúmeros conflitos de interesses, essa expansão terá um alto custo econômico, político e social.

Esta situação não é exclusividade da RMSP. Segundo Rygaard, Binning *et al.* (2011), vários são os centro metropolitanos que utilizam recursos limitados de água disponível em seu entorno, fato que ressalta a necessidade de se pensar em alternativas de abastecimento em função da crescente demanda. Contribuições como água reciclada, dessalinização e recolhimento de água da chuva são alternativas viáveis; no entanto, segundo Rygaard, Binning *et al.* (2011), a energia gasta nestes processos ainda custa 10 vezes mais que o sistema convencional.

Assim, paralelamente às medidas de expansão do sistema de abastecimento e aos sistemas alternativos de captação de água é necessária a implementação de medidas de conservação dos recursos hídricos.

O fato observado pelos técnicos que operam as vazões de entrada dos reservatórios do Sistema Cantareira, ou seja, de que as vazões estão diminuindo, gerou especulações a respeito da fonte energética utilizada para abastecer os fornos das pizzarias e padarias da grande São Paulo. A lenha utilizada nos fornos vem da atividade de silvicultura. Assim, as bacias estudadas neste trabalho são atualmente fonte de água e, estão se tornando, também, de energia para a grande São Paulo. Este fato, associado ao contexto geral em que se encontra o sistema de abastecimento de RMSP e RMC, soa como um alarme para as condições das bacias hidrográficas que abastecem essas cidades.

3 Produção de água em bacias hidrográficas

3.1 Alterações nas entradas e saídas de água em bacias hidrográficas

As incertezas quanto aos impactos da conversão de uso das terras nas vazões estão centralizadas nas questões de escala, nas condições em que a conversão ocorreu e nas interferências das oscilações climáticas no regime hídrico.

No tema da entrada e saída de água em bacias hidrográficas estão subentendidos os processos envolvidos no ciclo hidrológico. As entradas de água ocorrem via precipitação e as saídas ou perdas normalmente ocorrem por meio da evapotranspiração e dos escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo.

As saídas de água via evapotranspiração estão relacionadas aos índices de área foliar, de saturação do ar/pressão atmosférica, de profundidade de raízes e de disponibilidade de água nos solos e na atmosfera. Já o escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo assim como a infiltração são definidos pelas condições de cobertura vegetal (biomassa/índice de área foliar e raízes), pela porosidade/permeabilidade dos solos, pelo nível de saturação de água dos solos e pela intensidade e distribuição de chuvas.

Em bacias hidrográficas rurais, nas quais os solos são permeáveis, as mudanças de uso das terras podem acarretar modificações nos componentes do ciclo hidrológico.

Já está comprovado, por exemplo, que bacias hidrográficas com cobertura vegetal de floresta possuem índices maiores de evapotranspiração do que as com cobertura de pastagem (Zhang, Dawes *et al.*, 2001). Em áreas com cobertura de floresta, as perdas por evapotranspiração são intensas.

Assim, quando ocorre a remoção da cobertura de florestas, teoricamente, as perdas por evapotranspiração serão reduzidas, causando um aumento na produção de água nas bacias hidrográficas. Ou seja, a remoção da cobertura de florestas pode acarretar aumento nas vazões dos rios, especialmente na estiagem, em razão da redução nas taxas de evapotranspiração logo após a remoção da vegetação. (Bosch e Hewlett, 1982; Sahin e Hall, 1996; Zhang, Dawes *et al.*, 2001).

A plantação de florestas também causa um aumento nas perdas por evapotranspiração. O desmatamento não é o único fator que interfere na produção de água das bacias

hidrográficas. Existem relatos na literatura de que as atividades de reflorestamento reduzem as vazões no período de estiagem devido às perdas agressivas de algumas espécies de crescimento rápido via evapotranspiração. (Brown, Zhang *et al.*, 2005; Sun, Zhou *et al.*, 2006; Brown, Podger *et al.*, 2007). Tais perdas estão associadas às espécies de crescimento rápido em situações com menor disponibilidade de água.

Os efeitos de desmatamentos e reflorestamentos na produção de água foram vastamente explorados, destacando-se, por exemplo, os estudos de bacias pareadas de Likens, Bormann *et al.* (1970), Bosch e Hewlet (1982), Andreassian (2004) e Cosandey, Andreassian *et al.* (2005). Nestes estudos fica clara a influencia do desmatamento nas vazões: uma remoção da cobertura vegetal original, por exemplo, reduz o tempo de concentração da bacia sob um dado evento de chuva, intensificando os picos de cheia e o volume das vazões.

Sahin e Hall (1996) atualizaram as revisões de Bosch e Hewlet (1982) e identificaram que, em florestas tropicais na Costa Rica e Malásia, até 20% da área da bacia desmatada resulta em um aumento de aproximadamente 100 mm/ano nas vazões. Se 100% da bacia for desmatada, a produção de água dobrará para 200 mm/ano, ou seja, 10 mm para cada 10% de mudança.

Andreassian (2004) pontua que, apesar dos efeitos diretos do desmatamento sobre os picos de vazão, a variabilidade do comportamento dos picos de cheia ao longo dos anos ocorre na mesma magnitude que o efeito das mudanças. A análise de frequência dos picos de cheia antes e depois da mudança revela um impacto mínimo na dinâmica das vazões. Beschta, Pyles *et al.* (2000) identificaram que, quando se considera um período de retorno maior do que cinco anos, nota-se que o impacto do corte de florestas será da mesma magnitude que as incertezas existentes nas medidas de vazão.

Em suma, os estudos de bacias pareadas indicaram que o desmatamento aumenta os picos de cheia e os volumes de vazão, mas tais efeitos podem ser variáveis ao longo dos anos e das estações, por isso é mais difícil identificar alterações significativas na estiagem.

3.1.1 A escala de análise

Os estudos de bacias pareadas limitam-se aos de escala local, em bacias com área de algumas dezenas de km². Em bacias acima de 100 km², considerando-se os estudos na escala regional, as alterações de uso das terras e as respostas hidrológicas já não são tão

evidentes. Tipicamente, os efeitos das mudanças de uso das terras no regime de vazões diluem-se conforme aumenta a área da bacia.

A questão da escala de análise nos estudos de hidrologia está nos processos de causa e efeito. Os impactos de uso das terras nos processos hidrológicos, quando ocorrem, são facilmente identificáveis na escala local, na qual é possível distingui-los dos processos naturais ou de outras fontes de degradação (FAO, 2000).

Na escala regional, em bacias com área acima de dezenas de km², os impactos do uso das terras tornam-se mais difíceis de ser identificados. Isto ocorre porque o tempo de resposta dos processos de causa e efeito é mais longo. Assim, os processos vão se alterando no tempo e no espaço, causando uma sobreposição de efeitos dos mesmos.

Os processos de causa e efeito gerados por alterações de uso das terras em bacias apresentam-se de forma distinta nas diferentes escalas de análise.

Nas meso e macroescalas, a paisagem apresenta heterogeneidades que dificultam a generalização. As diferenças nos resultados estão associadas às proporções de conversão de uso das terras, às novas formas de uso e respectivos manejos, à distribuição desigual da chuva no tempo e no espaço e às diferentes condições de capacidade de infiltração de água nos solos.

Andreassian (2004) apresentou uma perspectiva histórica das discordâncias do meio científico quanto aos impactos hidrológicos na remoção de florestas. A cobertura vegetal original é sempre o ponto de partida quando se fala em conversão de uso das terras por ser o sistema de referência quanto ao estado de equilíbrio de determinada paisagem.

Segundo Andreassian (2004), na Europa e nos países desenvolvidos, as consequências do desmatamento para a qualidade e quantidade de água já vêm sendo discutidas desde a antiguidade. Devido à complexidade e à particularidade dos processos motores de cada sistema hidrológico, ainda não existe uma regra geral para definir os efeitos do desmatamento no regime hídrico das bacias hidrográficas a longo prazo. O que existe são estudos de caso com evidências de que as mudanças de uso causaram (ou não) alterações em algum (s) componente (s) do ciclo hidrológico de bacias de médio porte, mas tais alterações não são necessariamente suficientes para influenciar diretamente a produção de água de uma bacia hidrográfica com área acima de 100 km².

Ao analisar os potenciais efeitos de florestas plantadas na produção de água, Brown, Podger *et al.* (2007) observaram que, quanto mais distante for a plantação das margens dos rios de grande porte, menor será o impacto nas vazões. As plantações em 20% da área da bacia e localizadas a sua montante demonstraram ter menor impacto do que a mesma quantidade nas áreas próximas aos rios. Esta relação está associada à ideia de diluição dos efeitos de montante para jusante. Os autores também identificaram a influência do regime de chuvas na dinâmica das vazões, em que os anos secos e sua recorrência causam impactos significativos na estiagem das bacias a jusante.

Costa, Botta *et al.* (2003) verificaram aumento significativo de 24% nas médias das vazões anuais após período de intenso desmatamento no rio Tocantins - sudeste da Amazônia brasileira - sem que houvesse alteração no regime de chuvas. No entanto, os autores não identificaram alterações significativas durante a estiagem. Segundo eles, a redução da capacidade de infiltração causou aumento do escoamento no período de chuvas, mas não foi suficiente para modificar as vazões na estiagem. Embora a infiltração tenha sofrido interferência, o que causou o aumento significativo das vazões médias e anuais foi o aumento da disponibilidade de água nos solos devido à redução das perdas por EVP. Resultados similares também foram encontrados por Coe, Costa *et al.* (2009).

Coe, Costa *et al.* (2009), ao verificar os impactos do desmatamento nos rios Tocantins e Araguaia, identificaram aumento de 25% nas vazões, observando que a precipitação não se alterou, indicando diminuição da EVP. Os autores, no entanto, baseados em modelo de circulação atmosférica, alertam que o desmatamento de 30% da bacia Amazônica influenciaria a dinâmica atmosférica. Tais mudanças causariam alterações no balanço hídrico, tanto na escala local quanto na regional. Assim, nestes casos em que as florestas estão diretamente conectadas aos ciclos atmosféricos, como é o caso das florestas tropicais, é difícil isolar os fatores motores das alterações das vazões.

Lin e Wei (2008) analisaram os efeitos hidrológicos de longo termo em áreas de corte de floresta plantada e identificaram aumentos significativos nos picos de cheia ao longo dos anos. No entanto, não observaram alterações nas vazões de estiagem.

Siriwardena, Finlayson *et al.* (2006) analisaram efeitos hidrológicos de conversão de floresta para lavoura e pastagem com o objetivo de compará-los na escala local e regional. Estudos anteriores em bacias experimentais (área menor que 2 km²), na escala

local, demonstraram aumento de 59% no escoamento anual na transição de floresta para pastagem. Na escala regional, a mesma transição de floresta para pastagem gerou um aumento no escoamento na ordem de 40 %. Os autores identificaram coerência dos efeitos nas duas escalas de análise, embora não na mesma proporção. Neste caso, não houve alteração das vazões na estiagem.

Sun, Zhou *et al.* (2006) analisaram os efeitos na produção de água em áreas de conversão de pastagem degradada para reflorestamento em região tropical e semiárida na China. O semiárido apresentou 50% na redução na produção de água e 30% na porção tropical. A menor disponibilidade de água do semiárido associada a um incremento na biomassa resulta em maior impacto na produção de água.

Silveira e Alonso (2009) estudaram os efeitos de conversão em área com regime subtropical úmido. Os autores concluíram que a conversão de 25% da área da bacia - com 2000 km² de área – de pastagem natural para floresta plantada ao longo de 15 anos reduziu o escoamento, os picos de cheia e as vazões anuais entre 8 e 36%. A redução nas vazões anuais está relacionada à maior demanda de EVP das florestas plantadas, no entanto, não houve alteração das vazões na estiagem.

Ao avaliar os efeitos da conversão de floresta nativa para plantação de Pinus em clima mediterrâneo no Chile em bacias com 300 a 500 km² de área, Little, Lara *et al.* (2009) notaram redução do escoamento durante o verão (estação seca). Os autores relacionam o fato à menor disponibilidade de água nos solos e sugerem que as espécies de crescimento rápido em clima mediterrâneo perdem mais água via EVP devido à alta demanda por transpiração das espécies exóticas nos períodos secos.

Os estudos mencionados até aqui demonstraram que, sob diferentes condições climáticas, ocorreram alterações em algum componente do ciclo hidrológico na escala regional em função das conversões de uso das terras.

No entanto, existem ainda estudos que relatam ausência de efeitos nos componentes do ciclo hidrológico após conversão de uso das terras na escala regional. Buttle e Metcalfe (2000) identificaram ausência de modificação nos picos de cheia após mudança de 25% da área da bacia. Resultados similares foram encontrados após desmatamento de 30 a 50% da área da bacia na escala regional (Wangcheng, 1983; Dyhr-Nielsen, 1986; Wilk, Andersson *et al.*, 2001).

Robinson, Cognard-Plancq *et al.* (2003) revisaram os estudos que verificaram efeitos dos desmatamentos nas vazões de grandes rios europeus. Os autores identificaram que na escala regional a cobertura de floresta tem efeito mínimo nos picos de cheia e na estiagem. As planícies de inundação e as outras formas de áreas de acumulação de água na bacia diluem os efeitos do desmatamento sobre as vazões.

A ausência de causa e efeito entre hidrologia e uso das terras após desmatamentos está relacionada às condições em que as mudanças ocorreram. A regeneração da vegetação e a diluição dos efeitos da remoção ao longo do tempo e do espaço estão entre os principais fatores que contribuíram para manter o equilíbrio das vazões nestes casos.

3.1.2 Condições de conversão de uso das terras

Andreassian (2004) pontua alguns pré-requisitos para que ocorra uma relação entre alterações na cobertura vegetal e modificação da dinâmica hidrológica das bacias:

- As condições pedológicas serão definitivas nas respostas hidrológicas das bacias: os solos precisam ser profundos o suficiente para permitir que as raízes das árvores tenham vantagens sobre uma vegetação rasteira. Caso contrário, a diferença entre a cobertura vegetal será reduzida à sua condição de interceptação.
- As condições climáticas precisam dar condições para que os solos tenham período de recarga assim como períodos de estiagem. Caso o regime de precipitação seja tal que a demanda da evapotranspiração seja sempre satisfeita, o balanço energético e aerodinâmico será o único controle da evapotranspiração potencial.
- As condições fisiológicas das plantas definirão as diferenças em relação à sua eficiência hídrica, especialmente as condições de transpiração em função da idade das plantações.

A maioria dos estudos na escala regional relata aumento nos picos de vazão e nas taxas de escoamento em casos em que há diminuição de biomassa, como o da conversão de floresta para pastagem.

Em alguns casos, a remoção da cobertura vegetal original acarreta um aumento nas taxas de escoamento superficial e subsuperficial. Isto se deve à redução na capacidade de infiltração dos solos ou na capacidade de retenção de água nos solos, o que pode diminuir a disponibilidade de água para evapotranspiração e a recarga do fluxo de base (Costa, Botta *et al.*, 2003; Bruijnzeel, 2004; Waterloo, Schellekens *et al.*, 2007; Recha, Lehmann

et al., In review). Neste processo, teoricamente, quando o fluxo de base não está sendo suficientemente abastecido, as vazões no período de estiagem tendem a diminuir. No entanto, este processo está sempre associado à agricultura mecanizada e à urbanização (Bruijnzeel, 1990; Bruijnzeel, 2004).

As modificações na evapotranspiração associadas a algumas condições climáticas já são mais facilmente associadas às diminuições das vazões durante a estiagem.

A remoção de uma cobertura vegetal com alto índice de biomassa diminuirá (mesmo que temporariamente) as perdas por evapotranspiração enquanto a implementação de uma cultura com alto índice de biomassa aumentará as perdas. No entanto, num segundo momento, esta relação entre biomassa e evapotranspiração não será linear e dependerá muito das condições dos solos, do clima e das características fisiológicas da própria vegetação.

Sahin e Hall (1996) revisaram dados de produção de água e porcentagens de remoção da cobertura vegetal em 145 bacias hidrográficas sob diferentes condições climáticas. Os autores identificaram que, na Índia e na Austrália, a remoção das plantações de eucalipto causa um ganho menor na produção de água do que as florestas úmidas. Nestes casos, as florestas úmidas retém/utilizam uma quantidade maior de água quando comparadas às plantações de eucalipto e, provavelmente, as perdas por evapotranspiração serão maiores. Situação semelhante foi encontrada quando se comparou a dinâmica de EVP na Mata Atlântica com a da plantação de *Eucalyptus grandis* na costa leste brasileira (Almeida e Soares, 2003).

Em condições em que os índices de precipitação são baixos (<1000 mm/ano), mas que, ainda assim, existe água subterrânea disponível, algumas espécies de eucalipto avançam e aprofundam suas raízes. Este processo de enraizamento nas camadas profundas dos solos pode aumentar as taxas de evapotranspiração de forma a exceder os totais de chuva. Nestes casos, espécies de crescimento rápido, como o eucalipto, apresentam-se como um problema para a recarga dos lençóis freáticos, diminuindo as vazões, principalmente no período da estiagem. Tais casos ocorreram na Austrália e na Índia, onde a redução das vazões resultou em salinização dos corpos d'água (Calder, 1986).

Os efeitos nas vazões durante uma transição de pastagem para reflorestamento de Pinus e Eucalipto foram observados por Scott e Prinsloo (2008) em região com invernos úmidos

e verões secos. Os autores observaram uma diminuição de 48 mm/ano nos picos de vazão para cada 10% de área plantada na bacia. Quando a plantação atingiu maturidade (15 anos para eucalipto e 30 anos para pinus), a redução nos picos de vazão foi revertida e as vazões retomaram os níveis do período pré-reflorestamento.

Sikka, Samra *et al.* (2003) analisaram os efeitos de conversão de pastagem natural para plantação de *Eucalyptus globulus* no sul da Índia – inverno úmido e verão seco. As vazões de estiagem, principalmente a partir do primeiro corte, diminuíram. A partir do segundo corte, foi identificada uma redução na produção de água nas bacias hidrográficas na ordem de 25%.

Na Argentina, na bacia do Uruguai, em áreas com pastagem natural que estão sendo convertidas em silvicultura e em que o lençol freático se encontra próximo à superfície (2 a 10 metros de profundidade), foram encontrados impactos negativos nas taxas de evapotranspiração (Nosetto, Jobbagy *et al.*, 2005).

Nosetto, Jobbagy *et al.* (2005) concluíram que as taxas de evapotranspiração para as espécies de *Eucalyptus Grandis* com 8 a 11 anos de idade, quando comparadas às áreas de pastagem natural, apresentaram maiores taxas de evapotranspiração (80% a mais). A textura dos solos também foi um fator de influência nas perdas por evapotranspiração. Os solos com textura mais cascalhada apresentaram maiores perdas por evapotranspiração do que os com textura média e fina.

No caso de verões secos, o calor faz com que os processos entre plantas e nutrientes se acelere mesmo sem a entrada de água. Esta situação permite aumento das perdas por evapotranspiração no verão, modificando as vazões neste período. A reposição em tempo real de água por meio da chuva no caso de regiões com verões úmidos será menos impactante do que em regiões com verões secos, típicas de clima mediterrâneo.

3.1.3 Influência da variabilidade climática nas vazões

A complexidade de cada sistema e, mais recentemente, o reconhecimento dos impactos das mudanças climáticas no ciclo hidrológico também não permitem as generalizações a respeito das consequências das alterações do uso das terras nas vazões, especialmente nas de estiagem (Neufeldt, Resck *et al.*, 2002; Vandenbygaart, Gregorich *et al.*, 2003; Lal, 2004; Bloeschl, Ardoin-Bardin *et al.*, 2007; Beach, Luzzadder-Beach *et al.*, 2011).

Ward e Trimble (2003) já comprovaram que as características da precipitação serão determinantes nas variações mensais, sazonais e anuais das vazões de grandes rios. Villar, Guyot *et al.* (2009) verificaram a influência da variabilidade climática nas vazões de alguns rios da bacia amazônica. Os autores demonstraram que as mudanças nos extremos das vazões estão relacionadas à variabilidade da chuva plurianual regional e à circulação atmosférica associada.

Milly, Dunne *et al.* (2005) utilizaram 12 modelos climáticos para simular padrões regionais multideceniais observados nas mudanças das vazões durante o século XX. A projeção dos modelos para 2050 é de que ocorrerá um aumento de 10 a 40 % nas vazões na bacia do Prata, entre outras regiões, em função do aquecimento global.

No Brasil, as anomalias climáticas produzidas pelos efeitos do El Niño, da La Niña e das variações das temperaturas da superfície do mar (TSM) produziram grandes secas, em diferentes períodos, em todas as regiões brasileiras: em 1877, 1983, 1998 no Nordeste; em 2004-2006 no Sul; em 2001 no Centro-Oeste e no Sudeste e em 1926, 1983, 1998 e 2005 na Amazônia (Marengo, 2008). Segundo o autor, as vazões de alguns rios na Amazônia, Sul e norte do Nordeste brasileiro apresentam correlação com a TSM e sugerem a ligação da ocorrência das vazões extremas ao fenômeno do El Niño.

Assim, oscilações prolongadas no regime de chuvas, por exemplo, podem acarretar aumento ou diminuição nas vazões de grandes rios (Orange, Wesselink *et al.*, 1997; Collischonn, Tucci *et al.*, 2001; Bloeschl, Ardoin-Bardin *et al.*, 2007; Beach, Luzzadder-Beach *et al.*, 2011).

Pizarro, Araya *et al.* (2006) avaliaram os efeitos da cobertura vegetal sob o regime de vazões no Chile – porção central. Os autores identificaram que as mudanças ocorridas nas vazões entre 1960 e 2000 podem ser estatisticamente justificadas pela variabilidade decenal da precipitação e não pelas mudanças de uso das terras.

Collischonn, Tucci *et al.* (2001), embora considerem que o desmatamento na bacia do rio Paraná tenha certo efeito nas vazões, a exemplo do aumento das vazões anuais, concluem que as chuvas influenciaram as vazões de forma mais direta do que o desmatamento. O aumento da frequência dos eventos de chuva parece justificar o aumento abrupto das vazões do rio Paraguay após 1970. Os autores encontraram resultados opostos na mesma

latitude no continente africano (Laraque, Olivry *et al.*, 1997), indicando que a dinâmica atmosférica global não deve ser desconsiderada nos estudos hidrológicos.

No entanto, esta relação entre modificações na dinâmica das vazões e das chuvas não necessariamente é direta devido à limitação da disponibilidade de dados. Os estudos são realizados com um número limitado de estações e os postos pluviométricos apresentam falhas. Embora Conway, Persechini *et al.* (2009) tenham identificado que a correlação entre chuva e vazão tende a ser maior em áreas com alta densidade de estações pluviométricas, também observaram casos em que a correlação é baixa em áreas com densidade razoável de postos. Os autores atentam para a necessidade de considerar detalhadamente as mudanças de uso das terras neste tipo de estudos.

Oudin, Andreassian *et al.* (2008) verificaram o quanto o uso das terras interfere nas vazões de longo termo das bacias hidrográficas em diferentes ambientes hidroclimáticos (1508 bacias foram analisadas ao redor do mundo). Os autores identificaram que, com base nos modelos hidroclimáticos, o uso das terras representa uma contribuição mínima para o balanço hídrico de bacias hidrográficas.

Em suma, as seguintes afirmações foram consideradas como ponto de partida para o desenvolvimento desta tese:

- Bacias com cobertura de floresta: as perdas por evapotranspiração serão maiores do que as com vegetação rasteira, ou seja, a evapotranspiração está fortemente relacionada à biomassa;
- Desmatamentos estão associados a aumentos nas taxas de escoamento superficial e nos picos de vazão, tanto na escala local quanto regional;
- Desmatamentos estão associados a aumento na produção anual de água, pois, sem a floresta, as perdas por evapotranspiração diminuem;
- A porcentagem de conversão de uso das terras é fator importante na análise de impactos hidrológicos. Embora a porcentagem mínima para que haja alteração dependa das condições da área de estudos, em média 20% ou mais da área precisa ser modificada para que haja mudanças nas vazões em estudos na escala regional, considerando bacias acima de 100 km²;
- As condições da conversão de uso das terras é fator importante para compreender as possíveis consequências no comportamento das vazões. A localização no

relevo, características da nova cobertura e a quantidade de conversão em relação ao tempo são detalhes importantes a ser considerados neste tipo de estudo;

- A silvicultura já foi causa para diminuição de vazões na estiagem em regiões com propensão a déficit hídrico. Os estudos de casos ocorreram em áreas com lençol freático próximo da superfície, em clima mediterrâneo e com chuvas < 1000mm/ano – , como os relatos na Austrália, Índia Chile e Argentina;
- Na escala regional, existe uma dificuldade de isolar as interferências das mudanças climáticas e das conversões de uso das terras nas vazões de grandes rios. No entanto, os estudos na escala regional indicam que a dinâmica das chuvas é o agente motor das vazões e o uso das terras desempenha papel importante, porém, secundário.

4 As bacias hidrográficas e seus processos atuantes

4.1 Introdução

A revisão da literatura apresentada no capítulo anterior mostra que as condições em que ocorreu a conversão de uso das terras são importantes para identificar os agentes atuantes no processo de alterações do ciclo hidrológico em bacias hidrográficas rurais.

Alguns estudos pontuaram que a quantidade e as condições da conversão de uso das terras são fatores importantes para o equilíbrio hidrológico de bacias hidrográficas (Bosch e Hewlett, 1982; Sahin e Hall, 1996; Stednick, 1996; Smakhtin, 2001; Zhang, Dawes *et al.*, 2001; Costa, Botta *et al.*, 2003; Andreassian, 2004; Cosandey, Andreassian *et al.*, 2005; Noretto, Jobbagy *et al.*, 2005; Sun, Zhou *et al.*, 2006; Van Dijk e Keenan, 2007; Waterloo, Schellekens *et al.*, 2007; Lin e Wei, 2008; Scott e Prinsloo, 2008).

Partindo desses estudos, além da necessária caracterização física da área de estudo – bacia do Atibainha e Cachoeira –, este capítulo será dedicado a uma análise detalhada dos fatores inerentes ao processo de conversão de uso das terras nessas bacias nos últimos 20 anos. Sua finalidade é responder às seguintes questões: nas bacias hidrográficas analisadas, “o que mudou”, “mudou significativamente”, “por que mudou”, “quanto mudou”, “onde mudou”?

A recente gratuidade das imagens orbitais do sensor LANDSAT existentes no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e a vantagem da mesma resolução espacial e temporal desse sensor em um intervalo acima de 20 anos foram os atrativos para esta abordagem. Considera-se que, além da quantidade de conversão, é também importante verificar sua velocidade nesse intervalo de tempo.

Para complementar a análise da evolução de uso das terras, considerou-se também, no que diz respeito às características espaciais, a existência de áreas com tendência à acumulação de água nas bacias hidrográficas, também definidas como áreas variáveis de afluência (AVA). A teoria das AVA se aplica para áreas montanhosas, com boa cobertura vegetal e cujos solos tenham capacidade alta de infiltração. De tal perspectiva, o escoamento superficial ocorreria nas áreas saturadas da bacia, pois a película de água torna o solo impermeável (Hewlett e Hibbert, 1967; Dunne e Black, 1970; Walter, Walter

et al., 2000), ou em suas proximidades, quando um evento de chuva termina de saturar o solo parcialmente saturado (Lyon *et al.* 2006).

Assim, a identificação das AVA é de suma importância, pois nestas a tendência é apresentar taxas mais altas de escoamento superficial e de evapotranspiração do que as demais da bacia (e.g., Dunne e Black, 1970).

Em estudos de bacias hidrográficas na escala regional, a associação das AVA ao uso das terras pode ser utilizada como indicador de precisão das áreas de maior susceptibilidade ao escoamento superficial.

Ainda neste capítulo, além de considerar as características temporais de conversão de uso das terras e sua localização no espaço dentro da perspectiva do ciclo hidrológico, apresentam-se os resultados de uma pesquisa de campo, destinada a buscar evidências que pudessem complementar a análise de uso das terras no quesito escoamento superficial/superficial.

As concentrações de carbono orgânico total (COT) das camadas superficiais dos solos foram utilizadas como indicadoras das condições de degradação dos solos nas diferentes classes de uso das terras encontradas nas bacias de estudo.

Alguns estudos já demonstraram que a quantidade de carbono orgânico total (COT) nas camadas superficiais do solo está relacionada às condições de degradação dos solos e já evidenciou diferenças significativas entre os tipos de uso das terras (Van Dam, Veldkamp *et al.*, 1997; Hao, 2002; Vandenbygaart, Gregorich *et al.*, 2003; Tkassahun, Engda *et al.*, 2009). Foi comprovado que as quantidades de carbono orgânico nos solos dependem do tipo de vegetação e manejos aplicados.

É consenso no meio científico que, se o manejo for agressivo a ponto de limitar a infiltração de água das chuvas, aumentando as taxas de escoamento superficial, os valores de COT tendem a ser mais baixos em relação a uma cobertura de mata nativa nas mesmas condições.

As concentrações de COT também estão relacionadas a outros fatores, tais como permeabilidade e porosidade dos solos e índice de chuvas. No entanto, em áreas de vegetação natural, nas quais o sistema radicular e a microfauna permitem as condições ideais de infiltração da água nos solos, de forma a baixar o grau de escoamento

superficial e, em alguns casos, quase anulá-lo, certamente os valores de COT tenderão a ser mais altos do que em áreas com agricultura.

Em suma, este capítulo teve como objetivo traçar um olhar sobre as possíveis modificações das condições hidrológicas ocorridas nos últimos 20 anos (1988 a 2008), considerando como uma das causas a transformação da paisagem.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Materiais

- Cartas topográficas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) para delimitação das bacias hidrográficas a ser estudadas.
- Carta de solos e geologia.
- Mosaico do Modelo Digital de Elevação (MDE) do sensor *SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission)* disponível em <http://glcf.umd.edu/data/srtm/> com resolução espacial de 90 metros para confeccionar o mapa com as classes de declividade e índice topográfico.
- Imagens dos sensores *Landsat TM e ETM*, obtidas nas datas 1986, 1987, 1988, 1996, 1999, 2000, 2001, 2006, 2007 e 2008, com as bandas 3, 4 e 5, em períodos secos (agosto), oferecidas gratuitamente pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) e *NASA (National Aeronautics and Space Administration)* para mapeamento da evolução dos tipos de uso da terra.
- Utilização de Sistema de Posicionamento Global (*GPS*) para reconhecimento das classes de uso das terras no campo na fase pré e pós-mapeamento temático.
- Questionário sócio-econômico-ambiental de identificação dos manejos utilizados, respondido por proprietários e/ou agricultores da área de estudos e funcionários de órgãos governamentais como a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) da Secretaria da Agricultura e Abastecimento dos municípios a que pertencem as bacias de estudos.
- Ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Programa de Processamento Digital de Imagens.

4.2.2 Métodos

4.2.2.1 Delimitação da área de estudos

Delimitação da área de influência dos reservatórios do Sistema Cantareira por meio de digitalização do limite topográfico das bacias utilizando cartas topográficas na escala 1:50 000.

4.2.2.2 Mapeamento das classes de solo

O mapeamento das classes de solo foi realizado com base no mapa pedológico do estado de São Paulo (Oliveira, Camargo *et al.*, 1999) na escala 1:500 000 atualizado para 1:250 000. Tal mapa foi recortado com base em uma máscara com a área das bacias do Atibainha e Cachoeira.

4.2.2.3 Mapeamento do relevo

Para o mapeamento das classes de declividade, foi elaborado o mosaico dos dados do *SRTM*. Em seguida, a matriz de dados foi reamostrada com interpolador de convolução cúbica para ajustar todos os dados na mesma escala espacial. Foi utilizado o pixel de 28.5 metros, forçando a reamostragem a interpolar o valor do pixel de maneira mais eficiente. Em seguida, foi aplicado filtro passa-baixa 3x3 pixels para suavização do relevo e eliminação dos dados inconsistentes.

O mapa com as classes de declividade foi elaborado com base no mosaico corrigido do MDE do sensor *SRTM*, utilizando como referência as classes disponibilizadas na legenda do mapa de solos do Estado de São Paulo elaborado por Oliveira, Camargo, *et al.* (1999).

4.2.2.4 Mapeamento hidrológico – Índice Topográfico

As regiões com tendência à saturação de água nas bacias hidrográficas são denominadas neste trabalho como áreas variáveis de afluência (AVA). Nas AVA, os solos se encontram em capacidade máxima de saturação por estarem em contato e/ou próximas do nível das águas subterrâneas e, assim, expandem-se e contraem-se sazonalmente. Normalmente, elas se localizam onde os fluxos laterais convergem e onde o relevo se apresenta aplainado.

As áreas saturadas são importantes porque apresentam maior sensibilidade em relação às outras áreas das bacias hidrográficas em um evento de chuva. Como a capacidade de

infiltração dos solos nas áreas saturadas é menor, tais regiões são bastante susceptíveis aos processos de escoamento superficial.

Essas áreas são importantes também porque, em função da constante disponibilidade de água, seus processos de evapotranspiração são mais intensos do que os das demais áreas da bacia hidrográfica.

Uma das metodologias utilizadas para o cálculo das áreas saturadas foi a apresentada por Beven e Kirkby (1979): tais áreas são representadas nas bacias hidrográficas por meio do cálculo do índice topográfico. O índice topográfico está apresentado na Equação 1 e se baseia na premissa de que os fluxos de água são direcionados pelas formas do relevo.

$$\lambda = \ln(\alpha / \tan \beta)$$

Equação 1

Sendo:

λ = índice topográfico

α = área de contribuição a montante por unidade de comprimento do contorno

β = declividade topográfica da célula.

Como essa metodologia é indicada para regiões de relevo declivoso, que é o caso da bacia do Atibainha, α foi calculada pelo método desenvolvido por Tarboton (1997), utilizando-se o aplicativo *TAUDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models)* disponível em <http://hydrology.neng.usu.edu/taudem/taudem4.0/index.html>. O aplicativo consiste em representar a direção de fluxo como um único ângulo (para cada pixel), sendo este a parte mais declivosa dos pontos mais baixos da bacia. O pixel é dividido em oito triângulos, partindo de seu centro e no sentido horário.

O mapa com os índices topográficos foram reclassificados para a identificação das áreas com potencial de saturação. A classificação dessas áreas foi realizada com base em feições saturadas já conhecidas, tais como o reservatório e pontos identificados em campo.

4.2.2.5 Mapeamento dos tipos de uso e ocupação das terras

Para o mapeamento e a identificação da evolução histórica dos tipos de uso e ocupação das terras nas bacias estudadas, foram utilizadas imagens *Landsat TM* e *ETM* (1986, 1987, 1988, 1996, 1999, 2000, 2001, 2006, 2007 e 2008) obtidas em períodos secos.

Cada cena foi georreferenciada com base em uma imagem ortorretificada, considerando como erro máximo 0,001 pixels.

Considerando possíveis indefinições na classificação e na limitação espectral do sensor *Landsat TM* e *ETM*, em relação à similaridade visual e espectral das áreas de corte de eucalipto e pastagens, Pereira (2007), inspirada no trabalho de Boresjö (1999), elaborou uma metodologia alternativa para o processo de classificação.

Para reduzir o número de potenciais áreas erroneamente classificadas em uma região de vegetação Boreal, Boresjö (1999) criou um método de estratificação das imagens a partir de máscaras criadas com informações topográficas.

Assim, nas bacias a montante dos reservatórios de Atibainha e Cachoeira, Pereira (2007) identificou que os tipos de uso e ocupação das terras predominantes no ano de 2005 são pastagem, silvicultura e mata nativa. Tendo em vista a disponibilidade da série histórica das imagens *Landsat* e considerando o período de corte das florestas de eucalipto, a autora utilizou uma metodologia que lhe permitiu aproveitar as informações das imagens dos anos anteriores para identificar as áreas de corte de eucalipto dos anos posteriores.

A proposta auxiliou tanto no reconhecimento das áreas de rebrota de eucalipto quanto na própria diferenciação das áreas de plantação de eucalipto e mata secundária, as quais, muitas vezes, apresentam similaridades nas áreas de borda das classes.

Segundo Novo (1992), em um mapeamento, mais importante do que adotar um sistema rígido de classificação é definir com precisão as classes.

Assim, cada cena foi classificada por meio do classificador supervisionado de máxima verossimilhança (*MAX VER*). As amostras coletadas para o classificador foram baseadas em levantamentos de campo, em áreas já reconhecidas, para cada classe de uso. Após a classificação da cena, as imagens passaram por mais 3 etapas de correção e análise, conforme segue.

4.2.2.5.1.1 Etapa 1: Agrupamento em blocos

As imagens classificadas foram corrigidas e agrupadas em blocos, conforme os usos das terras em determinado intervalo de tempo. As cenas de anos consecutivos foram agrupadas para representar o uso das terras no último ano. O critério está exposto na Equação 2:

$$\text{Classificação da cena 1} * \text{Classificação da cena 2} * \text{Classificação da cena 3} \\ = \text{Uso das terras no ano 3}$$

Equação 2

Para o agrupamento das cenas em blocos, considerou-se o seguinte critério: áreas de mata da cena 3 que apareciam como outra classe em anos anteriores eram consideradas áreas de silvicultura. As áreas de silvicultura nos três anos estudados foram somadas e consideradas como áreas de silvicultura.

4.2.2.5.1.2 Etapa 2: Correção dos blocos

As imagens agrupadas em blocos foram novamente corrigidas em função de toda a série histórica. O procedimento foi corrigir o ano mais recente em função dos anos anteriores. Assim, áreas consideradas como mata nos anos mais recentes (bloco 5) e que tinham sido classificadas como silvicultura, capoeirão ou pastagem em alguma cena do ano anterior (bloco 1, 2, 3 e 4) foram consideradas áreas de silvicultura no ano em análise, gerando, assim, um novo mapa corrigido (Figura 4-1).

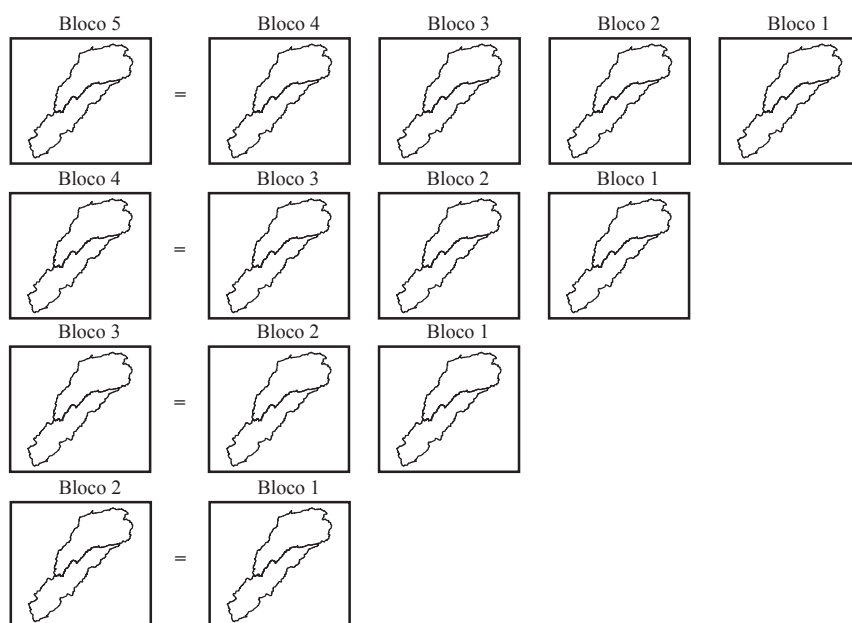


Figura 4-1: Ilustração da etapa 2 de correção dos blocos classificados.

Os mapas finais de correção dos blocos foram confrontados com a situação observada em campo para verificação do processo de correção em função das informações dos anos anteriores. A confirmação e a correção do modelo de classificação foram realizadas com base nas observações de campo: foi utilizado o traçado da malha viária presente nas bacias e reconhecidos no mínimo 60 pontos com os variados tipos de uso e ocupação coletados com auxílio de GPS e com a obtenção de fotos em máquina fotográfica digital. Para a correção do modelo de classificação, foram identificadas as classes que mais apresentaram erros, segundo o cálculo da matriz de confusão. O Índice de *Kappa* ou matriz de confusão é uma técnica de análise multivariada que se usa para determinar a concordância do mapeamento com a verdade de campo. A técnica é apropriada, pois os dados são de natureza discreta (não contínuos) e se encontram distribuídos multinomialmente (Moreira, 2004).

Para avaliar a estatística do índice de *Kappa*, utilizou-se o critério dos intervalos de qualidade da classificação propostos por Moreira (2004).

4.2.2.5.1.3 Etapa 3: Análise dos mapas finais

A análise dos mapas finais de uso das terras para os cinco intervalos estudados resultou em histogramas da ocorrência de cada classe de uso das terras. Para detalhar a

distribuição espacial do uso das terras e sua relação com os processos hidrológicos e erosivos, os mapas de índice topográfico e de uso das terras foram cruzados, criando classes diferentes de uso das terras nas áreas saturadas.

As áreas desmatadas foram agrupadas em um mapa e reclassificadas de acordo com o intervalo de tempo em que houve o desmatamento.

4.2.2.6 Caracterização dos procedimentos agrícolas

Os procedimentos agrícolas foram identificados por meio da aplicação de questionário socioambiental aos proprietários de terras da área de estudo e a funcionários de órgãos governamentais, como a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) da Secretaria da Agricultura e Abastecimento dos municípios que integram a área de estudo. O objetivo do questionário foi identificar o ciclo da cultura, a existência/ausência de assistência técnica adequada, a utilização de agroquímicos e fertilizantes, a existência/ausência de períodos de preparo de solo, a finalidade da cultura, ou seja, os principais problemas encontrados nas atividades agrícolas.

4.2.2.7 Indicadores das condições de degradação dos solos

As coletas foram realizadas para verificar as concentrações de carbono orgânico total (COT) e de matéria orgânica (MO) presentes no solo da bacia do Atibainha, relacionando-as com os diferentes usos.

Amostras deformadas de solo, na profundidade de 0 a 10 cm, foram coletadas em diferentes pontos georreferenciados dessa bacia. O procedimento para a coleta foi a remoção dos resíduos de matéria orgânica da primeira camada de cobertura dos solos.

Em razão da ausência do mapa de solos, utilizou-se como critério o relevo e o uso das terras ocorrentes na bacia. Assim, buscou-se coletar o máximo de amostras possível na área da bacia do Atibainha: em um relevo com características similares, mas com diferentes usos das terras, focaram-se as áreas com ocorrência de pastagem, silvicultura e mata nativa/secundária.

Ainda entre os critérios de coleta, foi considerado o histórico do uso das terras, diferenciando-se as áreas que se mantiveram estáveis nos últimos 20 anos e as áreas que sofreram alterações de uso das terras, como, por exemplo, pastagens convertidas em silviculturas e vice-versa.

As amostras deformadas, utilizadas para leitura de COT, foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm e, depois deste tratamento, realizado no Laboratório de Solos da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), foram encaminhadas a um Laboratório particular (UNITHAL) e submetidas ao método de Walkley-Black, para leitura dos teores de COT (método de combustão úmida). A matéria orgânica (MO) foi calculada por diferença dos teores de COT.

Para avaliar o padrão de distribuição e variação de cada classe de uso das terras nas concentração de COT e MO, utilizou-se o recurso gráfico do boxplot e o teste de diferença entre médias.

4.3 Resultados

4.3.1.1 Delimitação da área de estudos

A Figura 4-2 indica os resultados da delimitação topográfica das bacias hidrográficas do Atibainha e Cachoeira na área de interferência dos respectivos reservatórios, delimitação essa realizada com base nas cartas topográficas do IBGE na escala 1:50 000. Apresentando uma área de 315 km² e 392 km², respectivamente, a bacia do Atibainha e a do Cachoeira podem ser consideradas de médio porte, segundo Andreassian (2004).

Rede de drenagem nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira

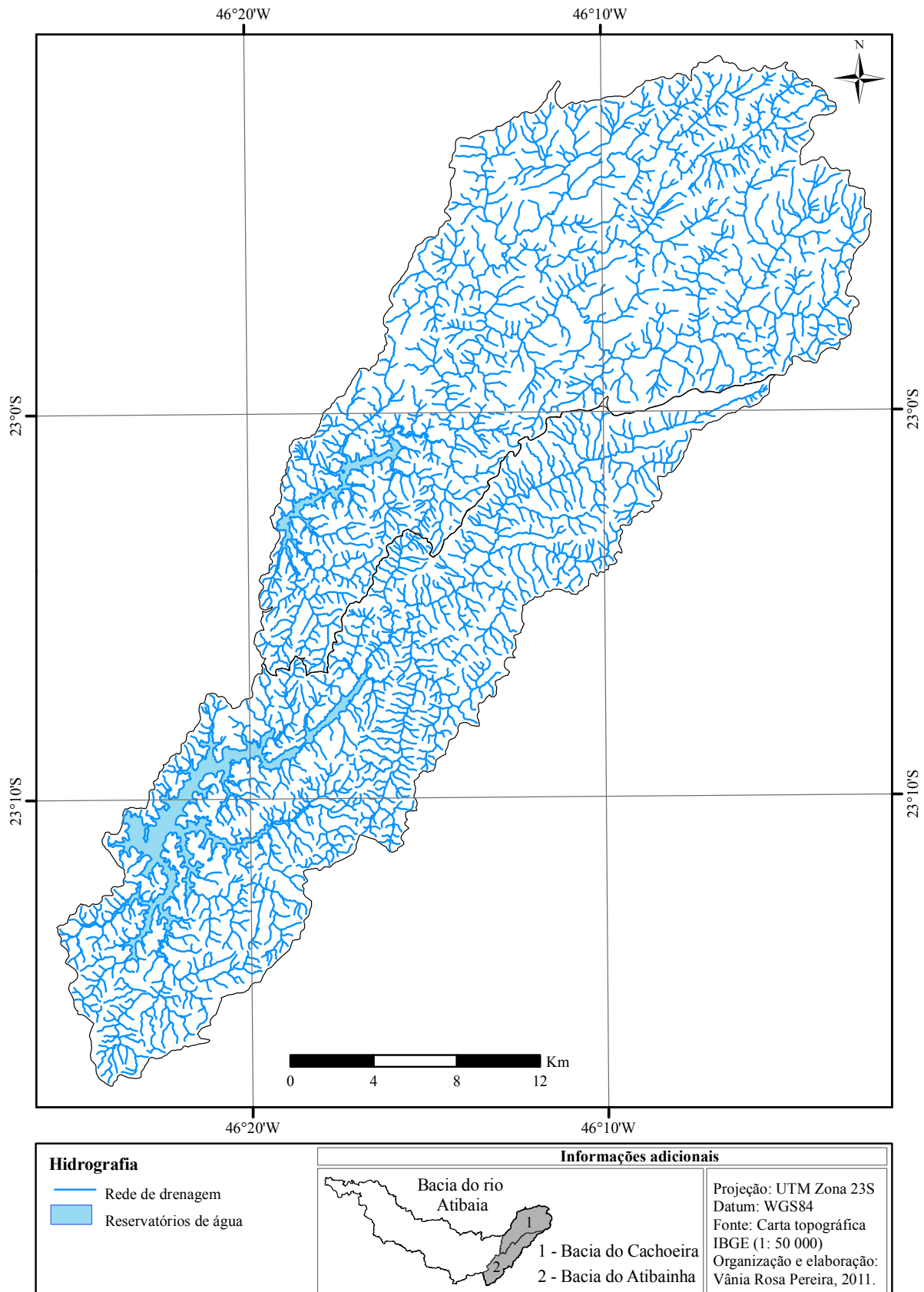


Figura 4-2: Localização da área de estudos: limites topográficos das bacias dos rios Atibainha e do Cachoeira com seus respectivos reservatórios de abastecimento hídrico do Sistema Cantareira

4.3.1.2 Mapeamento das classes de solo

O mapa de solos disponível para a área de estudo é o confeccionado por Oliveira, Camargo, *et al.* (1999) na escala 1:250 000. O recorte do mapa original com os vetores das bacias do Atibainha e Cachoeira apresentados na Figura 4-3 permitiu identificar as classes de solo ali existentes. Na área de estudos, predominam as classes de Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), seguidas do Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e, em menor proporção, ocorrendo apenas na bacia do rio Cachoeira, o Cambissolo Háplico (CX).

Pedologia nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira

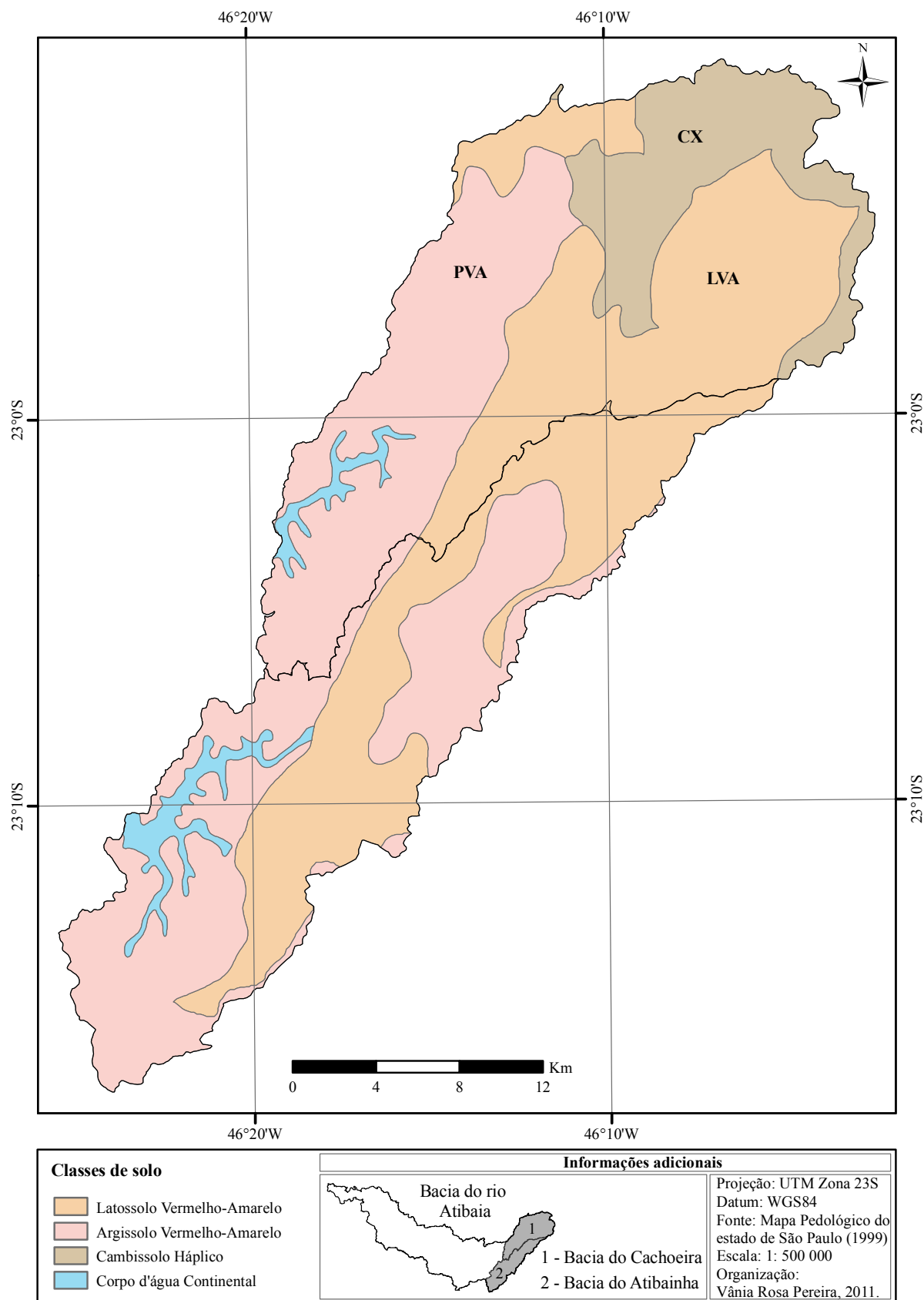


Figura 4-3: Mapa de solos da área de estudos na escala 1: 500 000.

Os solos encontrados na área de estudos são classificados como solos susceptíveis aos processos erosivos: o Cambissolo Háplico apresenta maior susceptibilidade, seguido dos Argissolos Vermelho-Amarelo e dos Latossolos Vermelho-Amarelo.

4.3.1.3 Mapeamento do relevo

As classes de declividade encontradas na bacia do Atibainha e Cachoeira estão expostas na Tabela 1. Tal tabela indica que, em ambas as bacias estudadas, predominam os terrenos ondulado e forte ondulado, com maior ocorrência do segundo, com declividades acima de 20%.

Tabela 1: Porcentagem das classes de declividade nas bacias do Atibainha e do Cachoeira.

Classes de declividade	% de ocorrência	
	Bacia do Atibainha	Bacia do Cachoeira
Plano (0 a 3%)	3	1
Suave Ondulado (3 a 8%)	7	5
Ondulado (8 a 20%)	30	25
Forte Ondulado (20 a 45%)	55	61
Montanhoso (45 a 75%)	5	8
Escarpado (>75%)	0	0

A Figura 4-4 apresenta a distribuição espacial das classes de declividade na área de estudo e indicam a consistência do MDE em relação à rede de drenagem.

Declividade nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira

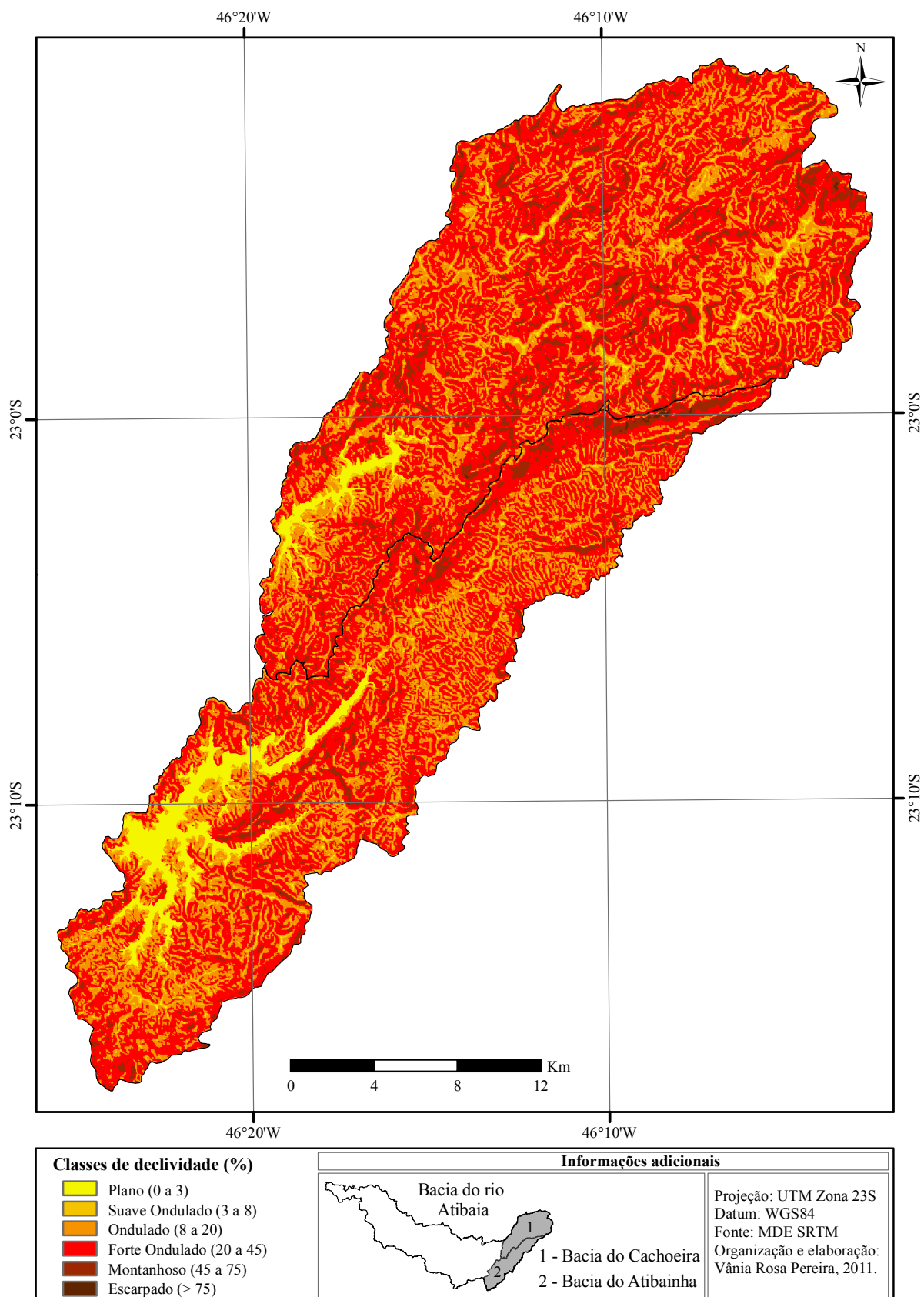


Figura 4-4: Mapa com a distribuição das classes de declividade na área de estudo

A predominância das cores laranja e vermelho na Figura 4-4 indica a ocorrência do relevo tipo ondulado e ondulado forte, característica importante a ser considerada na fase de modelagem hidrológica, pois isso auxilia na identificação dos processos de conectividade de canais e recarga de água nas bacias.

4.3.1.4 Mapeamento hidrológico – Índice Topográfico (IT)

A classificação das AVA a partir do IT resultou em: 43% da área da bacia do Atibainha e 41% da do Cachoeira. O resultado demonstra que, em média, 40% das áreas de ambas as bacias estudadas são sensíveis aos processos de erosão hídrica e apresentam mais propensão à ocorrência de escoamento superficial. Por serem áreas susceptíveis aos processos de erosão hídrica, tais regiões deveriam supostamente estar protegidas e/ou com aplicação de manejos adequados a tal sensibilidade.

4.3.1.5 Mapeamento dos tipos de uso e ocupação das terras

Os resultados do georreferenciamento das imagens resultaram em um erro global de 0.001 pixels.

A classificação final das imagens agrupadas em blocos resultou em cinco mapas de uso das terras para os anos de 1988 (1986 + 1987 + 1988), 1993 (1991 + 1992 + 1993), 1996, 2001 (1999 + 2000 + 2001) e 2008 (2006 + 2007 + 2008). As classes de uso das terras identificadas foram mata nativa/secundária (Vegetação Natural Florestal), silvicultura, pastagem, capoeirão, estradas, mancha urbana e água (reservatórios de água do Sistema Cantareira). Para facilitar a visualização, as áreas de capoeirão, porque demasiadamente fragmentadas, foram associadas às áreas de pastagem nos mapas de uso das terras.

O índice de Kappa da classificação final, com base em confirmações de pontos de dúvida no campo, foi de 88%.

A seguir são apresentados os mapas de uso das terras da área de estudos para os anos de 1988, 1993, 1996, 2001 e 2008 (Figura 4-5 a Figura 4-9).

Uso das terras nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira - 1988

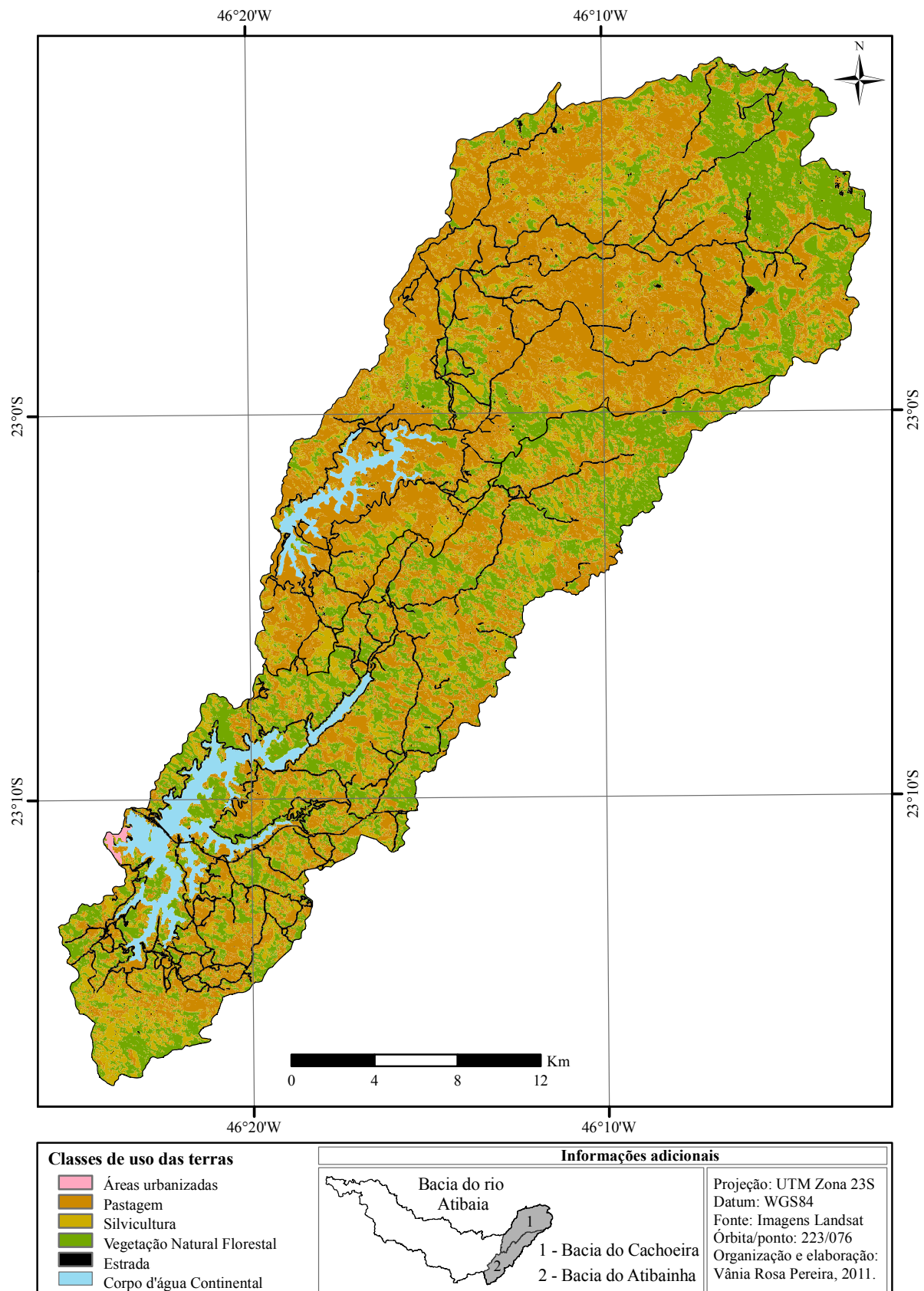


Figura 4-5: Uso das terras na área de estudo em 1988.

Uso das terras nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira - 1993

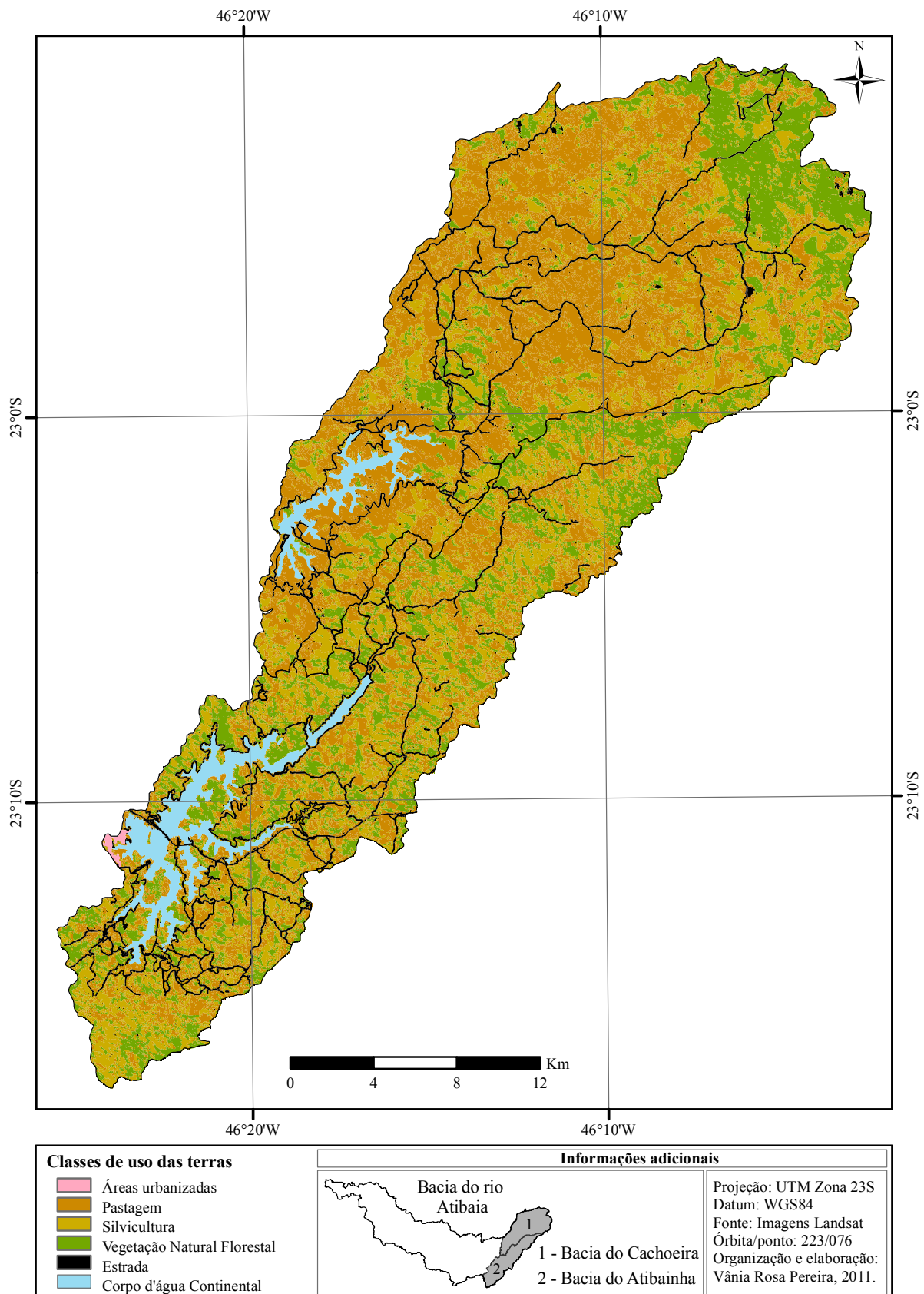


Figura 4-6: Uso das terras na área de estudo em 1993.

Uso das terras nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira - 1996

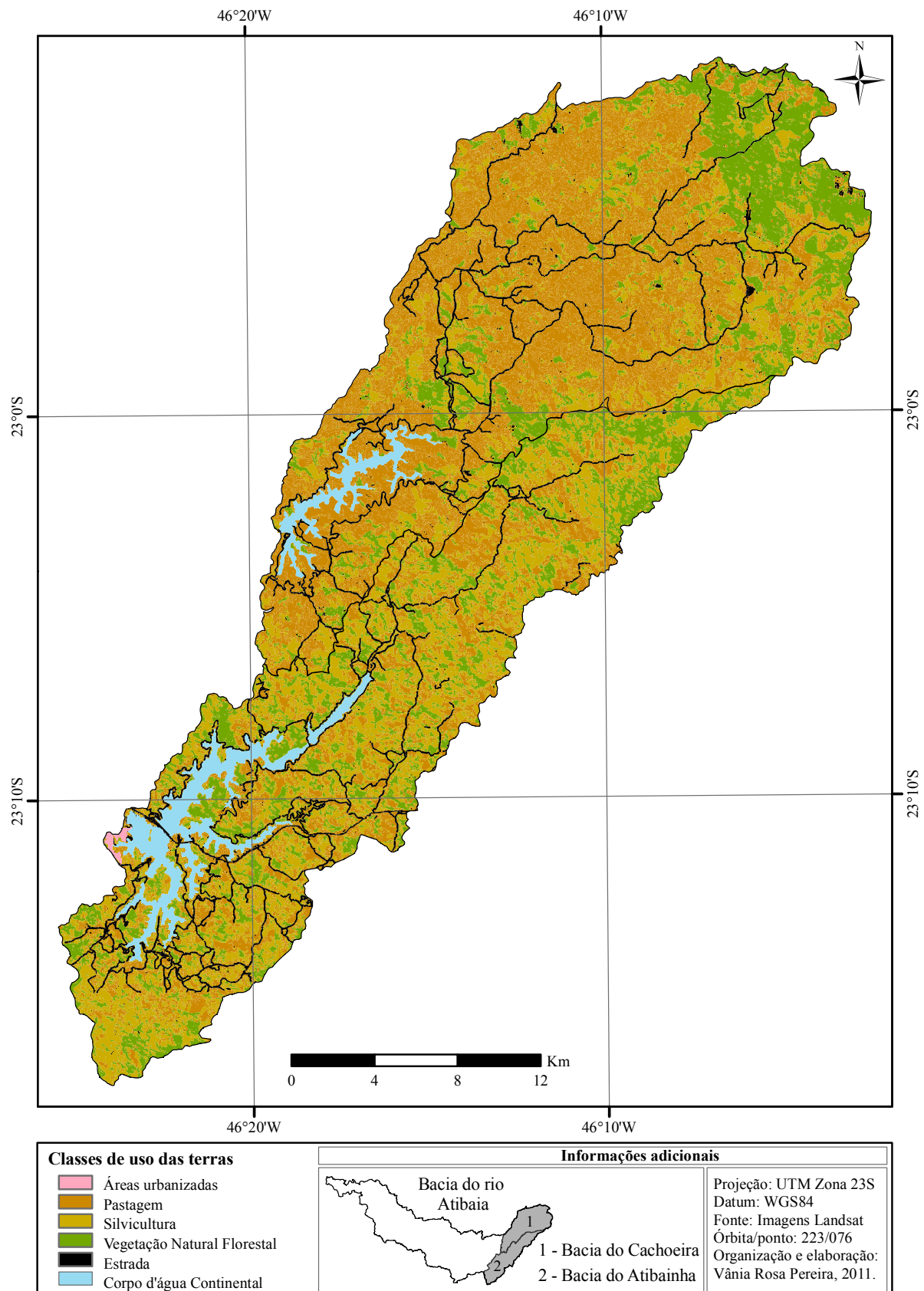


Figura 4-7: Uso das terras na área de estudo em 1996.

Uso das terras nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira - 2001

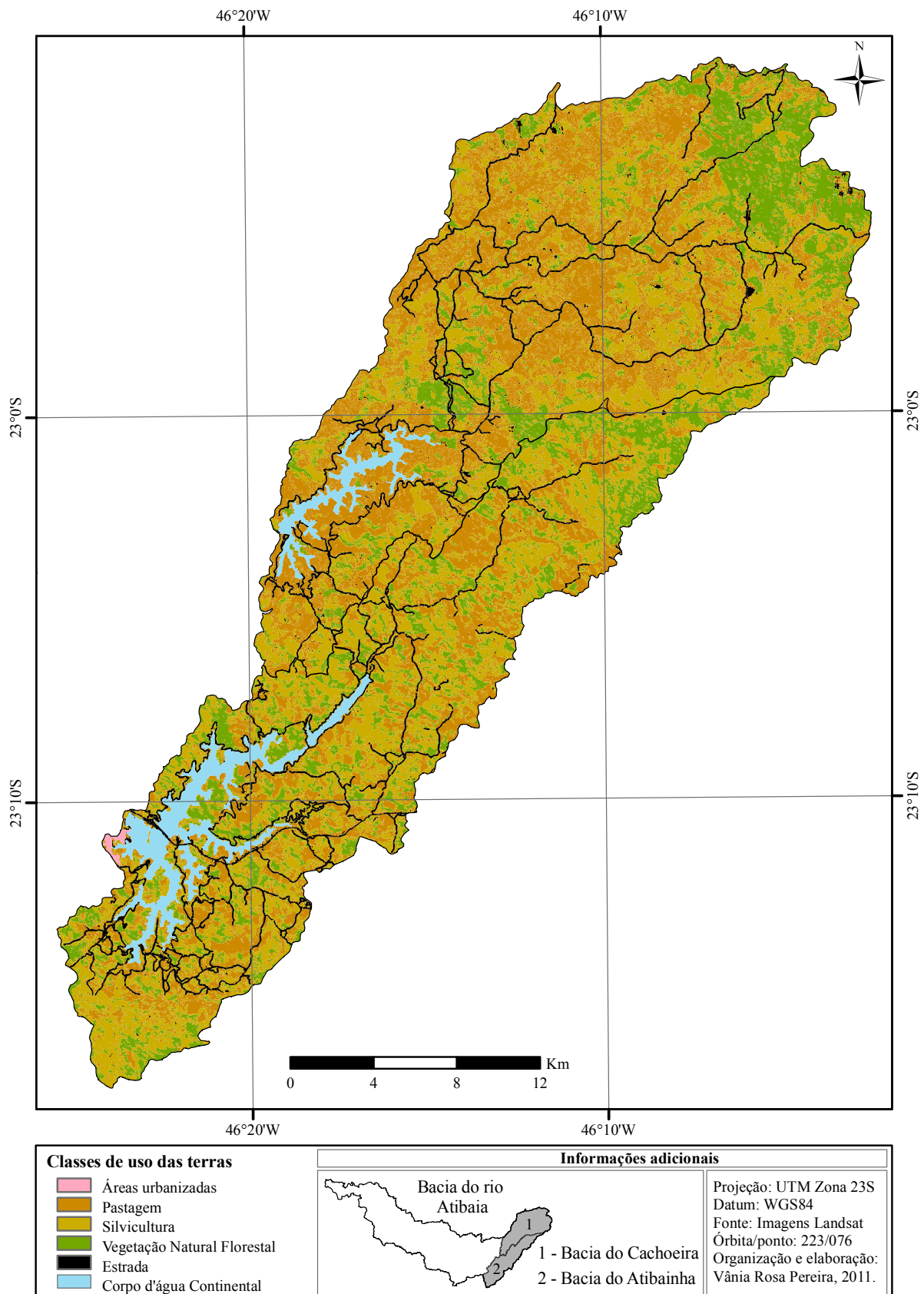


Figura 4-8: Uso das terras na área de estudo em 2001.

Uso das terras nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira - 2008

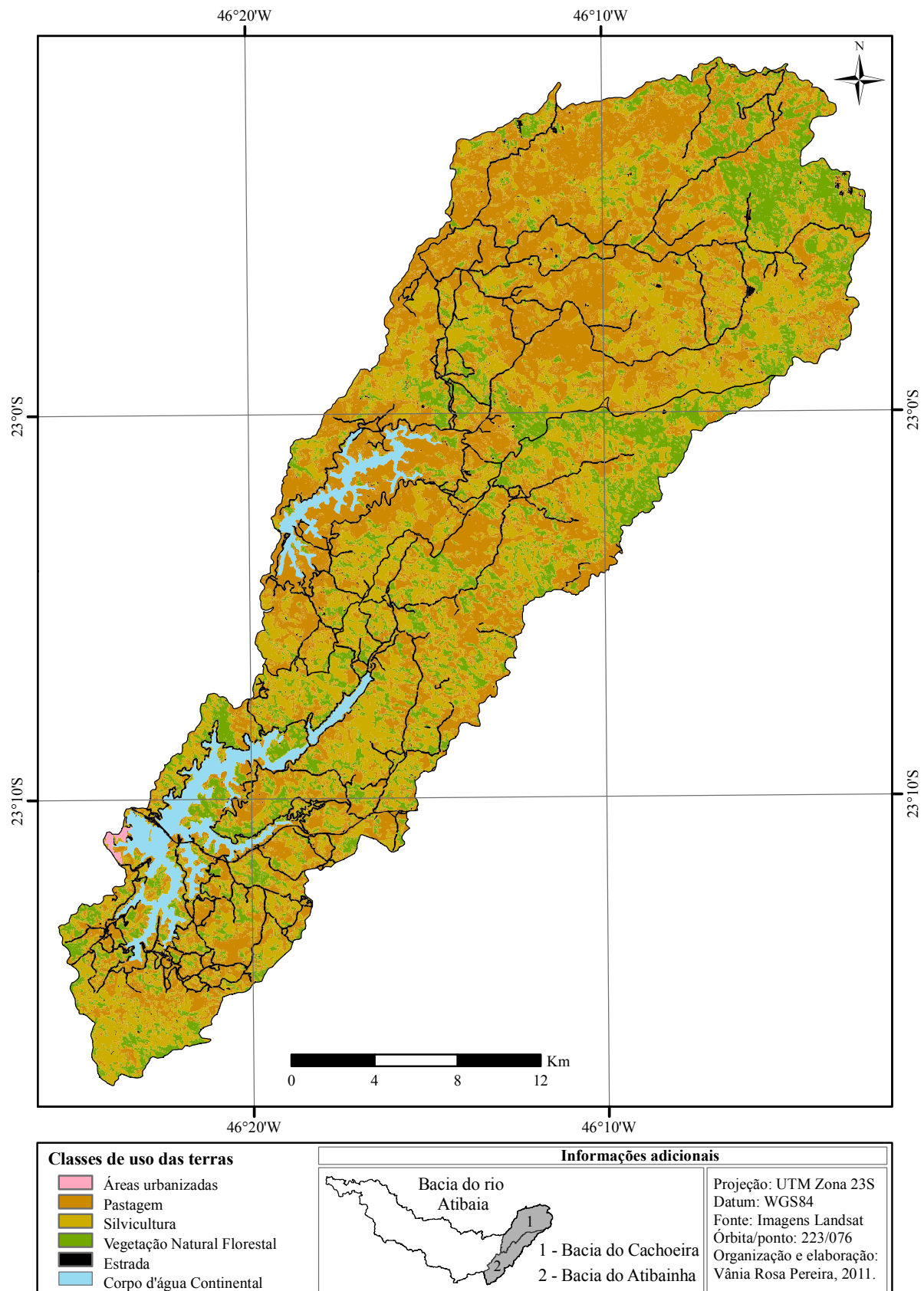


Figura 4-9: Uso das terras na área de estudo em 2008.

Em 1988 (Figura 4-5) as áreas de mata nativa estão localizadas de forma distribuída ao longo da bacia do Atibainha; no entanto, suas maiores concentrações se localizam nas porções a montante, de relevo mais acidentado e no entorno do reservatório de água.

Em 1993 (Figura 4-6), nota-se a diminuição das áreas de mata nativa em relação a 1988 e um crescimento das áreas de silvicultura nas porções a montante e em toda bacia do Atibainha.

Em 1996 (Figura 4-7), fica claramente visível o aumento significativo das áreas de silvicultura, principalmente nas áreas a montante da bacia do Atibainha.

Em 2001 (Figura 4-8), predominam as áreas de silvicultura, que se distribuem massivamente por toda a bacia do Atibainha, juntamente com as áreas de pastagem.

O uso das terras em 2008 (Figura 4-9) mantém-se similar ao uso em 2001, com predominância das atividades de silvicultura e pastagem, distribuídas em toda a extensão da bacia do Atibainha.

A Figura 4-5 indica que, em 1988, as áreas de mata nativa estão concentradas na porção nordeste da bacia do Cachoeira e que o uso predominante é a pastagem.

Na bacia do Cachoeira em 1993 (Figura 4-6) o mapa exibe uma distribuição similar à de 1988; no entanto, observa-se um incremento das áreas de silvicultura e uma diminuição das áreas de pastagem.

Em 1996 (Figura 4-7), na bacia do Cachoeira, o mapa demonstra um acréscimo das áreas de capoeirão, indicando abandono dos pastos.

No ano de 2001 (Figura 4-8), observa-se o incremento e o predomínio de áreas de silvicultura e a diminuição das áreas de capoeirão e mata nativa na bacia do Cachoeira.

Na bacia do Cachoeira em 2008 (Figura 4-9), observa-se a predominância de pastagem, uma vez que as áreas de capoeirão foram recuperadas e transformadas em pastagem novamente. As áreas de silvicultura se mantêm como em 2001.

A Tabela 2 apresenta a distribuição das classes de uso das terras em km² e em porcentagem (%) na bacia do Atibainha nos cinco anos analisados.

Tabela 2: Distribuição das classes de uso das terras na bacia do Atibainha em km² e em porcentagem (%) nos anos de 1988, 1993, 1996, 2001 e 2008.

USO TERRAS	ANOS									
	1988		1993		1996		2001		2008	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Mata nativa	103	33	76	24	69	22	62	20	55	17
Silvicultura	71	22	99	31	123	39	123	39	12	39
Pastagem	64	20	66	21	50	16	71	22	69	22
Capoeirão	34	11	32	10	30	9	16	5	24	8
Estradas	21	7	21	7	22	7	21	7	22	7
Mancha Urbana	0.7	0	0.7	0	0.7	0	0.7	0	0.7	0
Água	21	7	21	7	21	7	21	7	21	7
Total	315	100	315	100	315	100	315	100	315	100

A evolução do uso das terras na bacia do Atibainha indica uma diminuição gradativa das áreas de mata nativa de 103 km² para 55 km², um acréscimo das áreas de silvicultura de 71 para 124 km², mudanças suaves nas áreas de pastagem e capoeirão e uma manutenção nas áreas de mancha urbana, estradas e água.

A análise dessa evolução revela que, no intervalo de tempo considerado, houve um desmatamento das áreas de mata nativa e um incremento das áreas de silvicultura.

Tendo em vista que o objetivo deste trabalho é a identificação dos possíveis impactos da conversão de uso das terras no comportamento de entrada e saída de água de bacias hidrográficas de médio porte, a velocidade de desmatamento e sua localização são importantes fatores de referência para a consecução desse objetivo, especialmente no que diz respeito à compreensão das mudanças hidrológicas.

A Tabela 3 apresenta as velocidades de desmatamento na bacia do Atibainha nos intervalos de anos estudados. Observa-se que as maiores velocidades de desmatamento ocorreram entre os anos de 1988 a 1993 e de 1993 a 1996. O intervalo de 2001 a 2008 apresenta as menores velocidades de desmatamento.

Tabela 3: Valores de velocidade de desmatamento (km²/ano) por intervalo de tempo (anos) na bacia do Atibainha.

Intervalo de anos	Velocidades de desmatamento (km²/ano)
1988 a 1993	5.5
1993 a 1996	2.3
1996 a 2001	1.4
2001 a 2008	1

Considerando-se o fato de que as maiores velocidades de desmatamento ocorreram de 1988 a 1993, é de se esperar que as alterações hidrológicas tenham ocorrido ou durante ou após esse período e que estejam relacionadas às novas formas de uso e ocupação dessas áreas.

A Tabela 4 representa a distribuição das classes de uso das terras em km² e em porcentagem (%) na bacia do Cachoeira, nos 5 anos analisados.

Tabela 4: Distribuição das classes de uso das terras na bacia do Cachoeira em km² e em porcentagem (%) nos anos de 1988, 1993, 1996, 2001 e 2008.

USO TERRAS	ANOS									
	1988		1993		1996		2001		2008	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Mata nativa	78	20	68	17	66	17	56	14	47	12
Silvicultura	70	18	91	23	77	20	113	29	114	29
Pastagem	165	42	146	37	113	29	103	26	143	36
Capoeirão	51	13	59	15	107	27	78	20	52	13
Estradas	18	4	18	5	18	4	18	5	18	5
Água	10	3	10	3	10	3	10	3	10	3
Total	392	100	392	100	392	100	392	100	392	100

A evolução do uso das terras na bacia do Cachoeira indica uma diminuição gradativa das áreas de mata nativa de 78 km² para 47 km², enquanto as áreas de silvicultura apresentam um acréscimo de 70 para 114 km². As áreas de pastagem diminuíram, mas continuam sendo o uso predominante na bacia do Cachoeira.

As áreas de capoeirão oscilaram ao longo dos anos.

A análise da evolução do uso das terras na bacia do Cachoeira indica que houve um desmatamento das áreas de mata nativa e um incremento das áreas de silvicultura no intervalo de tempo analisado e que a pastagem é a cultura predominante.

A Tabela 5 apresenta as velocidades de desmatamento entre os intervalos de anos estudados para a bacia do Cachoeira. As maiores velocidades de desmatamento ocorreram nos intervalos de 1988 a 1993 e de 1996 a 2001.

Tabela 5: Valores de velocidade de desmatamento (km^2/ano) por intervalo de tempo (anos) na bacia do Cachoeira.

Intervalo de anos	Velocidades de desmatamento (km^2/ano)
1988 a 1993	2
1993 a 1996	0.5
1996 a 2001	2.1
2001 a 2008	1.3

As distribuições espaciais das velocidades de desmatamento na área de estudos nos intervalos considerados estão expostas nas figuras a seguir (Figura 4-10 a Figura 4-13).

Áreas desmatadas nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira / 1988 - 1993

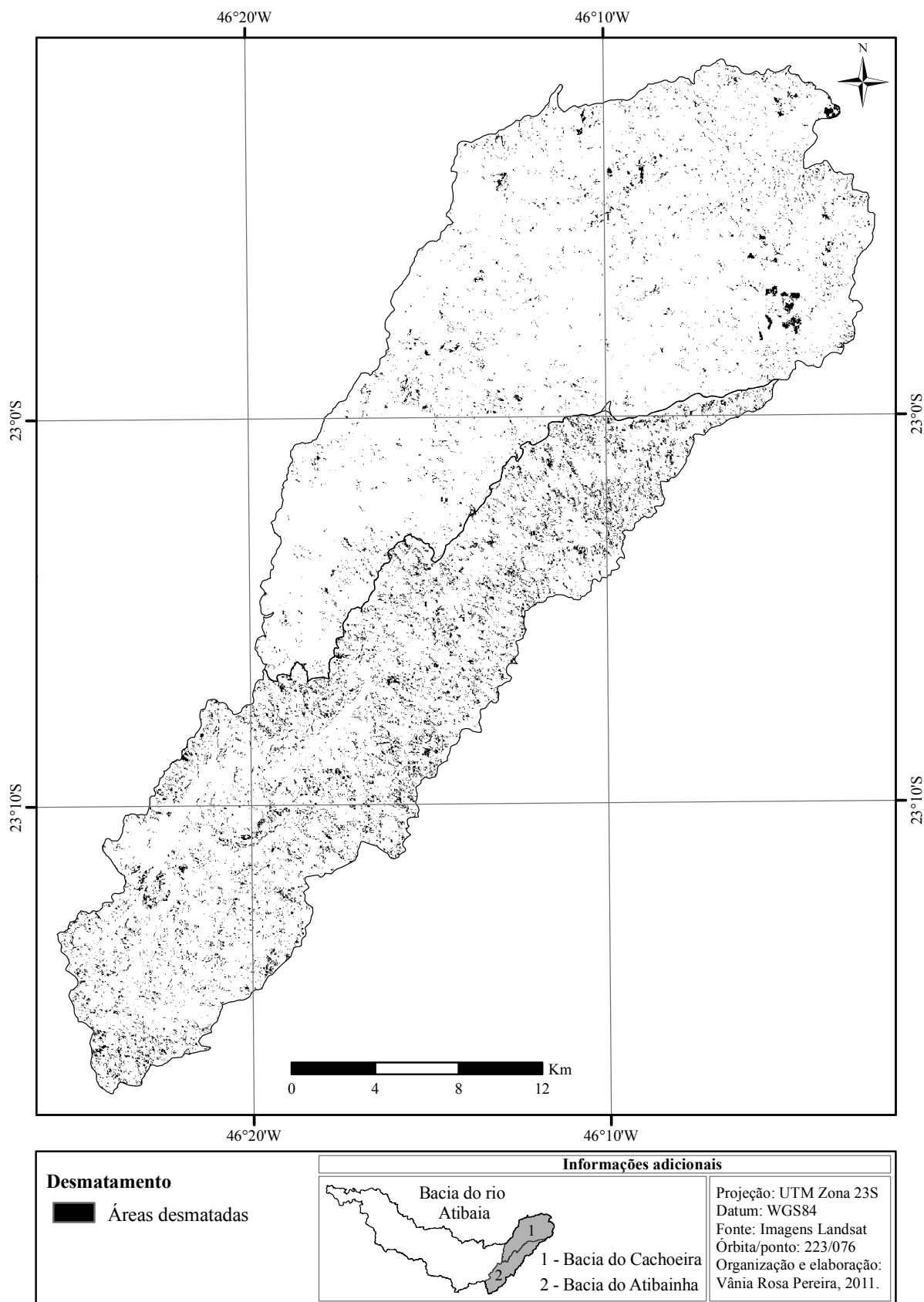


Figura 4-10: Áreas desmatadas entre os anos de 1988 a 1993.

Áreas desmatadas nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira / 1993 - 1996

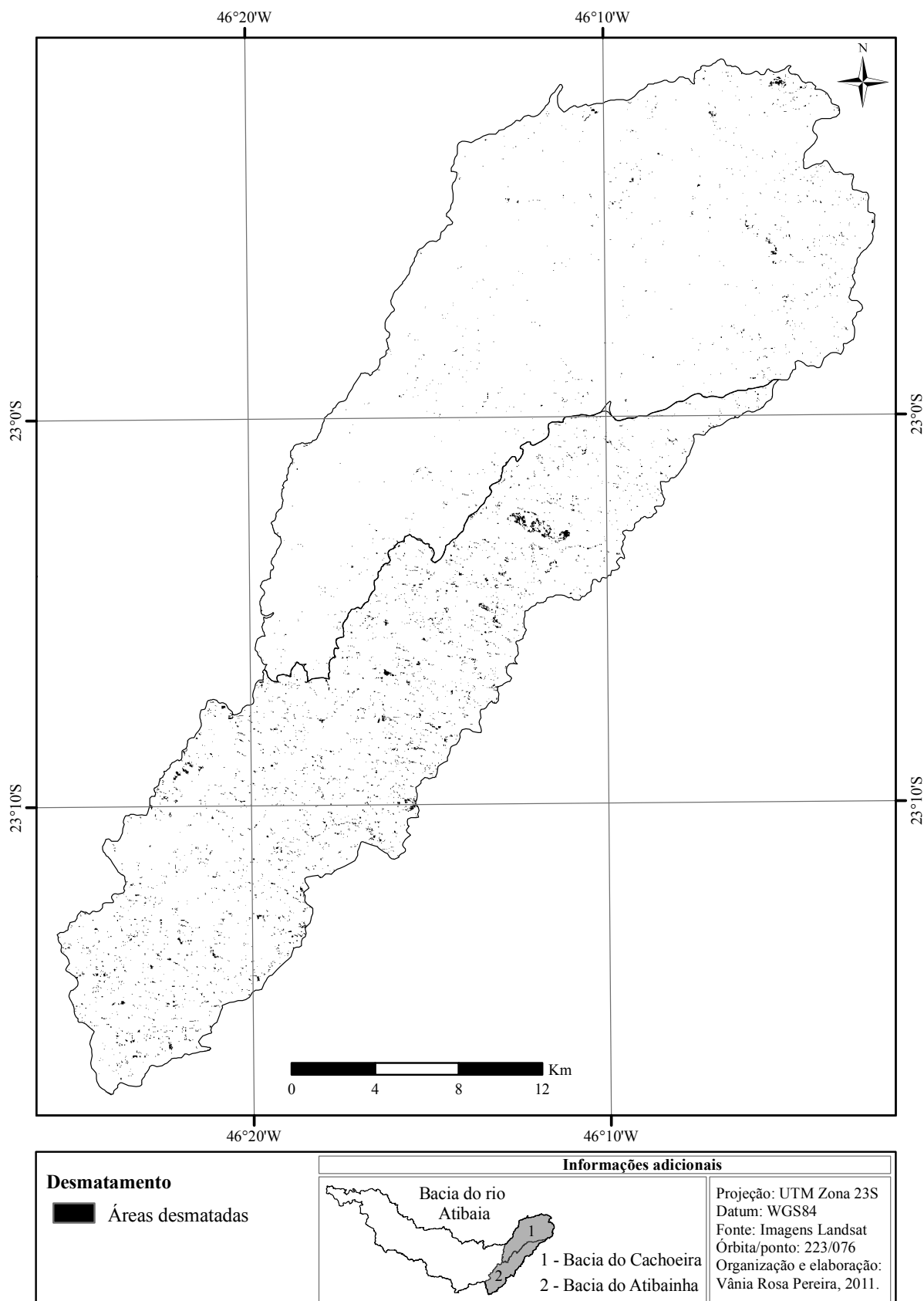


Figura 4-11: Áreas desmatadas entre os anos de 1993 a 1996.

Áreas desmatadas nas bacias do rio Atibainha e do Cachoeira / 1996 - 2001

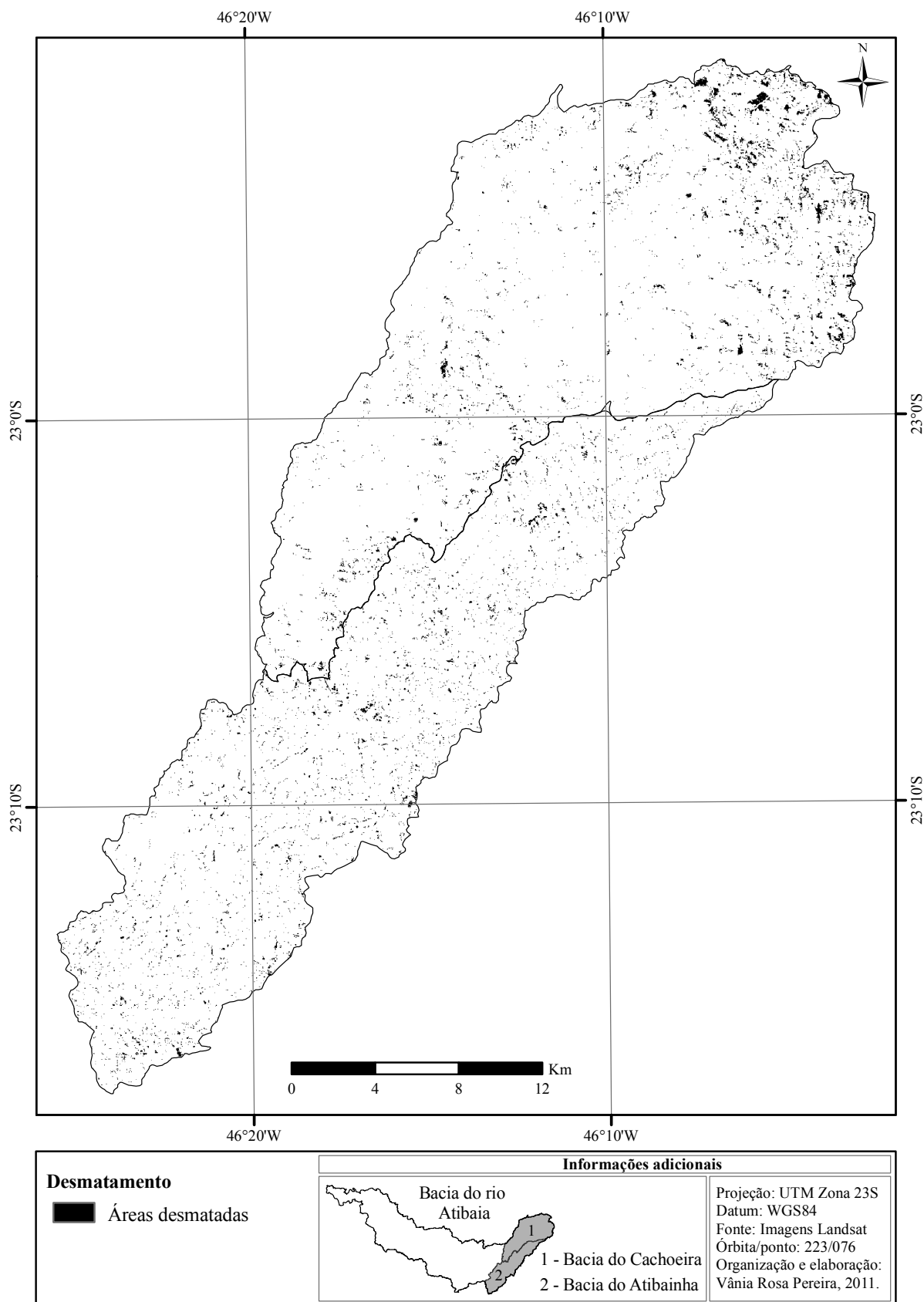


Figura 4-12: Áreas desmatadas entre os anos de 1996 a 2001.

Desmatamento

■ Áreas desmatadas

Informações adicionais

Bacia do rio Atibaia

1 - Bacia do Cachoeira
2 - Bacia do Atibainha

Projeção: UTM Zona 23S
Datum: WGS84
Fonte: Imagens Landsat
Órbita/ponto: 223/076
Organização e elaboração: Vânia Rosa Pereira, 2011.

67

Na bacia do Atibainha os desmatamentos ocorreram em diferentes pontos, não apresentando um padrão específico de retirada de mata (Figura 4-10 à Figura 4-13). Nota-se que, entre 1988 e 1993, o desmatamento obteve um padrão bem distribuído ao longo de toda a bacia. Já entre 1993 e 1996, o desmatamento apresentou um padrão diferenciado, concentrando-se na porção mais a montante, próxima à rede de estradas, e abrangendo áreas inteiras de bacias de primeira ordem. Nos demais intervalos, os desmatamentos também se apresentaram de forma bem distribuída ao longo da bacia.

Assim, em relação às mudanças ocorridas no uso das terras, durante o período analisado, a bacia do rio Atibainha apresentou taxas de desmatamentos de 46% das áreas de mata e de incremento de silvicultura, ou seja, de conversão de mata nativa em silvicultura.

Na bacia do Cachoeira os desmatamentos ocorreram de forma concentrada nas porções a montante, em áreas próximas aos maiores fragmentos de mata nativa (Figura 4-10 à Figura 4-13).

Assim, em relação às mudanças no uso das terras, no período analisado, a bacia do rio Cachoeira teve 40% das áreas de mata retiradas e incremento de silvicultura, ou seja, conversão de mata para silvicultura.

Comparando o uso das terras nas bacias do Atibainha e Cachoeira, ao longo dos anos, nota-se que a bacia do Atibainha possui maior porcentagem de mata nativa, 33% em 1988 e 17% em 2008, do que a bacia do Cachoeira, com 20% em 1988 e 12% em 2008.

No entanto, o desmatamento na bacia do Atibainha foi de 48 km², ou seja, foi superior ao da bacia do Cachoeira, com 31 km². O aumento de silvicultura foi maior na bacia do Atibainha, com acréscimo de 53 km², enquanto na bacia do Cachoeira apresentou 44 km². Observando a evolução de uso das terras nas áreas com tendência de acumulação de água, observamos que o desmatamento, em ambas as bacias estudadas, também ocorreram nessas áreas. A Tabela 6 e a Tabela 7 demonstram a distribuição do uso das terras nas áreas com tendência de acumulação de água no intervalo de anos analisados.

Tabela 6: Uso das terras em quilômetros quadrados e em porcentagem na bacia do Atibainha nas AVA.

USO TERRAS	ANOS									
	1988		1993		1996		2001		2008	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Estradas/Cidade	12	9	12	9	12	9	12	9	12	9
Pastagem	47	35	40	29	39	28	43	32	43	32
Reservatório	20	15	20	15	20	15	20	15	20	15
Mata nativa	29	21	21	15	18	13	15	11	15	11
Silvicultura	28	20	43	32	48	35	46	34	46	33
Total	137	100	137	100	137	100	137	100	137	100

Tabela 7: Uso das terras em quilômetros quadrados e em porcentagem na bacia do Cachoeira nas AVA.

USO TERRAS	ANOS									
	1988		1993		1996		2001		2008	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Estradas/Cidade	10	6	10	6	10	6	10	6	10	6
Pastagem	97	59	90	55	94	58	80	49	87	53
Reservatório	8	5	8	5	8	5	8	5	8	5
Mata nativa	24	15	21	13	21	13	22	14	18	11
Silvicultura	24	15	34	21	30	18	43	26	41	25
Total	163	100	163	100	163	100	163	100	163	100

Tanto a bacia do Atibainha quanto a bacia do Cachoeira apresentam desmatamento e crescimento das áreas de silvicultura nas AVA. Na bacia do Atibainha, 14 km² de mata nativa desapareceram, enquanto na do Cachoeira, desapareceram 6 km².

As áreas de silvicultura aumentaram em 18 km² na do Atibainha e 17 km² na do Cachoeira. As áreas de pastagem decresceram em ambas as bacias.

Na bacia do Atibainha, nas AVA, a pastagem era uso predominante em 1988 e, a partir de 1993, começou a decrescer. Em 2008, a silvicultura passou a ser o uso predominante nas terras da bacia do Atibainha.

Já nas AVA da bacia do Cachoeira, a pastagem vinha sendo o uso predominante desde 1988, no entanto, as áreas de eucalipto aumentaram de 15% para 25%.

O gráfico da Figura 4-14 mostra os resultados da evolução de uso das terras de outra perspectiva.

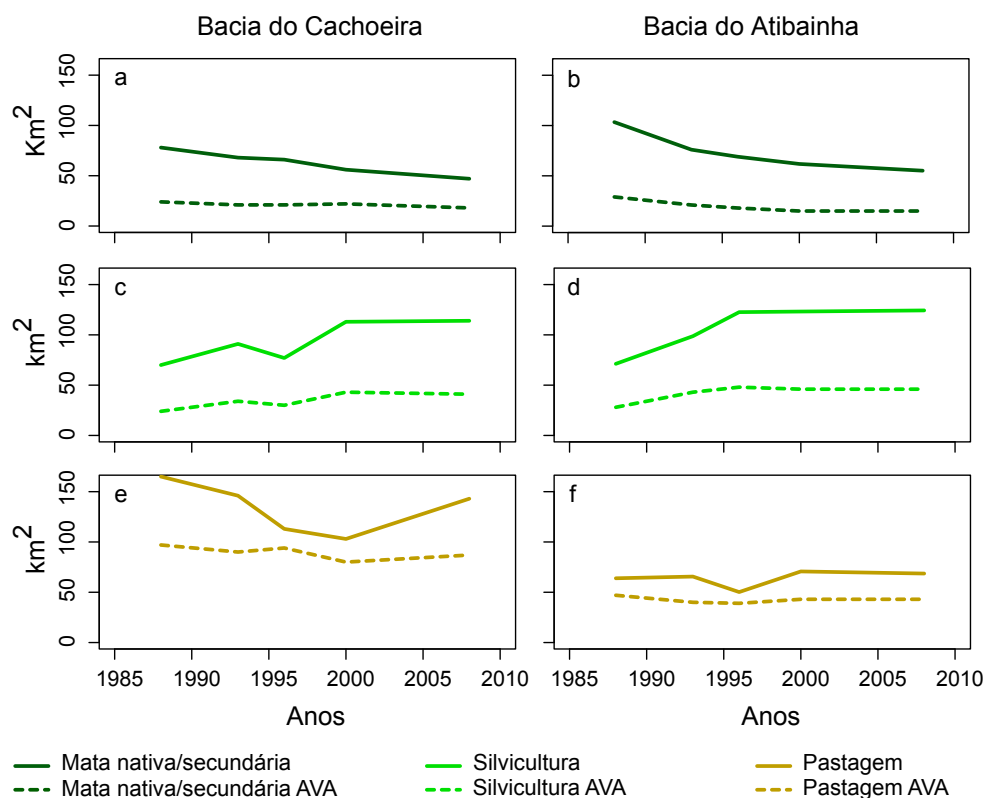


Figura 4-14: Gráficos da evolução de uso das terras nas bacias do Atibainha e Cachoeira e nas AVA de cada bacia.

A Figura 4-14 demonstra que as AVA são predominantemente constituídas de pastagem e silvicultura. No entanto, percebe-se que, em geral, essas áreas foram minimamente modificadas ao longo do intervalo estudado. Resumindo, entre os anos de 1988 e 2005, em média, houve uma conversão de mata para silvicultura em 15% da área total das bacias; tais mudanças ocorreram massivamente nas áreas mais altas, fora das AVA.

4.3.1.6 Caracterização dos procedimentos agrícolas

Em relação ao questionário sócio ambiental, na bacia do Atibainha, sete pessoas responderam e, na bacia do Cachoeira, 13, gerando um total de 20 respostas para a área de estudos. Além dos 20 questionários respondidos por proprietários, mais dois foram aplicados aos engenheiros agrônomos responsáveis pela Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) da Secretaria da Agricultura e Abastecimento dos municípios de Joanópolis e Piracaia. No total, foram 22 questionários.

Os resultados dos questionários para as bacias do Atibainha e do Cachoeira indicam que as atividades predominantes são a silvicultura e a pastagem para a criação extensiva de bovinos. O tamanho predominante das propriedades está abaixo de 50 hectares: 70% dos entrevistados possuem entre 15 e 30 hectares.

As entrevistas demonstraram que a silvicultura tem como finalidade os produtos de lenha e carvão vegetal, predominando a espécie de eucalipto “vermelho” (*Eucalyptus urophylla*), sendo que a lenha é a principal finalidade das plantações (para 80% dos entrevistados que plantam eucalipto). No entanto, existe uma propriedade (720 hectares) na bacia do Atibainha que, em parceria com o grupo Votorantim Celulose e Papel, planta eucalipto para a produção de celulose.

Na área de estudo, 90 % dos entrevistados que praticam silvicultura para a produção de lenha revelaram que o ciclo de corte das árvores é de 4 a 5 anos. Já no caso das florestas de eucalipto para produção de celulose, esse ciclo é de 7 anos. No entanto, segundo informações de técnicos da CATI de Piracaia, a atividade de silvicultura voltada para a produção de celulose não é significativa na região.

Constata-se que, no caso da produção de lenha, utiliza-se fogo para facilitar a retirada da madeira e eliminar os galhos mais finos. Nas entrevistas, 90% dos produtores negam a utilização do fogo; no entanto, segundo informações da CATI de Joanópolis e Piracaia e confirmações no campo, essa prática é recorrente na área de estudos.

Posteriormente ao fogo, em 100% das propriedades dos entrevistados, as árvores são cortadas com motosserras e o transporte da madeira, no caso de regiões com relevo de declive acentuado, é feito com animais (mulas e burros) até as estradas a que o caminhão consegue ter acesso. Esse resultado foi confirmado pelos técnicos da CATI da região.

Em relação aos insumos agrícolas utilizados na atividade de silvicultura, 100% dos produtores entrevistados utilizam herbicida 4/14/08 e formicidas no período de plantio e crescimento das árvores, procedimento também confirmado pelos técnicos da CATI.

Ainda em relação à silvicultura, não existe período específico para o corte das árvores na região. 100% dos entrevistados disseram que a época de corte está relacionada à necessidade econômica do produtor e à demanda dos consumidores (padarias e pizzarias

do município de São Paulo), a qual ocorre durante o ano todo, fato comprovado pela CATI de Joanópolis e Piracaia.

No entanto, nas plantações, a preferência de 100% dos produtores entrevistados é plantar no “período das águas”, ou seja, nos meses mais chuvosos, entre novembro e fevereiro, e 30% utilizam a aração com trator no preparo das terras.

Em relação à atividade de pastagens plantadas, segundo os resultados das entrevistas, o capim predominante na área de estudo é do tipo “Bracchiaria” (*Bracchiaria decumbens*). A finalidade da atividade é a criação de gado para leite (80%) e, em menor escala, para corte (20%).

A utilização de insumos agrícolas na atividade de pastagem é praticamente nula na área de estudo. Segundo a CATI, o manejo é realizado com roçada e fogo para limpar o pasto. No entanto, na área de estudo, os proprietários entrevistados estão abandonando a atividade de pastagem, queixando-se de que o preço do leite é muito baixo e que isto impede que eles continuem com tal atividade. As pastagens plantadas estão sendo substituídas por plantações de eucalipto, atividade que os proprietários consideram como mais lucrativa e de pouca manutenção.

Dos proprietários entrevistados, poucos realizam apenas uma atividade. Nas duas bacias estudadas, as atividades de pastagem associadas à silvicultura aparecem em 80% das propriedades, sendo que a tendência do agricultor é desenvolver mais a silvicultura, devido ao retorno financeiro. No campo, foram identificadas áreas ainda com capim *bracchiaria* e sulcos para plantar eucalipto.

Na área de estudo, são poucas as queixas em relação aos processos erosivos. No entanto, o engenheiro agrônomo responsável pela CATI de Joanópolis relatou a ocorrência de erosão do tipo laminar, de ravinas no caminho do gado e deslizamentos em épocas de chuva nos cortes de estrada em vertentes mais íngremes na bacia do Cachoeira.

Em relação à questão da existência de reservas de mata nativa, segundo a CATI de Joanópolis e Piracaia, as propriedades geralmente possuem áreas de reserva em pontos de declive acentuado, devido às dificuldades de acesso e, assim, mantêm as nascentes de água protegidas nessas áreas.

Foi diagnosticado em campo que as áreas de mata secundária fora de áreas de preservação, em estágio inicial de recuperação (capoeirão avançado), estão sendo convertidas para silvicultura.

4.3.1.7 Indicadores das condições de degradação dos solos

Ao todo foram coletadas 110 amostras de solo na bacia do Atibainha, em saídas de campo realizadas durante os meses de abril e maio de 2011 – final do período úmido.

Os resultados das análises de COT e MO estão expostos na Figura 4-15 (a) e Figura 4-15 (b), respectivamente.

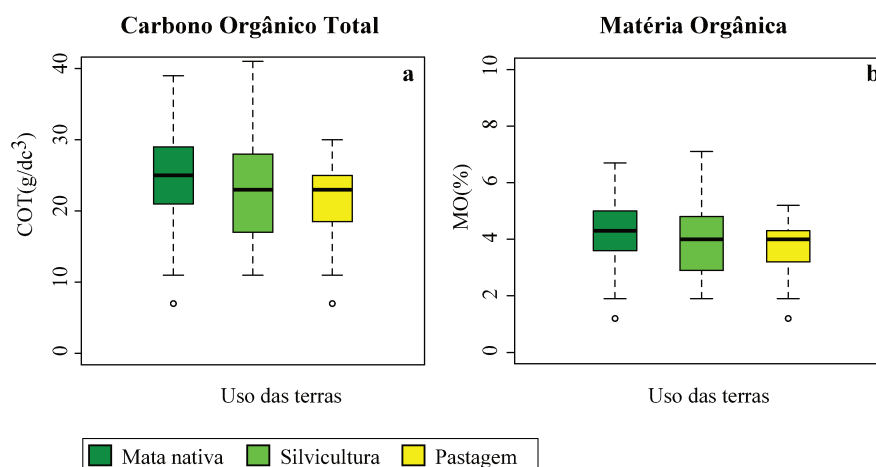


Figura 4-15: Boxplot com as leituras de COT (a) e MO (b).

Os gráficos da Figura 4-15 (a) e (b) demonstram que, na bacia do Atibainha, os valores de COT e MO tendem a ser maiores nas áreas de mata nativa e silvicultura e menores nas áreas com pastagem. A Figura 4-15 (a) e (b) demonstra que a silvicultura apresentou a maior variabilidade nos valores de COT.

Os resultados da Tabela 8 evidenciam que a silvicultura tem o maior coeficiente de variação (CV), 32%, enquanto a mata e a pastagem apresentam 28% e 22%, respectivamente.

Tabela 8: Estatística descritiva das amostras de COT e MO por uso das terras. *Valores com letras sobrescritas iguais não apresentam diferença de média significativa a 5% de confiabilidade, segundo teste-t de Welch.

	COT			MO		
	Mata	Silvicultura	Pastagem	Mata	Silvicultura	Pastagem
Mínimo	11	11	7	1.9	1.9	1.2
Máximo	39	41	30	6.7	7.1	5.2
CV	28%	32%	22%	28%	32%	22%
DP	7.1	7.5	4.8	1.2	1.3	0.8
*Média	^a 25.4	^{ab} 23.4	^b 21.5	^a 4.3	^{ab} 3.9	^b 3.7
Mediana	25.5	23	23	4.4	4	4
1º Qt	22.5	17	18.7	3.9	2.9	3.2
3º Qt	29.5	28	25	5	4.8	4.3

O CV da silvicultura pode estar relacionado aos diferentes estágios de desenvolvimento da plantação, ao número de rebrotas e ao manejo. A pastagem apresentou CV de 22%, o que comprova uma maior heterogeneidade desta cultura. O teste T indicou que existe diferença significativa apenas entre mata nativa e pastagem ($p_value < 0.05$) para os valores de COT e MO.

A variabilidade das concentrações nos valores de COT para silvicultura indica que as condições de manejo são diversas, detalhe importante que necessita de esclarecimentos futuros. Nas saídas de campo, foram observadas plantações de eucalipto com presença de serrapilheira e pequenos arbustos formando sub-bosques, conforme ilustra a Figura 4-16. A ausência de técnicas avançadas de manejo, neste caso, aparenta ser fator positivo no quesito infiltração de água da chuva nos solos.



Figura 4-16: Áreas de silvicultura amostradas na coleta de solos.

Os resultados dos teores de COT e MO revelaram que, em média, seguindo da cultura mais agressiva para a referencial, a ordem é pastagem, silvicultura e mata nativa. Assim, a pastagem, de acordo com os baixos índices de COT, revela ser uma cultura mais agressiva para as camadas superficiais dos solos da bacia do Atibainha do que a silvicultura.

Os resultados dos volumes de COT e MO diferenciados nas áreas dentro e fora das AVA estão expostos na Figura 4-17.

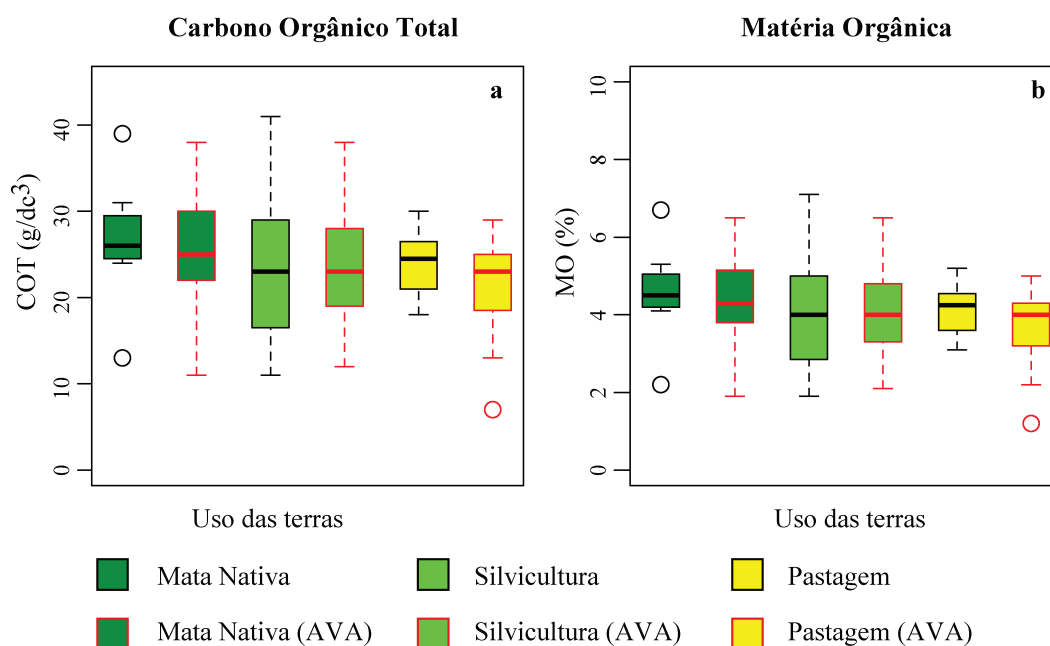


Figura 4-17: Boxplot com as leituras de COT (a) e MO (b). O uso das terras está diferenciado pela localização, sendo as áreas com contorno preto as a montante das AVA e com vermelho as dentro das AVA.

Os gráficos da Figura 4-17 (a) e (b) indicam que as coletas nas áreas de mata, silvicultura e pastagem fora das AVA apresentam valores superiores de COT e MO quando comparadas às das AVA. No entanto, a variabilidade nas AVA é maior.

Na relação de COT e MO como indicadores de degradação dos solos nas áreas dentro e fora das AVA, nota-se que a pastagem ainda apresenta os menores valores enquanto a mata nativa e a silvicultura se diferem de forma sutil.

A Tabela 9 apresenta o comportamento do COT nas áreas dentro e fora das AVA e indica que as únicas áreas nas quais as médias diferem de forma significativa são as AVA de mata nativa e pastagem. A MO apresentou o mesmo comportamento e foi omitida desta tabela. Maiores detalhes dos resultados do teste estatístico utilizado estão disponíveis no Apêndice 1.

Tabela 9: Estatística descritiva das amostras de COT por uso das terras nas áreas dentro (AVA) e fora das AVA (N_AVA). *Valores com letras sobrescritas iguais não apresentam diferença de média significativa a 5% de confiabilidade, segundo teste-t de Welch.

	COT					
	Mata		Silvicultura		Pastagem	
	AVA	N_AVA	AVA	N_AVA	AVA	N_AVA
Mínimo	11	13	12	11	7	18
Máximo	38	39	38	41	29	30
CV	26	29	29	34	22	16
DP	6	7	7	7	5	4
*Média	^a 25	^{ab} 26	^{ab} 24	^{ab} 22	^b 21	^{ab} 24
Mediana	25	26	23	23	23	24
1º Qt	22	24	19	16	18	21
3º Qt	30	29	28	29	25	26

4.4 Discussão

Os resultados indicaram que o uso das terras sofreu transformações entre 1988 a 2008. Houve uma conversão de mata para silvicultura em ambas as bacias e, em menor escala, de pastagem para silvicultura.

Comparando as taxas de desmatamento nas bacias do Atibainha e do Cachoeira com as de desmatamento na Amazônia brasileira, percebe-se que as bacias do Atibainha e do Cachoeira perderam porcentagens razoáveis de suas áreas de mata. Embora, em números, sejam apenas algumas dezenas de km², as perdas são consideráveis quando comparadas em porcentagem.

Fearnside (1993) encontrou taxas de desmatamento de 10% (426 000 km²), ou seja, 32 000 km²/ano na Amazônia, entre 1978 e 1991. Achard, Eva *et al.* (2002) encontraram taxas de 2,4% entre 1990 e 1997 na América Latina (25 000 km²/ano). Malhi, Roberts *et al.* (2008) identificaram que, entre 1988 e 2006, as taxas de desmatamento na Amazônia brasileira atingiram 18 100km²/ano.

Obviamente, existe um problema de escala, pois a área de mata das bacias do Atibainha e do Cachoeira é inferior à da floresta amazônica. Assim, apesar de as áreas de desmatamento na Amazônia serem extensas, acima de 10 000 km²/ano, uma comparação percentual de desmatamento entre tais bacias e a Amazônia mostra que, neste último caso, as taxas são menores. Enquanto as áreas das bacias referidas apresentam taxas elevadas (50% e 60%) as da Amazônia apresentam de 2 a 3%.

Dessa perspectiva, num primeiro momento, os dados brutos nas bacias estudadas dão fortes indícios de que o desmatamento poderia estar diretamente relacionado à diminuição nas vazões de entrada dos reservatórios, em razão do aumento no tempo de resposta das bacias. O aumento no tempo de resposta da bacia em um determinado evento de chuva pode causar perdas consecutivas das entradas de água em razão da diminuição das taxas de infiltração dos solos, conforme já verificado por Costa, Botta *et al.* (2003).

Considerações acerca das mudanças no processo de evapotranspiração não serão utilizadas neste capítulo. Já foi comprovado nos estudos de Bosch e Hewlett (1982) e, mais recentemente nos de Zhang, Dawes *et al.* (2001) e Costa, Botta *et al.* (2003), sendo objeto deste último a Amazônia brasileira, que, nestes processos, a redução é diretamente proporcional às áreas de floresta e que a produção de água em bacias hidrográficas aumenta em casos de desmatamento.

Assim, se considerarmos que a mata nativa está sendo substituída por silvicultura e que esta nova forma de cobertura possui índices de área foliar inferiores às áreas de mata, é provável que as taxas de evapotranspiração não tenham aumentado.

Os estudos de Bosch e Hewlett (1982) e, posteriormente, conforme revisão atualizada, os de Stednick (1996) demonstraram que, para que as vazões de determinada bacia hidrográfica sejam modificadas (a partir do 5º ano após a remoção da cobertura), é necessário que haja, em média, um mínimo de 15% da área da bacia de desmatamento.

Observou-se que, nas bacias estudadas neste trabalho, o desmatamento ocorreu de forma fragmentada espacial e temporalmente e que os possíveis efeitos da remoção das matas nas taxas de escoamento superficial e subsuperficial podem ter sido diluídos ao longo dos anos analisados. Assim, temos que 15% da área da bacia foi removida ao longo dos 20 anos analisados, no entanto, de forma paulatina, ou seja, em média, as bacias se modificaram menos de 1% ao ano.

As taxas de desmatamento indicaram suas máximas em 5.5 km²/ano na bacia do Atibainha, ou seja, ao ano, menos que 1.4% da área da bacia foi modificada.

Wilk, Andersson *et al.* (2001) não identificaram qualquer alteração nas vazões em área com redução de 80% para 17% nas áreas de mata nativa. Uma das possíveis explicações é a de que as mudanças de uso não foram uniformes e de que seus efeitos foram se diluindo ao longo dos anos, questão já levantada por Andreassian (2004).

Os resultados demonstraram também que a remoção das matas ocorreu nas porções a montante das AVA, em áreas nas quais, potencialmente, registram-se as maiores taxas de infiltração de água das chuvas. Assim, por mais que ocorram modificações na superfície, uma boa parte da chuva que cai infiltra, salvo nos eventos mais extremos, acima de 50 mm/dia, ou no final do período de cheia, quando os solos estão com altas taxas de umidade.

No entanto, na grande maioria dos estudos que verificaram alterações no balanço hídrico em razão da conversão de uso das terras, foram identificadas alterações consideráveis nas taxas de escoamento, especialmente no período de cheias.

Siriwardena, Finlayson *et al.* (2006) identificaram 40% de aumento nos totais de escoamento superficial após desmatamentos. No entanto, no caso, as novas formas de uso e ocupação das terras estariam associadas à agricultura irrigada, de forma que tal evento não pode ser diretamente comparado ao das bacias do Atibainha e do Cachoeira.

Como, em nosso caso, as bacias estudadas foram convertidas para silvicultura, é importante analisar os efeitos no balanço hídrico em áreas que foram convertidas para silvicultura. Lane, Best *et al.* (2005) investigaram efeitos da conversão de vegetação de baixo porte (agricultura e pastagem) para plantações de florestas (*Pinus*) e identificaram reduções nas vazões de estiagem em razão do aumento nas taxas de evapotranspiração. No entanto, ocorreu também redução ou ausência de efeitos na cheias, pois o reflorestamento apresenta melhores condições de cobertura quando comparado à agricultura e pastagem. No período de corte das árvores, os picos de cheia aumentam, mas são rapidamente reduzidos quando a vegetação passa a se recuperar.

Os resultados de Lane, Best *et al.* (2005) corroboram mais uma vez a teoria de que o desmatamento e/ou reflorestamento provoca o aumento das taxas de escoamento; no caso de análises regionais, tais efeitos ocorrem, mas são diluídos no tempo e no espaço.

Os resultados das análises de COT vão ao encontro das considerações apresentadas até aqui. Os resultados deste trabalho confirmam que as concentrações de COT nas áreas de silvicultura não diferem de forma significativa das áreas de mata secundária, enquanto a pastagem apresenta valores inferiores e significativos para COT.

As AVA apresentaram índices inferiores de COT quando comparados com os das áreas à sua montante. E, em todos os casos, a pastagem apresentou os menores índices de COT.

As concentrações de COT nas camadas superficiais dos solos indicam que a pastagem é o pior cenário para as condições iniciais de infiltração de água. O impacto da água das chuvas no solo ocorre de forma mais intensa na pastagem do que nos casos de mata e/ou silvicultura, causando perdas maiores de água via escoamento superficial.

Tkassahun, Engda *et al.* (2009) encontraram relação similar às deste trabalho para as concentrações de COT nas camadas iniciais do solo (10 a 15cm) na Etiópia. As concentrações nas pastagens diferenciavam-se de forma inferior e significativa em relação à área de vegetação nativa. Em ambas as áreas, a pastagem não recebe quantidades necessárias de insumos agrícolas e, assim, apresenta baixo potencial de forração.

Quanto à afirmação de que os valores de concentração de COT encontrados na silvicultura se aproximam e não são estatisticamente diferentes dos de mata nativa, Don, Schumacher *et al.* (2010), em estudo de revisão das entradas e saídas de COT nos solos, observaram que, em geral, as perdas de COT podem ser revertidas nos casos em que agricultura é convertida em reflorestamento em até 29%. A silvicultura não apresentou impacto negativo para as concentrações de COT quando comparada à pastagem. A conversão recente de mata para silvicultura indica que possivelmente existam resíduos de vegetação nos solos. Estes resíduos, associados à ausência de limpeza do terreno nas áreas de silvicultura, podem justificar as altas concentrações de carbono nas amostragens da bacia do Atibainha.

Shahriari, Khormali *et al.* (2011) já demonstraram que o manejo - adição de esterco e manutenção dos resíduos da cultura - pode influenciar de forma positiva nos estoques de COT.

Guo e Gifford (2002) avaliaram o comportamento do COT em áreas que passaram de floresta nativa para reflorestamento e diagnosticou perda de 10%, enquanto na conversão para agricultura a perda é de 42%.

Smith, Oliveira *et al.* (2002) notaram declínio de 13% nas concentrações de COT em área de conversão de Floresta Amazônica para *Pinus*. No entanto, os autores não encontraram diferença significativa entre a mata nativa e a de reflorestamento com *Pinus*; uma das hipóteses é de que a alta presença de argila nos solos da região interfira nas dinâmicas de

COT. Johnson e Curtis (2001) também verificaram que há pouca ou nenhuma interferência nas condições de COT na conversão de mata nativa para reflorestamento.

É importante salientar que também foram encontrados valores baixos de COT na silvicultura e que o coeficiente de variação foi o maior em relação às outras formas de uso e ocupação das terras ($CV = 32\%$). Esta variação nas concentrações de COT pode ser justificada pelos diferentes estágios das plantações e das rebrotas, além da heterogeneidade da granulometria, umidade e relação areia-argila das amostras de solo. Lima, Silva *et al.* (2008) identificaram uma forte correlação entre a presença de argila e teores de COT nos solos, em uma área que passou de pastagem degradada para plantação de eucalipto. Gama-Rodrigues, Barros, *et al.* (2005) também diagnosticaram que a presença de argila influencia no COT e que, de forma indireta, tal fato está relacionado à maior umidade nos solos.

Tais resultados elucidam a necessidade de estudos futuros na bacia do Atibainha para compreender por que a dinâmica dos teores de COT nas AVA é menor, já que estas são mais úmidas do que as demais da bacia.

Mesmo que os resultados não tenham demonstrado indícios de que a conversão de uso está relacionada às mudanças nas vazões, deve-se ter cautela em relação às atividades de reflorestamento, pois o desmatamento já demonstrou atingir um equilíbrio mais rapidamente que as atividades de reflorestamento com espécies exóticas (Brown, Podger *et al.*, 2007).

A implementação das espécies exóticas, como é o caso do eucalipto nas áreas que anteriormente compunham a Mata Atlântica, pode ter futuro incerto na ciclagem de nutrientes dos solos.

4.5 Considerações Finais

O objetivo deste capítulo foi analisar como o histórico de uso das terras poderia explicar, de forma direta ou indireta, as modificações no balanço hídrico das bacias de estudos, especialmente a diminuição das vazões de entrada dos reservatórios das bacias estudadas durante a estiagem.

Tendo em vista as questões apresentadas no início deste capítulo - “o que mudou”, “por que mudou”, “quanto mudou”, “onde mudou” e “mudou significativamente” - as análises realizadas até aqui permitem as seguintes considerações.

As bacias do Atibainha e do Cachoeira, até o momento em que foram estudadas, passaram por uma conversão de uso das terras diluída ao longo dos anos, sendo que grande parte desta conversão foi de mata para silvicultura e, em menor proporção, de pastagem para silvicultura.

No campo, foi verificado que os locais de mata convertidos para silvicultura são, em grande parte, mata secundária em estágio inicial de recuperação, fora das áreas de preservação. Os maiores fragmentos florestais de mata nativa ainda estão bem preservados.

Os questionários demonstraram que as mudanças ocorreram em função das oportunidades econômicas existentes na região. A silvicultura, até o momento em que este estudo foi realizado, é uma atividade de baixo risco e investimento e vem atendendo à demanda crescente de lenha e carvão promovida pelo aumento do número de pizzarias e padarias da RMSP. Os agricultores, na tentativa de otimizar o espaço para as plantações de eucalipto, removem aquilo que consideram mato sujo e que não são consideradas áreas de preservação permanente.

A conversão de mata secundária em estágio inicial de regeneração para silvicultura ocorreu em menos de 15 % das áreas de ambas as bacias e de forma fragmentada ao longo dos anos observados. Segundo autores citados neste trabalho, este montante de conversão de uso das terras em relação à área total das bacias geralmente não é suficiente para causar alterações perceptíveis no balanço hídrico, especialmente nas vazões.

As transformações de uso das terras encontradas ocorreram fora das AVA, ou seja, as mudanças atingiram massivamente as áreas onde, potencialmente, ocorre maior probabilidade de infiltração de água das chuvas nas bacias.

As condições de manejo da silvicultura são similares, mas, como as propriedades são pequenas, as plantações têm idades e rebrotas diferenciadas, conforme a dinâmica de cada proprietário, compondo um mosaico bastante heterogêneo na paisagem das bacias. Os cortes das toras não são feitos em data definida e são determinados pela demanda, de maneira que seu efeito nas taxas de escoamento superficial e subsuperficial é diluído.

Quando comparadas às áreas de pastagem, as áreas de silvicultura apresentaram média maior nas concentrações de COT e, quando comparadas às de mata nativa/secundária, não apresentaram diferença significativa. Uma das explicações poderia ser a falta de

manejo intensivo nas plantações de eucalipto, o que, embora não intensifique a produtividade, propicia melhores condições de cobertura dos solos.

5 Explorando os dados hidrológicos: chuva e vazão

5.1 Introdução

Neste capítulo, a intenção é analisar o comportamento das entradas e saídas de água, chuva e vazão, nas bacias em questão durante o mesmo intervalo de tempo em que foram verificadas as mudanças de uso das terras.

Uma das metodologias para verificar as consequências das mudanças no uso das terras nos componentes do ciclo hidrológico de determinada bacia hidrográfica é analisar estatisticamente as séries históricas dos dados hidrológicos da bacia e de seu entorno. Caso algum componente desse ciclo esteja sofrendo alterações, os dados de chuva e vazão, apesar de não apontarem as causas, podem ser utilizados como indicadores dessas alterações.

Costa, Botta *et al.*(2003) identificaram aumento de 24% na vazão anual do rio Tocantins num período de 50 anos após uma conversão de áreas de cerrado para pastagem e agricultura mecanizada. No entanto, não verificaram alterações significativas nos totais de chuvas, nem na dinâmica das vazões de estiagem. Os autores concluíram que a redução das taxas de evapotranspiração foram as principais causas do aumento das vazões e que as taxas de infiltração, embora também tenham sofrido diminuição, não foram suficientes para explicá-lo.

Déry (2005) verificou, ao longo de 36 anos, uma diminuição de 10% nos totais anuais de vazão no norte do Canadá e, segundo o autor, essa mudança ocorreu na mesma magnitude dos totais de chuva. O autor identificou evidências estatísticas de que tais mudanças nos padrões de chuva estão relacionadas aos fenômenos de Oscilações no Ártico, do El Niño e da oscilação Decenal do Pacífico.

Collischonn, Tucci *et al.* (2001) identificaram que os acréscimos nos dados de vazão no rio Paraguai deveram-se, principalmente, às mudanças nos padrões de chuva. Os autores evidenciam que, nos últimos 40/50 anos, embora tenha havido conversão de uso das terras de floresta para agricultura em tais bacias, os totais anuais de chuva ultrapassaram a média.

Em suma, é interessante destacar que, em grande parte dos estudos que identificaram diferentes razões para as alterações nas vazões, a tendência foi isolar os fatores de chuva e vazão.

Por isso, neste capítulo, o objetivo é detectar se houve alguma alteração no comportamento de chuva e vazão ao longo dos anos estudados e, caso exista tal mudança, identificar sua magnitude e verificar a influência da chuva sobre a vazão. Dessa maneira, é possível investigar se as causas das alterações nas vazões foram as mudanças no uso das terras ou as oscilações climáticas.

5.2 Materiais e métodos

5.2.1 Materiais

- Série histórica diária de chuva e vazão dos postos de monitoramento localizados na entrada dos reservatórios de Atibainha e Cachoeira disponibilizados pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo).
- Série histórica diária de chuvas disponível no site da ANA (Agência Nacional de Água) e SIGRH (Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do estado de São Paulo) num raio de 100 km de distância da área central das bacias em estudos.

5.2.2 Métodos

A metodologia para avaliar as tendências nas séries históricas de chuva e vazão está subdividida em cinco partes.

5.2.2.1 Tendências dos totais das séries históricas de chuva, vazão e evapotranspiração

Para verificar a significância estatística das tendências dos totais das séries históricas de chuva e vazão - da entrada dos reservatórios - nos recortes anual (ano hidrológico – outubro/setembro) e sazonal (verão/inverno – úmido/seco), foram aplicados os testes de Mann Kendall, conforme sugerido por Helsel and Hirsch (2002).

Também foram calculadas as tendências para os totais de evapotranspiração anual pelo método de subtrair os totais anuais de chuva dos de vazão.

Na tentativa de compreender o período de resiliência entre a cheia e a estiagem, verificou-se quais foram as tendências dos totais em 3 intervalos distintos. O ano de 2003 foi considerado um marco, já que se diagnosticou uma diminuição das vazões de entrada nos reservatórios neste período. Assim, foram definidos os seguintes intervalos de análise: (i) 1984 a 2000, (ii) 1984 a 2003 e (iii) 1984 a 2007 (Figura 5-1).

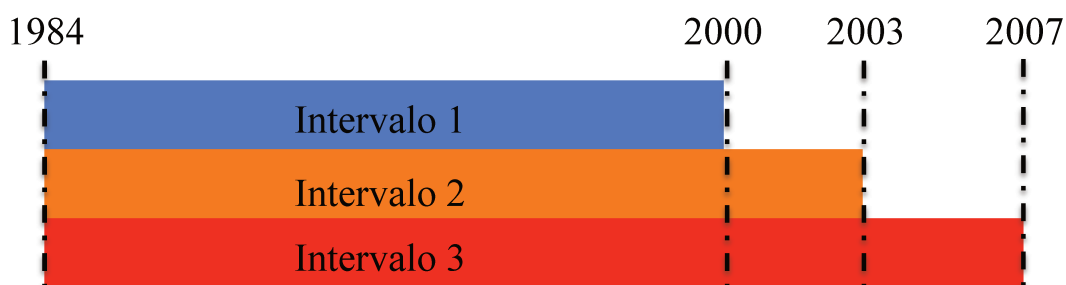


Figura 5-1: Intervalos selecionados para analisar as tendências dos totais anuais e sazonais dos dados de chuva e vazão das bacias do Atibainha e Cachoeira.

5.2.2.2 Tendências no regime de vazões mínimas

Uma das formas de verificar as relações entre uso das terras e impactos nos recursos hídricos é analisar a evolução temporal do regime de vazão em períodos de cheia e de estiagem. No entanto, considerando que a variabilidade espacial das chuvas torna difícil a identificação de possíveis efeitos no aumento do escoamento superficial, o período de estiagem, em alguns casos, pode apresentar resultados mais significativos do que os períodos de cheia.

Para representar a variação temporal no regime de vazões mínimas, primeiramente foi aplicada a média móvel de sete dias para filtrar os possíveis erros de leitura.

As vazões mínimas foram consideradas nos intervalos de 30, 45, 60 e 75 dias de estiagem para cada ano hidrológico. Para verificar a tendência quanto aos resultados, foram utilizados testes da estatística não paramétrica de Mann Kendall e Pettit, conforme os trabalhos de Back (2001) e Mortatti, Bortoletto Júnior *et al.* (2004).

5.2.2.3 Tendências na recessão do fluxo de base

O fluviograma favorece a análise preliminar da dinâmica hidrológica da bacia hidrográfica, a identificação dos períodos de cheia e estiagem e a comparação entre as estações do ano.

A análise do fluviograma no período de transição das estações de cheia para o início da estiagem torna possível a identificação do fim do escoamento superficial e da predominância do subterrâneo (seca).

O fluviograma atinge o seu pico máximo após um período de chuva e, a seguir, apresenta uma recessão, mostrando que, após um evento de chuva, os valores de vazão decaem. Ou seja, indica que, após um evento de chuva, ocorre o término do escoamento superficial e o início do escoamento subterrâneo.

O escoamento superficial corresponde ao tempo de resposta do solo ao evento de chuva em função de suas características, da vegetação, do relevo, etc. e seu fim coincide com o início do escoamento subterrâneo. Denominado de recessão do fluxo de base ou vazão subterrânea, esse escoamento demanda um tempo maior, sendo influenciado pela infiltração na camada superior do solo, por sua percolação e conseqüentemente pelo aumento do nível do aquífero.

A recessão do fluxo de base é representada pela curva do fluviograma, a qual expressa a relação entre o tempo e o fluxo de base. Sua aplicação é útil na previsão das vazões em períodos de estiagem, seja para determinar o aumento/diminuição do escoamento subterrâneo em razão dos processos de infiltração seja para determinar a recarga das águas superficiais (Wittenberg, 1994).

No caso, a recessão do fluxo de base foi calculada para cada ano hidrológico, conforme Equação 3, cuja constante pode ser representada pela inclinação da reta do ajuste linear do gráfico durante o período de recessão:

Equação 3

$$(Q = Q_0 \exp(-t/\alpha))$$

Sendo:

Q_0 = fluxo durante o período analisado ou no tempo 0, Q = fluxo após t unidades de tempo depois, α = constante e t = tempo.

5.2.2.4 Probabilidade de distribuição de chuva- análise de frequência para as chuvas máximas

Para avaliar as possíveis mudanças na intensidade dos eventos de chuva nas bacias e verificar se os eventos extremos se tornaram mais recorrentes nos últimos anos, utilizou-se o método de probabilidade de chuvas máximas.

A intensidade de um evento de chuva é determinante no tempo de concentração das bacias hidrográficas. Chuvas intensas, acima de 80 mm/dia, costumam causar estragos consideráveis nos processos erosivos, tendo como consequência deslizamentos de encostas e desabamentos.

Assim, foram selecionadas as estações de chuva que, de acordo com os polígonos de Thiessen, melhor representam a chuva nas bacias hidrográficas. As fontes de dados foram SABESP e SIGRG. Tendo em vista a ausência de dados consistentes de algumas estações após o ano de 2000, todos os postos, mesmo tendo intervalos mais longos, foram analisados até este ano.

A distribuição contínua de probabilidade para a análise de frequência hidrológica foi a log-normal. A análise de frequência hidrológica em cada ano foi baseada nos valores máximos de precipitação diária, bem como na mediana e no desvio padrão desses valores no intervalo considerado. Os detalhes das equações utilizadas nessa análise de frequência podem ser encontrados em Brutsaert (2009). A análise de frequência foi calculada em quatro intervalos de tempo distintos: (i) 1985 a 1988, (ii) 1989 a 1992, (iii) 1993 a 1996 e (iiii) 1997 a 2000.

5.2.2.5 Tendências no comportamento das chuvas na escala regional

Em uma perspectiva de análise regional, para verificar se os padrões das estações de chuva ocorridas no interior das bacias estavam de acordo com os das estações do entorno, o primeiro critério de seleção foi considerar todas as estações que tivessem dados disponíveis para o intervalo estudado num raio de até 100 km de distância da área central das bacias de estudos. O segundo critério foi selecionar apenas as estações com 90% ou mais de dados disponíveis, considerando-se o intervalo de interesse. Este critério teve como objetivo eliminar as estações com muitas falhas, evitando, assim, possíveis erros no preenchimento das séries.

Após a seleção acima, os postos que apresentavam falhas foram corrigidos. O procedimento para corrigir as falhas foi utilizar as estações que apresentavam maior correlação ($R^2 > 0.65$) e substituir tais falhas por valores estimados com regressão linear simples.

Para identificar o padrão regional no regime de chuva durante os intervalos propostos, foram consideradas três análises de tendência para cada estação de chuva nos recortes anual (ano hidrológico) e sazonal: precipitação total (T), número de dias de chuva (NDC) e probabilidade de dias de chuva serem seguidos de dia de chuva (CC). Neste trabalho, foram considerados dias de chuva os que apresentaram valores acima de 5mm ($>5\text{mm}$).

Para verificar a magnitude das tendências, foram utilizados os valores de tau (-1 a 1) do teste estatístico de Mann-Kendall. Posteriormente, tais valores foram classificados como:

- (i) $\tau < |0.35|$ (p-value $\sim < 0.05$) tendência significativa;
- (ii) $|0.2| < \tau < |0.35|$ (p-value $\sim 0.06 - 0.1$) tendência significativa fraca;
- (iii) $\tau < |0.2|$ (p-value $\sim > 0.1$) tendência nula/ não significativa.

5.3 Resultados

5.3.1 Tendências dos totais das séries históricas de chuva, vazão e evapotranspiração

A Figura 5-2 mostra os dados brutos diários de chuva e vazão das bacias Cachoeira e Atibainha.

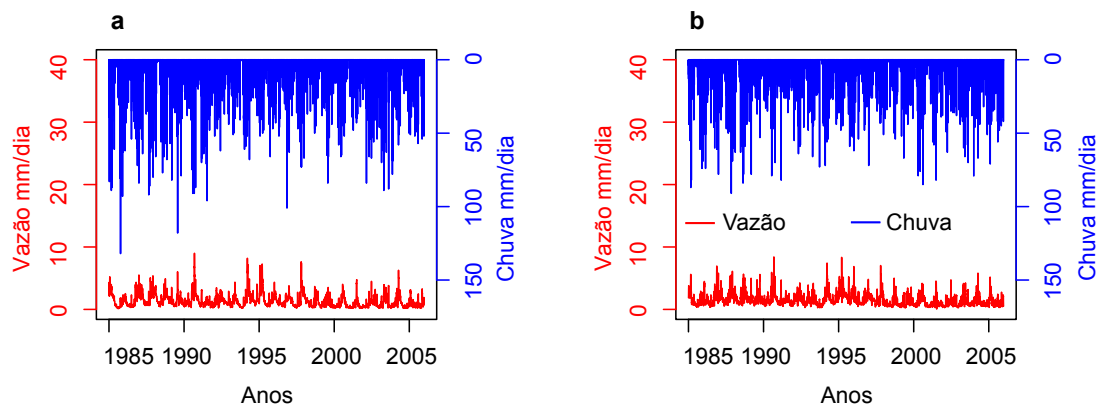


Figura 5-2: Dados brutos de chuva (azul) e vazão (vermelho) na bacia do Cachoeira (a) e na do Atibainha (b) em mm/dia. Fonte: SABESP.

A Figura 5-3 mostra os resultados obtidos com base no teste de Mann-Kendall, os quais caracterizam as tendências nos três intervalos e recortes definidos: anual, inverno e verão. Os valores da magnitude das tendências de cada série – tau (-1 a 1) - foram plotados no eixo y enquanto os intervalos considerados foram plotados no eixo x.

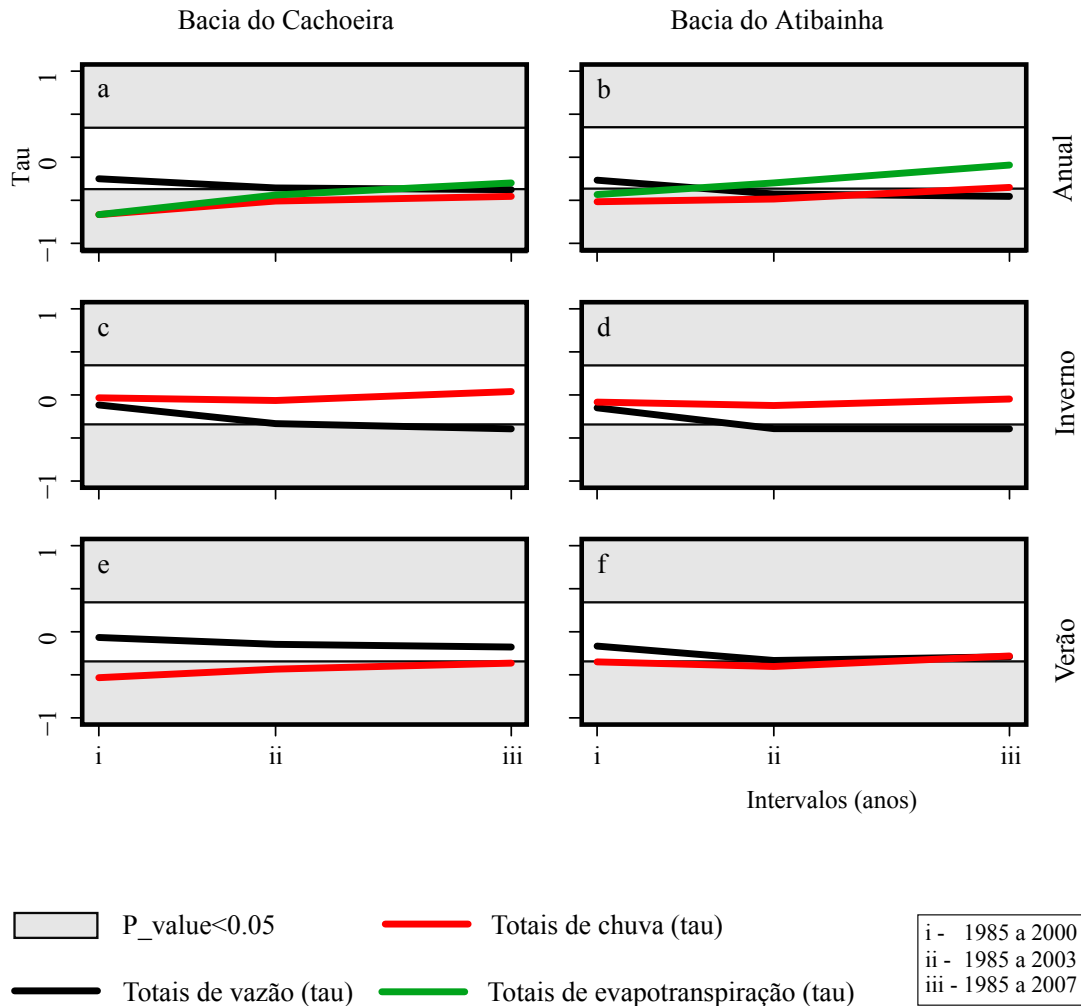


Figura 5-3: Tendências nos totais de chuva, vazão e evapotranspiração. A magnitude das tendências está representada pelos valores de tau (-1 a 1). Os intervalos considerados são (i) 1985 a 2000; (ii) 1985 a 2003; (iii) 1985 a 2007.

Na Figura 5-3, os itens a e b, traço vermelho, indicam que, em ambas as bacias, a precipitação anual tende a decrescer de forma significativa em todos os intervalos considerados. No entanto, os totais de vazão (itens a e b, traço preto), no recorte anual, embora a tendência seja decrescente, não são significativos para os intervalos de ii e iii. O

comportamento de chuva e o da vazão no recorte anual indicam que o sistema de recarga demora, pelo menos, quatro anos para responder às oscilações nos totais de precipitação.

Referentes ao comportamento da evapotranspiração anual, os itens a e b, traço verde, dessa mesma figura indicam que a evapotranspiração está fortemente relacionada aos totais de chuva, não se revelando tendência negativa antes do período em que as vazões de entrada nos reservatórios começaram a diminuir. Isto revela que não houve aumento nas taxas de evapotranspiração anual ao longo do intervalo estudado.

Durante o inverno (Figura 5-3 - itens c e d – traço preto), isto é, na estiagem, as vazões apresentam decréscimos significativos nos intervalos ii e iii, indicando coerência com as tendências dos dados de chuva no recorte anual.

No entanto, durante o verão, período úmido, quando se espera a recarga do lençol freático após o final do período úmido, as chuvas apresentaram decréscimos significativos no intervalo i (Figura 5-3, e e f – traço vermelho). Já nos períodos ii e iii, esta tendência fica mais suave na bacia do Atibainha e, na bacia do Cachoeira, os decréscimos são significativos nos três intervalos.

As vazões no verão não apresentaram decréscimos significativos (Figura 5-3, itens e e f – traço preto), especialmente na bacia do Cachoeira.

Os resultados indicaram que as vazões na estiagem são basicamente alimentadas pelo fluxo de base, sendo assim, diretamente relacionadas com as tendências negativas das chuvas no período de recarga (verão).

Embora os totais de vazão no verão também apresentem decréscimos, a tendência não é significativa. Possivelmente isso se deva às chuvas intensas que costumam ocorrer durante esta época do ano.

5.3.2 Tendências no regime de vazões mínimas

Os resultados das vazões mínimas para os períodos de estiagem de 30, 45, 60 e 75 dias na bacia do rio Atibainha estão apresentados na Figura 5-4.

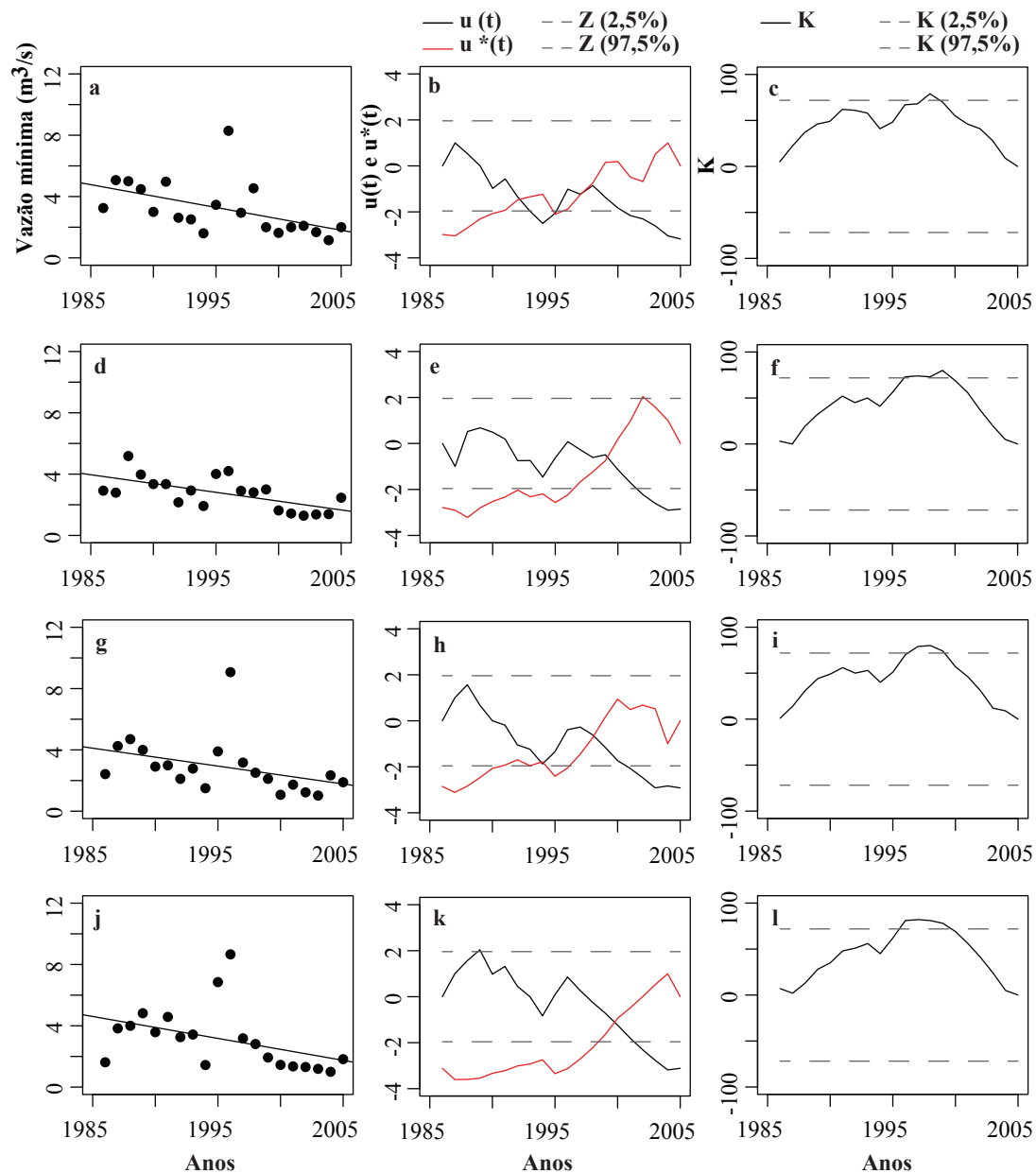


Figura 5-4: Regressão linear da série de vazões mínimas e teste de Mann-Kendall e Pettit em 30 (a,b,c), 45 (d, e, f), 60 (g, h, i) e 75 (j, k, l) na bacia do rio **Atibainha**.

A regressão linear das vazões em 30 dias de estiagem na bacia do rio Atibainha indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 61% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000, no qual ocorre uma queda brusca nas vazões mínimas. No gráfico da estatística de Mann Kendall para as

vazões de 30 dias, observa-se que a tendência de decréscimo das vazões em 30 dias não é significativa devido aos múltiplos cruzamentos de $u(t)$ e $u^*(t)$. No entanto, embora a estatística de Mann Kendall não indique tendência significativa de queda para as vazões de 30 dias, a estatística de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1998.

A regressão linear das vazões em 45 dias de estiagem na bacia do rio Atibainha indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 56% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 45 dias de estiagem é significativa a partir do ano de 2001, como pode ser verificado no gráfico, no cruzamento de $u(t)$ e $u^*(t)$ dentro do intervalo de confiança. O teste de Pettit confirma a tendência de decréscimo, quando o k cruza o limite de confiança, indicando que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1998.

A regressão linear das vazões em 60 dias de estiagem na bacia do rio Atibainha indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 55% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 60 dias de estiagem não é significativa devido aos múltiplos cruzamentos de $u(t)$ e $u^*(t)$. No entanto, o teste de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1996.

A regressão linear das vazões em 75 dias de estiagem na bacia do rio Atibainha indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 60% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 75 dias de estiagem é significativa a partir do ano de 2001. O teste de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1996.

Os resultados das vazões mínimas para os períodos de estiagem de 30, 45, 60 e 75 dias na bacia do rio Cachoeira estão apresentados na Figura 5-5.

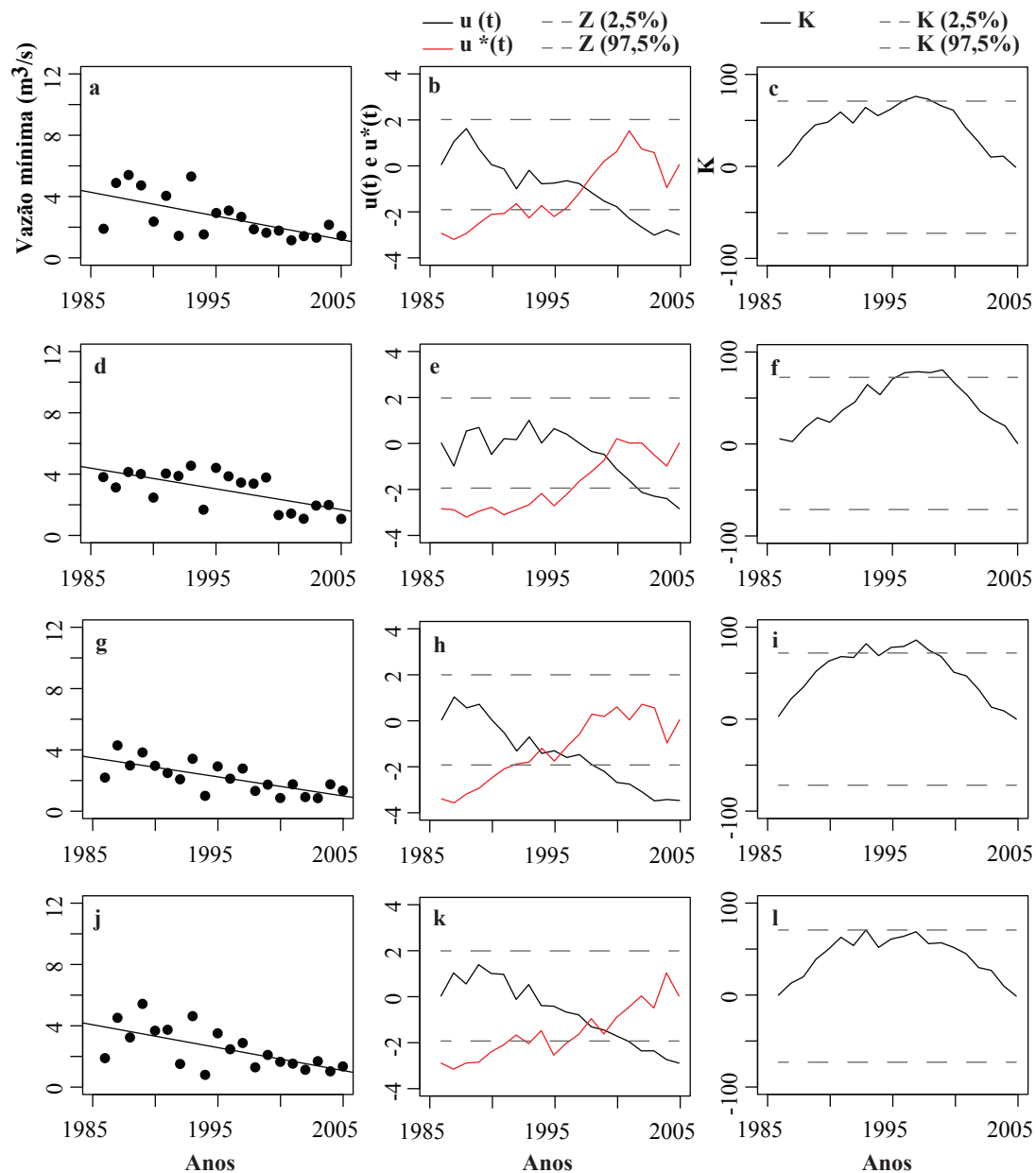


Figura 5-5: Regressão linear da série de vazões mínimas e teste de Mann Kendall e Pettit em 30 (a, b, c), 45 (d, e, f), 60 (g, h, i) e 75 dias (j, k, l) na bacia do rio **Cachoeira**.

A regressão linear das vazões em 30 dias de estiagem na bacia do rio Cachoeira indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 71% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000, no qual ocorre uma queda brusca nas vazões mínimas. Analisando o gráfico da estatística de Mann Kendall

para as vazões de 30 dias, observa-se que a tendência de decréscimo das vazões em 30 dias é significativa a partir do ano de 1997, devido aos cruzamentos de $u(t)$ e $u^*(t)$ dentro do intervalo de confiança. A estatística de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1998.

A regressão linear das vazões em 45 dias de estiagem na bacia do rio Cachoeira indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 61% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 45 dias de estiagem é significativa a partir do ano de 1999, como pode ser verificado no gráfico, no cruzamento de $u(t)$ e $u^*(t)$ dentro do intervalo de confiança. O teste de Pettit confirma a tendência de decréscimo, quando o k cruza o limite de confiança, indicando que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1997.

A regressão linear das vazões em 60 dias de estiagem na bacia do rio Cachoeira indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 67% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 60 dias de estiagem não é significativa devido aos múltiplos cruzamentos de $u(t)$ e $u^*(t)$. No entanto, o teste de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1996.

A regressão linear das vazões em 75 dias de estiagem na bacia do rio Cachoeira indica que está havendo uma tendência de decréscimo de 74% e que os menores valores registrados se iniciam a partir do ano hidrológico de 1999/2000. A tendência de decréscimo nos dados de vazão em 75 dias de estiagem não é significativa. O teste de Pettit indica que existe um ponto de mudança nos valores a partir de 1999.

5.3.3 Tendências na recessão do fluxo de base

Em relação às constantes de recessão de fluxo de base, as bacias do Atibainha e Cachoeira também apresentaram tendência de decréscimos, no entanto, não significativa ($p_value > 0.1$), conforme ilustrado na Figura 5-6.

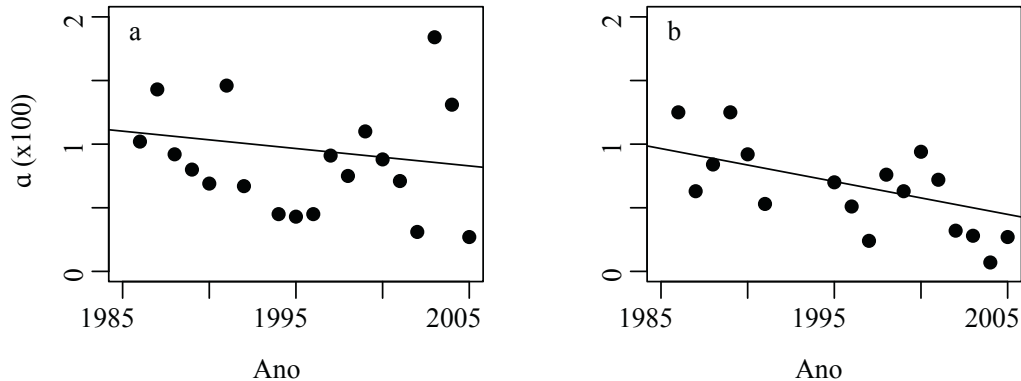


Figura 5-6: Gráficos demonstrativos do comportamento das constantes de recessão de fluxo de base (a) ao longo dos anos para a bacia do Cachoeira (a) e Atibainha (b). As equações representam a regressão linear que define as retas (em preto).

A tendência de decréscimo nos valores de a é mais acentuada na bacia do Atibainha do que na do Cachoeira. No entanto, os valores oscilam ao longo dos anos e não apresentam um padrão para ser interpretado.

5.3.4 Probabilidade de distribuição de chuva: análise de frequência para as chuvas máximas

A localização dos postos de chuva selecionados com base nos polígonos de *thiessen* para a análise de frequência está exposta na Figura 5-7. Três deles encontram-se na área das bacias e um localiza-se fora dela.

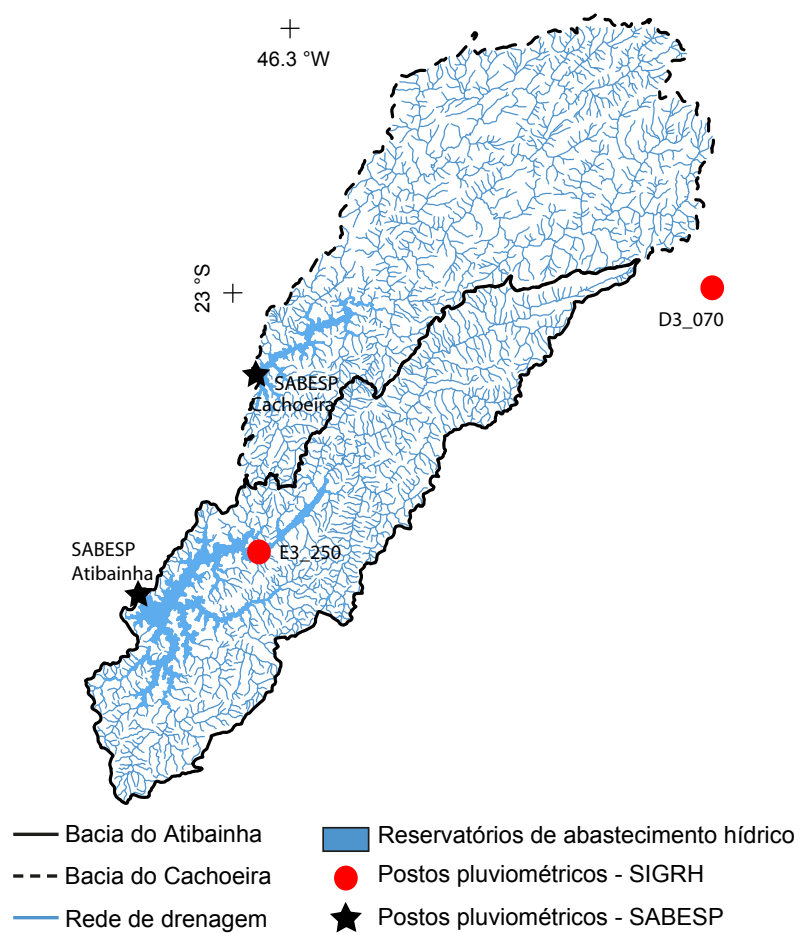


Figura 5-7: Localização dos postos pluviométricos utilizados na análise de frequência das precipitações máximas.

Os resultados da análise de frequências estão expostos na Figura 5-8 e indicam que os eventos máximos de chuva diária foram menores em todas as estações analisadas após 1992. Os valores das máximas de chuva, para todos os períodos de retorno entre 1985 a 1993 foram superiores aos de 1993 a 2000.

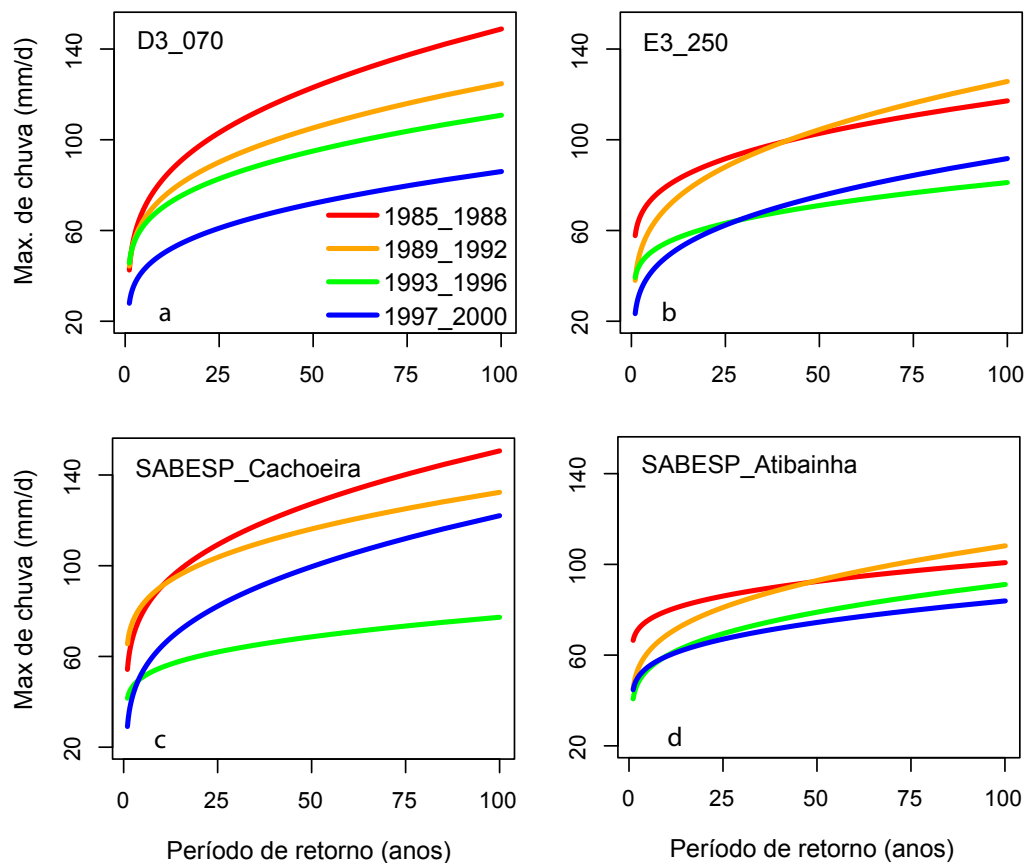


Figura 5-8: Análise de frequência das máximas de chuva nos quatro intervalos analisados para os postos pluviométricos selecionados.

5.3.5 Tendências no comportamento das chuvas na escala regional

O resultado das tendências de comportamento das chuvas quanto aos totais (T), número de dias de chuva (NDC) e probabilidade de dias de chuva serem seguidos de dias de chuva (CC) nos recortes sazonal e anual para os postos pluviométricos num raio de distância de 100 km da área central das bacias está exposto na Figura 5-9. Os detalhes da localização dos postos utilizados se encontra disponível no Apêndice 4.

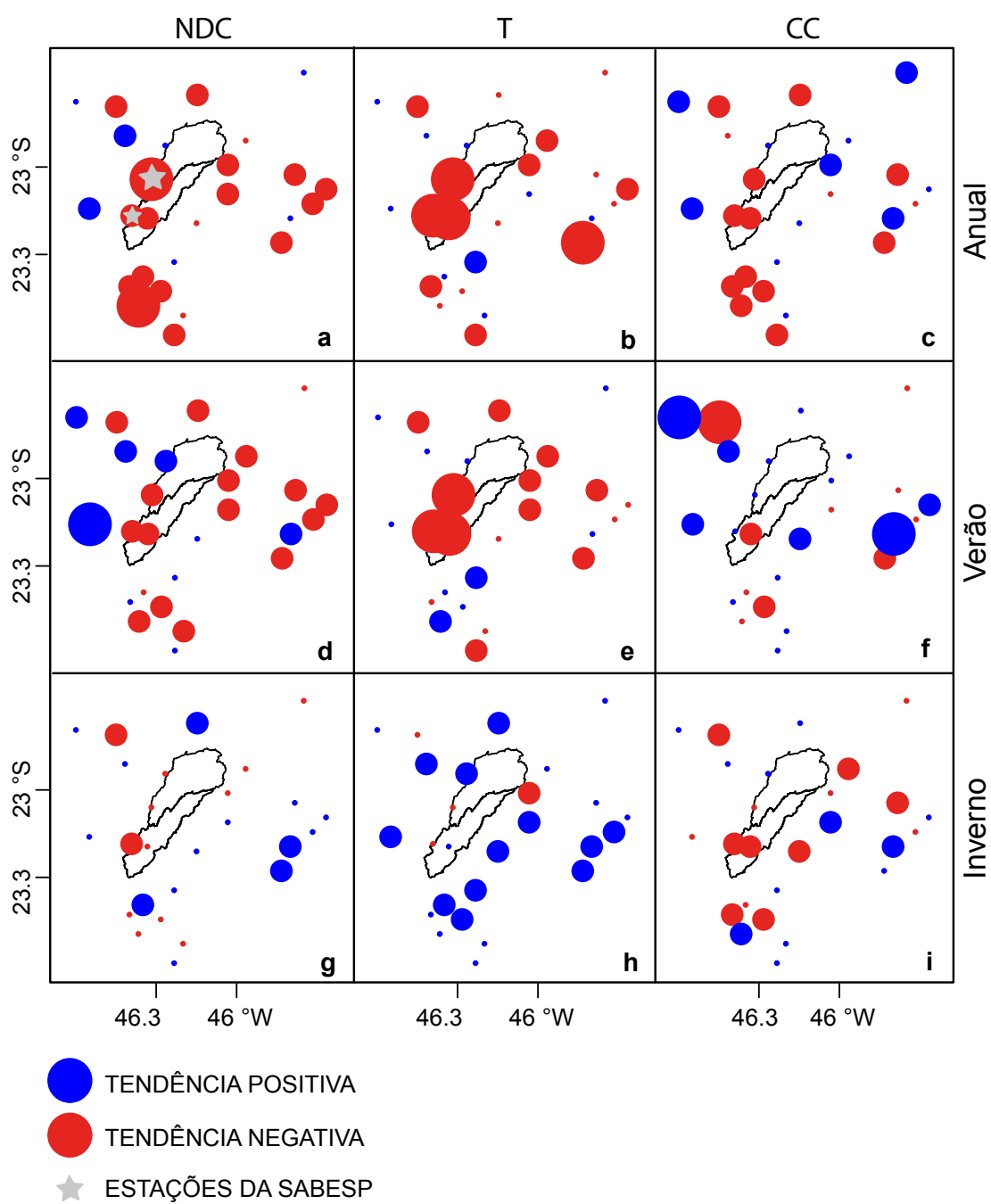


Figura 5-9: Tendências no comportamento das chuvas no recorte anual, verão e inverno para número de dias de chuva >5mm –NDC- (a,d,g), para total de chuva – T – (b,e,h) e para probabilidade de dia de chuva ser seguido de dia de chuva -CC- (c, f, i). A cor azul representa as tendências positivas enquanto a vermelha representa as negativas. O tamanho do círculo representa a intensidade da tendência (valores de tau), com o menor

representando tendência nula; o médio representa tendência fraca ($p_value \sim > 0.05$) e o maior representa tendência significativa – forte ($p_value \sim < 0.05$). As estações utilizadas nesta análise são as do SIGRH, exceto as marcadas com o símbolo de estrela, que representam as estações da SABESP.

As tendências nas análises de precipitações anuais (Figura 5-9 - **a**, **b** e **c**) são coerentes com as encontradas na análise local das bacias: as precipitações totais anuais (T), de forma geral, estão decrescendo da mesma forma que o número de dias de chuva (NDC). Ainda na análise anual, nota-se que os dias de chuva estão mais espaçados, isto é, na maioria das estações a tendência é negativa, embora não significativa.

Durante o verão (Figura 5-9 - **d**, **e** e **f**), é notável a tendência negativa nos totais de chuva (T) assim como nos dias de chuva (NDC). Em relação à concentração dos eventos de chuva (CC), os resultados não demonstraram mudanças significativas.

No inverno (Figura 5-9 **g**, **h**, e **i**), embora as tendências sejam fracas, há uma tendência positiva nos totais de chuva para quase todas as estações pluviométricas analisadas.

5.4 Discussão

Os resultados indicaram que, em relação aos totais, a chuva nas bacias tende a decrescer, principalmente durante o período de recarga, ou seja, no verão. As vazões iniciam os decréscimos nos totais anuais, cheia e estiagem, aproximadamente quatro anos após as mudanças nas chuvas. As mudanças nas vazões ocorreram tanto no período de cheia quanto na estiagem, ou seja, no inverno e no verão. A evapotranspiração não apresentou mudança significativa e está relacionada ao comportamento das chuvas.

Na análise das vazões mínimas, observa-se que as vazões decresceram de forma significativa após os anos de 1999/2000, no entanto, o fluxo de base não apresentou padrão definido.

A análise da probabilidade de chuvas máximas revelou que, durante o intervalo analisado, os postos de chuva dentro e fora das bacias, não apresentaram aumento significativo de eventos extremos, isto é, chuvas maiores que 80mm/dia.

As análises regionais do regime de chuvas indicaram que o comportamento encontrado nas chuvas dentro das bacias é similar ao dos postos no seu entorno.

Os resultados não revelaram mudanças significativas nos padrões de chuva, tais como número de dias de chuva e probabilidade de dia de chuva ser seguido de dia de chuva. Ou

seja, os resultados indicaram que os eventos também não se tornaram mais concentrados durante o intervalo analisado.

Assim, os resultados indicaram que as chuvas diminuíram e que as vazões, na cheia e na estiagem, também acompanharam estas tendências.

Considerando que nas bacias estudadas houve diminuição nos totais de chuva e vazão nas cheias, as mudanças encontradas na estiagem não demonstraram sinais de que foram causadas por aumentos significativos no escoamento superficial.

Se a cobertura vegetal tivesse modificado a dinâmica do escoamento superficial de forma a alterar as condições de infiltração, impossibilitando que grande parte da água das chuvas infiltrasse nas camadas mais profundas dos solos, as vazões no período de chuvas apresentariam um aumento significativo, mas esse fato não ocorreu.

Num processo de desmatamento, espera-se que, com a redução do índice de área foliar, haja uma diminuição das perdas por evapotranspiração, aumentando a quantidade de água disponível nos solos. Como as vazões da cheia não aumentaram, podemos considerar que as mudanças ocorridas nas bacias não causaram modificações significativas na evapotranspiração.

A maior disponibilidade de água nos solos também pode intensificar as perdas por escoamento superficial, uma vez que diminui a capacidade de infiltração. Este processo pode, ao longo dos anos, diminuir a quantidade de água que infiltra e que abastece o lençol freático, causando reduções das vazões na estiagem.

Como a mudança de uso ocorreu de forma fragmentada e em áreas que, potencialmente, possuem maior capacidade de infiltração – fora das AVA - ao que tudo indica, as vazões apresentaram queda significativa na estiagem devido à redução nos totais de chuva dos anos anteriores.

De acordo com a literatura consultada, é consenso que todo processo de mudança de uso desencadeia alguma alteração nos componentes do ciclo hidrológico (Bosch e Hewlett, 1982; Andreassian, 2004; Bruijnzeel, 2004; Brown, Zhang *et al.*, 2005), seja no momento em que a mudança ocorreu seja anos mais tarde. As alterações estão sempre relacionadas às mudanças nas condições de infiltração durante o período de chuvas, e de evapotranspiração.

No entanto, muitas vezes, as alterações atingem um ponto de equilíbrio e acabam se ajustando e mantendo similaridade com a dinâmica pré-mudança, principalmente no processo final de recargas de água nas camadas mais profundas do solo, responsável pela manutenção das vazões na estiagem.

Nesta linha de raciocínio, estão excluídas as áreas urbanas, que, em razão da impermeabilização dos solos, possuem hidrologia diferenciada, causando, muitas vezes, diminuição da recarga dos lençóis freáticos.

Existem casos em que as mudanças nas vazões dos rios em bacias acima de centenas de km² ocorrem em função das alterações climáticas, sendo o uso das terras fator secundário. Tais alterações climáticas não necessariamente estão relacionadas às condições locais.

Este assunto é alvo de preocupação por parte dos cientistas, especialmente no caso da Amazônia. Muito se discute sobre as consequências da remoção da floresta tropical no clima regional. Na transição das florestas tropicais para pastagem há uma redução das perdas por evapotranspiração.

A diminuição do índice de área foliar, da rugosidade da vegetação, do sistema radicular e o aumento do albedo na superfície na transição de floresta para pasto repercutem nas perdas por evapotranspiração. A redução da evapotranspiração ocorre por perda da umidade do ar e da radiação direta sobre a superfície, diminuindo a reciclagem de água, causando, assim, diminuição das quantidades de chuva (Coe, Costa *et al.*, 2009).

No entanto, esta relação direta entre remoção de floresta e diminuição de chuva é complexa, pois existem outros fatores, além da vegetação, que interferem na dinâmica atmosférica, tais como as oscilações nas temperaturas da superfície do oceano atlântico e pacífico (El niño/La niña, entre outros).

Déry e Wood (2005) identificaram uma diminuição significativa de 10% na vazão anual dos rios que deságuam nos oceanos Ártico e Atlântico Norte no período entre 1964 e 2003. Os autores observaram evidências estatísticas de que tais reduções na vazão estão associadas à diminuição das chuvas que, por sua vez, foram causadas pelas oscilações vinculadas ao El Niño e ao Ártico.

No Brasil, Liebmann e Marengo (2002), na bacia do Prata, e Marengo (2004), na Amazônia, identificaram aumento na precipitação após 1970, período que foi seguido de

intensa modificação de uso das terras. Novamente, tais incrementos na precipitação foram associados às anomalias da temperatura na superfície do mar e não somente às mudanças de uso das terras/desmatamentos.

Mais recentemente, Marengo, Tomasella *et al.* (2011) encontraram evidências de que as fortes enchentes que ocorreram na bacia amazônica no ano de 2009 estão relacionadas às mudanças na dinâmica das chuvas. Em tais estudos, autores afirmam que as chuvas se iniciaram antes da estação úmida e se prolongaram por todo o período de chuvas. A ocorrência das chuvas abundantes foi relacionada às oscilações na temperatura do Atlântico Sul, a qual, coincidentemente, naquele período, apresentou-se mais quente do que o usual.

Collischonn, Tucci, *et al.* (2001) também identificaram mudanças nos padrões de chuva na bacia do rio Paraguay. Embora tenham ocorrido alterações no uso das terras nessa bacia nos últimos 50 anos, as vazões dos rios coincidiram com as oscilações no regime de chuvas ocorridas após 1970. As bacias dos rios Amazonas e do Prata apresentaram mudanças nos padrões de chuvas: em todas elas ocorreu um aumento na quantidade de chuvas, e, conseqüentemente, na de suas vazões.

É importante destacar que a cobertura vegetal interfere nas dinâmicas hidrológicas e atmosféricas, mas, em razão da complexidade do sistema atmosférico global, é difícil isolar os principais agentes de causa e efeito nas escalas locais e regionais.

Nas bacias do Atibainha e Cachoeira, na porção oriental da serra da Mantiqueira, ocorreu o contrário das bacias do rio Amazonas e do Prata.

As chuvas diminuíram em quantidade e intensidade, causando redução das vazões na estiagem. Não se pretende neste trabalho investigar as razões pelas quais as chuvas diminuíram, mas é evidente que os decréscimos nas vazões estão relacionados a esse processo de mudança nas chuvas durante o intervalo estudado.

É possível considerar que, após as atividades de remoção de floresta - Mata Atlântica em estágio inicial de recuperação- ocorreriam reduções na rugosidade, sistema radicular e índice de área foliar (IAF) e aumento de albedo em superfície. Assim, tais modificações na superfície poderiam ser a causa da diminuição das chuvas nas bacias.

No entanto, parece improvável que, nas condições encontradas nas bacias do Atibainha e Cachoeira, tal fenômeno tenha ocorrido, pois:

- A conversão de uso das terras não ocorreu de forma intensa; ao contrário, foi diluída ao longo dos anos analisados.
- Grande parte da vegetação removida para o fomento da silvicultura era secundária, em estágio inicial de regeneração.
- A silvicultura, quando comparada à vegetação removida nestas condições, não apresenta diferenças significativas nas perdas por evapotranspiração.
- O IAF e a rugosidade do terreno não foram vastamente alteradas, especialmente porque a silvicultura tem uma dinâmica particular. A heterogeneidade da paisagem, com pequenas propriedades divididas entre pastagem e silvicultura, resulta em pequenas áreas de corte ao longo dos anos.

É improvável que as mudanças das chuvas ocorridas nas bacias do Atibainha e Cachoeira estejam relacionadas às alterações de uso das terras identificadas nos últimos 20 anos. A quantidade de conversão de uso das terras observada não foi suficiente para gerar uma alteração tão direta. O fato de o fenômeno da redução das chuvas não ter ocorrido isoladamente nas bacias é mais um indício de que uma dinâmica atmosférica de ordem regional ou global pode ter interferido no regime de chuvas e, conseqüentemente, nas vazões da estiagem.

5.5 Considerações Finais

O objetivo deste capítulo foi explorar o comportamento das entradas e saídas de água nas bacias - chuva e vazão - durante o intervalo de tempo em que foi verificado conversão de uso das terras.

Os resultados permitiram as seguintes considerações:

As vazões apresentaram decréscimos tanto na cheia quanto na estiagem: as chuvas também se reduziram, principalmente nas cheias, período de recarga.

A dinâmica das chuvas, durante o intervalo analisado, não sofreu modificações significativas; nem houve mudanças na intensidade dos eventos extremos nem evidências de que os dias de chuva se tornaram mais concentrados.

O decréscimo das chuvas foi similar tanto nas estações verificadas no interior das bacias quanto nas ocorridas em seu entorno, levando a crer que as mudanças de uso das terras

ocorridas nas bacias não estão diretamente relacionadas às alterações nas dinâmicas atmosféricas.

As mudanças de uso das terras não ocorreram de forma intensa, as vazões apresentaram tendências significativas de redução na cheia e na estiagem e as chuvas também apresentaram mudanças compatíveis nas estações dentro e fora das bacias.

Assim, os resultados encontrados até aqui indicam que, no intervalo analisado, as mudanças de uso das terras ocorridas nas bacias não foram as principais responsáveis pelas reduções das vazões na estiagem.

O regime de chuvas parece ser o principal fator contribuinte para as condições de geração de vazão. A redução no regime de chuvas provavelmente esteja relacionada às oscilações climáticas.

6 Aplicação de modelagem hidrológica nas bacias do Atibainha e Cachoeira com o Win *HSPF*

6.1 Introdução

O conceito de modelagem hidrológica consolidou-se a partir de 1950, quando os problemas relacionados à qualidade e quantidade de água em centros urbanos se tornaram gritantes. Diante da necessidade de um instrumento para detectar e quantificar os impactos e efeitos das mudanças ocorridas na paisagem, surgiu, entre outros modelos, uma ferramenta que aplicava o conceito de modelagem hidrológica contínua denominada *SWM (Stanford Watershed Model)*, a qual tinha sido desenvolvida por pesquisadores da *Stanford University*, nos Estados Unidos da América.

Paralelamente aos novos desafios relacionados ao desenvolvimento econômico, industrial e urbano, ocorreu um esforço da comunidade científica para desenvolver modelos matemáticos de simulação da produção de água assim como das cargas de poluição e seus respectivos impactos na qualidade das águas, com a finalidade de encontrar alternativas e novas medidas de controle.

Na década de 1970, os criadores do *SWM* refinaram tal modelo e criaram o *HSP (Hydrocomp Simulation Program)*, com capacidade para simular balanço hídrico e cargas difusas e de qualidade da água em bacias hidrográficas. Nesse contexto, o modelo *HSPF (Hydrological Simulation Program Fortran)* foi desenvolvido pela agência Hydrocomp (Bicknell, Imhoff *et al.*, 2001; Donigian, 2002).

Desde seu lançamento, o *HSPF* passou por contínuas melhorias até que, em 1998, foi integrado ao *BASINS (Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources)*, ambiente desenvolvido pela EPA (*US Environmental Protection Agency*) capaz de integrar ferramentas e modelos para gerenciamento de bacias hidrográficas. Surgiu assim o *WinHSPF*, versão do modelo *HSPF*, própria para rodar em plataforma *Windows* via ambiente *BASINS*.

A finalidade do *HSPF* é representar o balanço hídrico em áreas urbanas e/ou agrícolas (áreas permeáveis e impermeáveis) e avaliar as condições de qualidade e quantidade da água na escala da bacia hidrográfica.

Existe uma variedade de modelos de simulação contínua para ser aplicados em estudos de bacias hidrográficas; no entanto, além de muitos deles serem modelos específicos para a região em que foram desenvolvidos e apresentarem equações particulares, muitos não são gratuitos.

Correspondendo a uma tentativa de disponibilizar modelos mais gerais, o *HSPF*, após testes em várias partes do mundo, apresenta-se como uma boa alternativa.

O *HSPF* é um modelo conceitual e semidistribuído que combina atributos físicos espacialmente distribuídos em unidades de resposta hidrológica (*HUCs – Hydrological Response Units*), a ser definidas a critério do usuário. As *HUCs* são consideradas unidades de comportamento uniforme em relação às entradas de dados meteorológicos e de capacidade de armazenamento de água. Na simulação do escoamento, o *HSPF* tem suas equações baseadas no conceito de formação de escoamento por excesso de infiltração (equação de Philips). As perdas de água via escoamento, representadas como a média de cada *HUC* em relação à precipitação, são conectadas por um canal: cada *HUC* é representada por um canal. O fluxo é então guiado em armazenamento considerando os canais a jusante (metodologia de ondas cinemáticas).

A evapotranspiração (EVP) atual ocorre em função da demanda de EVP potencial – calculada a critério do usuário - e da quantidade de água disponível no solo e na superfície para EVP. O *HSPF* considera que o solo possui três estágios de armazenamento de água nos solos: a porção superior, próxima à superfície, a intermediária e a inferior. A evapotranspiração (EVP) atual é basicamente controlada pela disponibilidade de água na zona profunda dos solos, porção inferior, embora esteja diretamente conectada com as camadas superiores.

A informação de solos numa escala compatível para análise hidrológica, embora essencial para uma boa performance dos modelos de simulação, ainda é incipiente no Brasil. O mapeamento de solos ideal para uma análise regional deveria ser na escala 1:50 000, pelo menos. No entanto, grande parte do território brasileiro ainda prescinde dessa informação.

O interessante em utilizar o *HSPF* em países nos quais o mapeamento de solos são ausentes na escala adequada é que, em termos de infiltração, esse modelo considera dois

grandes grupos: áreas permeáveis e impermeáveis, que podem ser relacionadas às características de solos e de uso das terras.

A funcionalidade do *HSPF* já foi comprovada. Destacam-se os estudos sistemáticos realizados nos Estados Unidos nas bacias dos rios Chesapeake Bay (Guo e Gifford, 2002; Lopes, Merten *et al.*, 2008), Iowa, Honey Creek e Little (Bernoux, Feigl *et al.*, 1999).

Mais recentemente, na República da Coréia, estudos de Jeon, Yoon *et al.* (2002) demonstraram a aplicabilidade do *HSPF* para calibração com dados diários de precipitação. No Brasil, Silva (2002) utilizou o modelo na bacia do Ribeirão da Estiva/SP para simulação de cargas difusas e obteve bons resultados com dados médios anuais.

Em face de tal aplicabilidade, o *HSPF* foi escolhido como ferramenta de análise para avaliar os impactos de conversão de uso das terras em diferentes cenários da produção de água nas bacias hidrográficas dos rios Atibainha e Cachoeira.

6.2 Materiais e Métodos

6.2.1 Materiais

- Série histórica de chuva diária na saída dos reservatórios de Atibainha e Cachoeira disponibilizada pela SABESP.
- Série histórica de vazão diária na saída do reservatório de Atibainha e Cachoeira disponibilizada pela SABESP.
- Série histórica de temperaturas máximas e mínimas disponibilizada pelo CIIAGRO/SISGEMA.
- Utilização de ambiente *Map Window* via *BASINS 4.0* disponível em <http://www.epa.gov/waterscience/basins/> para integração de banco de dados cartográfico e hidrológico em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG).
- Utilização do aplicativo *WDMUTIL*, disponível em <http://www.epa.gov/waterscience/basins/>, para criação do banco de dados hidrológicos e para criação do projeto dentro do *HSPF*.
- Modelo hidrológico de simulação contínua *WinHSPF*, disponível em <http://www.epa.gov/waterscience/basins/>.

- Rotinas de reclassificação dos mapas de uso das terras para a construção dos diferentes cenários.

6.2.2 Métodos

6.2.2.1 Calibração do modelo Win HSPF

Neste trabalho foi utilizado o ambiente *BASINS 4.0 (Better Assessment Science Integrating point& Non-point Sources)* (Epa, 2001) para a integração dos dados hidrológicos e cartográficos. O *BASINS* é um ambiente de análise computacional multipropósito que integra Sistema de Informação Geográfica, banco de dados hidrológicos e interface com ferramentas de modelagem hidrológica (*WinHSPF* e *SWAT*) em um mesmo pacote. O *BASINS 4.0* roda em arquitetura de *GIS* no software livre *MapWindow*.

Os dados de chuva, da temperatura máxima e da temperatura mínima foram importados para o aplicativo *WDMUTIL (Watershed Data Management)*, ferramenta associada ao *BASINS* e *WinHSPF* para armazenar, calcular e analisar dados meteorológicos em formato compatível com o *WinHSPF*.

A evapotranspiração diária potencial foi calculada no *WDMUTIL*, pelo método de Hamon (1963), e depois desagregada em horária com rotina disponível no próprio programa, a qual considera período do ano e latitude.

Os dados de chuva que se encontravam localizados dentro das bacias estudadas que apresentavam dados diários foram convertidos em dados horários com base na estação mais próxima.

A chuva diária foi também dividida por 24 (horas equivalentes ao dia) para análises posteriores de sensibilidade do modelo em relação à distribuição dos dados de chuva na escala diária e horária.

Assim, foram criados dois projetos com dados meteorológicos de precipitação e evapotranspiração na escala horária. Um projeto com dados diários transformados em horários com base em outra estação e o outro, com a finalidade de testar o método, apenas dividindo os totais diários de forma equivalente por 24 (horas).

A base cartográfica com mapas temáticos de uso das terras, limite das bacias hidrográficas, rede de drenagem, localização dos postos pluviométricos e MDE foi

convertida para o *datum* WGS 84. A base cartográfica foi importada para o *BASINS* em ambiente *MAP WINDOW* e criado um projeto para cada bacia hidrográfica.

A subdivisão das bacias foi realizada com a ferramenta de delimitação automática de bacias existente no aplicativo *TAUDEM* disponível no *BASINS/MAP WINDOW*. Em tal ferramenta utilizam-se algoritmos baseados nos valores de elevação do MDE para separar a bacia em subunidades, sendo seu tamanho mínimo definido pelo usuário. No caso das bacias do Atibainha e Cachoeira foi definido que cada sub-bacia teria um tamanho mínimo de 20 km².

Foi gerado um arquivo *UCI (User's Control Input)* para cada cenário de uso das terras com o mesmo intervalo de chuva.

O arquivo *UCI* é o arquivo inicial para rodar o *WinHSPF*, onde os dados são agrupados em unidades diferenciadas, considerando a sobreposição dos *layers* das sub-bacias, do uso das terras, dos dados de chuva, das características de relevo e da rede hidrográfica.

Os parâmetros utilizados na calibração de cada classe de uso das terras, tais como coeficientes de infiltração do solo, constantes de recessão de fluxo base e de camadas intermediárias do solo assim como potencial de evaporação do solo, foram baseados nos valores referenciais encontrados na literatura, segundo manual (Bicknell, Imhoff *et al.*, 2001) e notas técnicas (Epa, Julho/2000) do próprio *HSPF*.

A declividade e a distância média do caminho percorrido pela água até atingir o canal foram calculadas com o MDE, utilizando ferramentas de SIG e considerando que a geometria do canal não foi alterada.

No processo de calibração, o primeiro ano da série de dados simulados foi descartado para um melhor ajuste do modelo. O objetivo deste procedimento foi estabilizar as condições iniciais de água nos solos no início do ano hidrológico. O segundo ano foi utilizado para calibração e o restante para a verificação do modelo.

O processo de calibração do modelo consistiu em analisar as diferenças entre os dados simulados e os observados de forma gráfica e também as porcentagens de diferença entre os totais anuais, sazonais e mensais. Componentes do balanço hídrico anual – evapotranspiração e escoamento - também foram verificados. Essa metodologia facilita tanto a identificação dos parâmetros que supostamente devem ser ajustados no modelo

(Epa, Julho/2000) quanto a verificação da representatividade do balanço hídrico para a bacia hidrográfica.

Após finalizar o processo de calibração do modelo, iniciou-se a fase de verificação. A verificação foi baseada na mesma metodologia da calibração para identificar se o modelo era capaz de simular as vazões em diferentes períodos, sob diferentes condições de chuva.

6.2.2.2 Aplicação do modelo Win HSPF

Nesta fase do trabalho, aplicou-se o modelo calibrado no *WinHSPF* sob o mesmo regime de chuvas em diferentes cenários de uso das terras. Os cenários utilizados foram o mapeamento histórico de uso das terras e também três condições hipotéticas extremas com apenas uma classe de cobertura vegetal.

Para analisar de que forma o uso das terras interfere no regime hidrológico das bacias hidrográficas, foram comparados os totais anuais, sazonais e mensais das vazões simuladas nos diferentes cenários. Os indicadores de cenários positivos ou negativos para as bacias hidrográficas estudadas foram as diferenças nos totais anuais, mensais e sazonais.

6.3 Resultados

6.3.1.1 Calibração do modelo WinHSPF

Os valores para a calibração do modelo foram diferenciados, de acordo com o uso das terras e considerando sua localização em termos das condições de armazenamento de água nos solos. Os parâmetros da calibração do *WinHSPF* para a simulação das vazões nas bacias do Atibainha e Cachoeira estão apresentados no Apêndice 5.

No total, foram consideradas nove classes de uso das terras para a calibração, as quais supostamente teriam condições de infiltração diferenciadas: urbana, urbana AVA, pastagem, pastagem AVA, silvicultura, silvicultura AVA, mata nativa, mata nativa AVA e reservatórios de água.

Os índices de calibração referentes aos processos de escoamento, percolação e armazenamento de água nas diferentes camadas de solo consideradas no *HSPF*, assim como a evapotranspiração, foram baseados nos valores referenciais apresentados no manual de calibração do modelo (Epa, Julho/2000).

O manual de calibração apresenta valores típicos e possíveis. Os valores de infiltração para cada uso das terras em Argissolo Vermelho-Amarelo foram baseados nos valores encontrados por Rodrigues Júnior, Targa *et al.* (2007) e Lepsch (2002) e estão expostos no Apêndice 5 .

Primordiais para calcular evapotranspiração potencial, os dados de temperatura máxima e mínima do ar estavam disponíveis apenas para os anos de 2005 a 2007. Assim, o modelo foi calibrado para o ano hidrológico de 2006 e testado com o ano de 2007.

Os resultados para o período de calibração do modelo entre os dados simulados e os observados foram comparados para determinar a sensibilidade do modelo em função da distribuição das chuvas.

Os resultados do modelo calibrado foram comparados, considerando as duas metodologias utilizadas para desagregar a chuva diária em horária.

A simulação na qual a chuva diária foi apenas dividida por 24 obteve baixa performance entre os dados simulados e observados, principalmente no período de estiagem, subestimando os valores em mais de 20% dos valores reais.

Assim, definiu-se que o modelo seria analisado com a simulação na qual a chuva foi desagregada em função da estação mais próxima à bacia, com dados horários disponíveis. A chuva diária do posto de Nazaré Paulista utilizada na simulação foi desagregada com base na chuva horária do município de Campinas. Os resultados da simulação das vazões para o ano de 2006, com a chuva diária desagregada com base em outra estação pluviométrica (estação de Campinas/Cepagri), estão expostos na Figura 6-1.

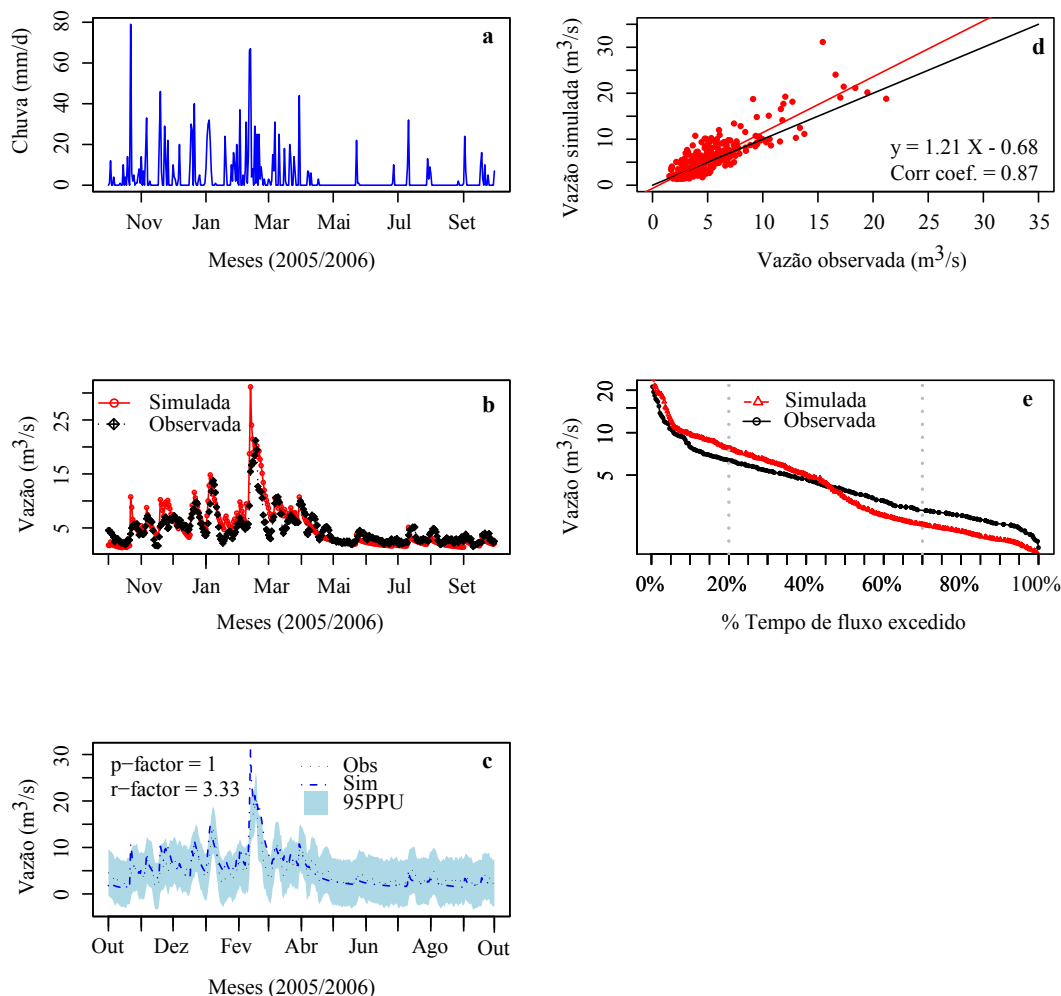


Figura 6-1: Recursos gráficos utilizados para a calibração do modelo *WinHSPF* no ano de 2006: Gráfico de chuva diária (**a**), hidrograma das vazões observadas e simuladas (**b**), limites de confiança entre vazão observada e simulada (**c**), coeficiente de correlação entre os dados observados e simulados (**d**) e curva de permanência (**e**) para a bacia do Atibainha.

Na comparação das vazões simuladas e observadas com os dados de chuva (Figura 6-1 **a** e **b**), nota-se que os pontos que se apresentaram fora do ajuste estão relacionados à performance do modelo para as situações de sucessão de dias chuvosos, acima de 30mm^{dia} em períodos curtos de simulação (< que 5 anos).

Os dados simulados e observados, de forma geral, mostram uma boa coerência na resposta chuva e vazão, assim como a recessão de fluxo de base e o comportamento das mínimas (Figura 6-1 **b**).

A Figura 6-1 **c** demonstra que as vazões simuladas e observadas estão dentro do intervalo de confiança ($p_value < 0.05$).

Segundo Singh, Knapp *et al.* (2005), a performance do modelo está relacionada à qualidade dos dados disponíveis. Considerando que, neste trabalho, as classes de solo e as chuvas foram generalizadas para toda a extensão da bacia, é compreensível que alguns pontos tenham sido erroneamente estimados, pois os solos, em sua alta complexidade espacial, desempenham papel de suma importância nos coeficientes de infiltração e escoamento, assim como a intensidade das chuvas.

A Figura 6-1 **d** indica um bom coeficiente de correlação entre os dados observados e simulados, 0.87. Apenas alguns pontos se apresentam fora do ajuste, mas este se apresenta próximo à reta com inclinação de 45° indicando uma boa correlação entre os dados observados e simulados.

O gráfico com a curva de permanência das vazões observadas e simuladas expõe uma sintonia entre os dados, com suaves distorções da simulação na estiagem, conforme indica a Figura 6-1 **e**.

Em relação às estimativas de erro, foram calculadas as diferenças entre os dados simulados e observados para os totais anual, sazonal e mensal, conforme Tabela 10. Os dados mensais resultaram em coeficientes de correlação e porcentagens de erro acima de 50%, deixando, assim, de ser considerados neste trabalho. A performance do modelo para os dados mensais está relacionada às limitações dos dados de entrada, tais como: ausência de mais postos pluviométricos no interior das bacias, baixa resolução do modelo digital de elevação utilizado e ausência de carta de solos na escala compatível.

Tabela 10: Estimativas de erro para os totais anuais e sazonais entre as vazões simuladas e observadas, em m³/s, para todos os anos simulados.

	Período	Observado (m ³ /s)	Simulado (m ³ /s)	% diferença
Anual	2005	1735	1178	-32
	2006	1732	1803	4
	2007	1603	1964	23
	Total	5069	4945	-2
Seca (abr-set)	2005	669	442	-34
	2006	605	550	-9
	2007	587	698	19
	Total	1861	1690	-9
Cheia (out-mar)	2005	1066	736	-31
	2006	1133	1253	11
	2007	1016	1266	25
	Total	3215	3255	1

Os resultados da Tabela 10 indicam que, na análise anual, o modelo obteve boa performance para o período de calibração, no ano de 2006, com apenas 4% de diferença.

Os anos de 2005 e 2007 obtiveram índices de erro acima de 10% tanto para os totais anuais quanto para a estiagem e a cheia. No entanto, para todo o período, os erros são aceitáveis e estão abaixo de 10%.

Os gráficos da Figura 6-2 comprovam a performance do modelo para todo o período simulado na bacia do Atibainha, indicando coeficiente de correlação de 0.82.

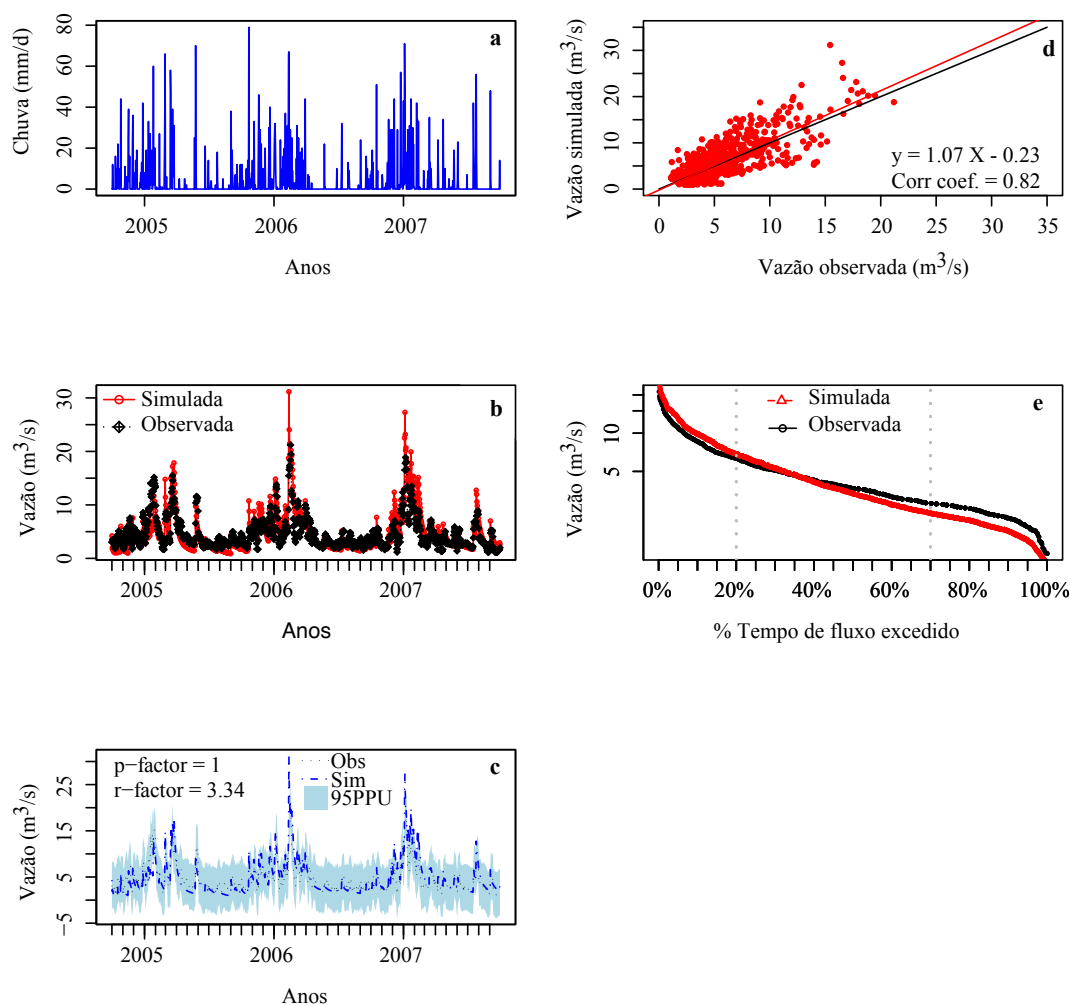


Figura 6-2: Recursos gráficos utilizados para a calibração do modelo para todo o período de simulação (2005 a 2007): Gráfico de chuva diária (a), hidrograma das vazões observadas e simuladas (b), limites de confiança entre vazão observada e simulada (c), coeficiente de correlação entre os dados observados e simulados (d) e curva de permanência (e) para a bacia do Atibainha.

Na comparação da dinâmica das chuvas em relação às vazões simuladas e observadas (Figura 6-2 a e b), nota-se que os pontos que se apresentaram fora do ajuste estão relacionados à performance do modelo para as situações de sucessão de dias chuvosos, acima de $30\text{mm}^{-\text{dia}}$ em períodos curtos de simulação (< que 5 anos).

Os dados simulados e observados, de forma geral, apresentam boa coerência na resposta chuva e vazão, assim como a recessão de fluxo de base e o comportamento das mínimas (Figura 6-2 **b**).

A Figura 6-2 **c** demonstra que as vazões simuladas e observadas estão dentro do intervalo de confiança ($p_value < 0.05$).

A Figura 6-2 **d** indica coeficiente de correlação de 0.82 entre os dados observados e simulados. Apenas alguns pontos se apresentam fora do ajuste, mas este se apresenta próximo à reta com inclinação de 45° indicando uma boa correlação entre os dados observados e simulados.

O gráfico com a curva de permanência das vazões observadas e simuladas demonstra que a simulação subestimou as vazões de estiagem, no entanto, o gráfico expõe uma dinâmica similar entre os dados conforme indica a Figura 6-1 **e**.

Na Tabela 11 estão expostas as estatísticas para avaliar a performance do *WinHSPF*. Para todos os períodos avaliados, as declividades da reta da regressão linear ficaram próximas de 1, indicando um bom alinhamento entre os dados observados e simulados. O intercepto de y demonstra a fragilidade do modelo na simulação dos picos de cheias para o ano de 2006, pois os valores não estão próximos de 0.

Tabela 11: Estatísticas para avaliação do modelo hidrológico (adimensional, índices de erro e regressão linear) nos períodos utilizados na simulação e calibração.

Período	D*	Y*	MAE	MSE	RMSE	PBIAS%	RSR	rSD	NSeff	r	R2
2005/2007	1.07	-.2	1.5	5	2.2	2.5	.75	1.3	.44	.82	.68
2006	1.2	-.6	1.4	4.5	2.1	6	.71	1.3	.5	.87	.77
Cheia 2006	1.1	.6	2	8	2.8	22	.8	1.3	.32	.84	.71
Seca 2006	.72	.2	.8	1.1	1.07	-21.5	.76	.88	.41	.82	.68

*Declividade e Y-intercepto da regressão linear.

Os valores de r e R^2 indicam a boa performance do modelo, pois todos os valores são maiores que 0.8. Tipicamente, os valores acima de 0.5 para r e R^2 são considerados aceitáveis para uma boa performance.

O erro absoluto médio (MAE), erro quadrático (MSE) e a raiz do erro médio quadrático (RMSE) demonstram a magnitude dos erros. Os valores apresentados demonstram que o

modelo funcionou de forma aceitável e os valores não estão distantes de 0. A cheia de 2006 indicou os maiores valores para MAE, MSE e RMSE, em razão da superestimação dos dados simulados para os dias com chuvas acima de 50 mm.

As medidas de tendência do erro em porcentagem (PBIAS) foram de $< 22\%$ para todos os períodos. Na estiagem de 2006, o PBIAS negativo indica que existe uma tendência de superestimação dos erros para os dados simulados. Para os demais períodos, os valores positivos de PBIAS indicam tendência de subestimação dos erros dos dados simulados.

A razão entre raiz do erro médio quadrático pelo desvio padrão (RSR) para todos os períodos mostra a fragilidade do modelo em situações de pico de cheia e constantes de recessão do fluxo de base. Para todos os intervalos analisados, o RSR ficou distante de 0 (valor ótimo) e ligeiramente maior que o limite aceitável - valores < 0.7 - para uma boa performance.

Os valores de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSEff) correspondem à magnitude relativa da variância residual comparada à variância dos dados medidos. É um índice recomendado, já que parte do princípio de que os dados observados também podem conter erros. Valores entre 0 e 1 são aceitos para avaliar a performance do modelo, assim, os resultados apresentados com valores entre 0.4 e 0.5 estão dentro deste limite.

Por último, foi analisado o balanço hídrico na escala anual, para cada uso das terras.

O balanço hídrico para a bacia do Atibainha indicou que as perdas totais por escoamento (soma do escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo) são maiores nas áreas úmidas da bacia (nas AVA), conforme demonstrado na Figura 6-3.

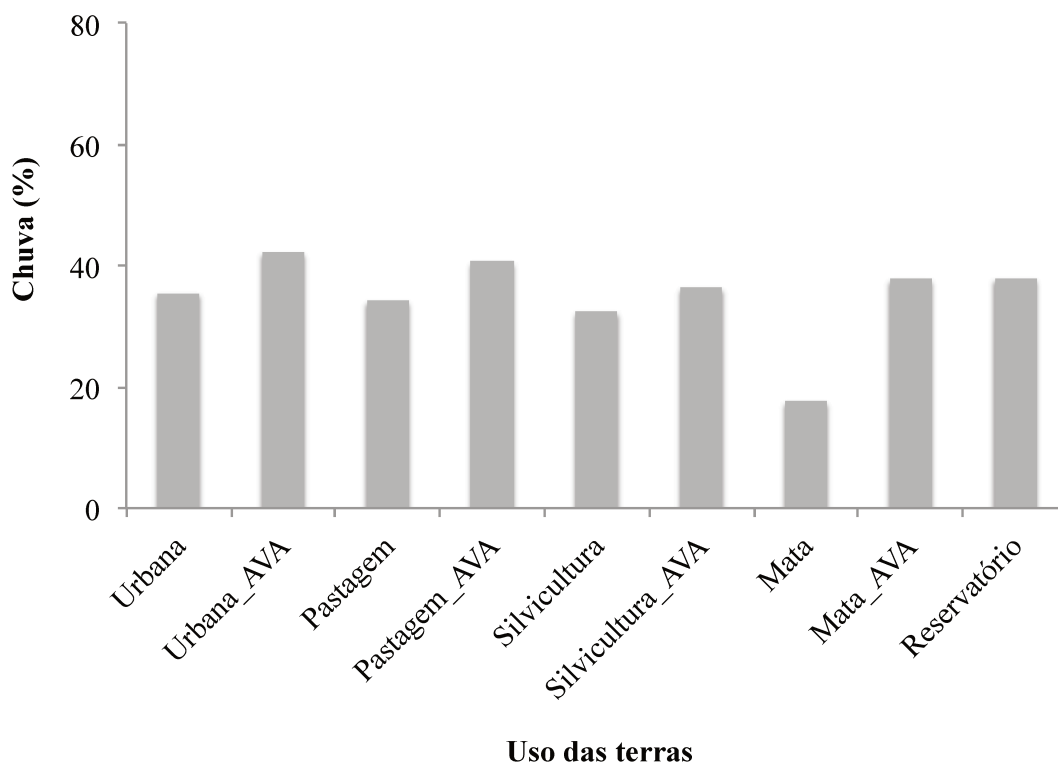


Figura 6-3: Perdas por escoamento (total) em porcentagem dos totais de chuva (1500 mm/ano) para o ano de 2006 para a bacia do Atibainha conforme o uso das terras.

Observando a Figura 6-3, nota-se que as perdas por escoamento são de 18 a 45% dos totais de chuva. As maiores perdas ocorrem nas áreas com tendência à saturação dos solos. Nas áreas de AVA, os totais de escoamento vão ser diferenciados conforme os tipos de uso das terras. As áreas urbanas e a pastagem nas AVA apresentaram as maiores perdas por escoamento.

Conforme esperado, perdas por escoamento são menores nas áreas de mata nativa: em torno de 18% (predominando o escoamento subsuperficial e subterrâneo – detalhes do balanço hídrico no Apêndice 6); as maiores perdas, 35%, estão nas áreas permeáveis das áreas urbanas.

As diferenças entre silvicultura e pastagem são mínimas; no entanto, a pastagem apresenta perdas maiores por escoamento superficial e subsuperficial enquanto, na silvicultura, as perdas são por fluxo subsuperficial e subterrâneo, pois apresentam raízes mais profundas.

As maiores taxas de escoamento total localizam-se nas AVA, indicando a sensibilidade dessas áreas, pois, em média, estas geram um total de 10% a mais de escoamento.

As áreas de floresta nas AVA apresentaram as maiores taxas de escoamento anual. No entanto, também apresentam maior potencial de interceptação, fazendo com que o escoamento total seja maior, embora menos impactante para os recursos hídricos, já que ocorre de forma mais lenta.

As perdas por evapotranspiração na bacia do Atibainha estão apresentadas na Figura 6-4.

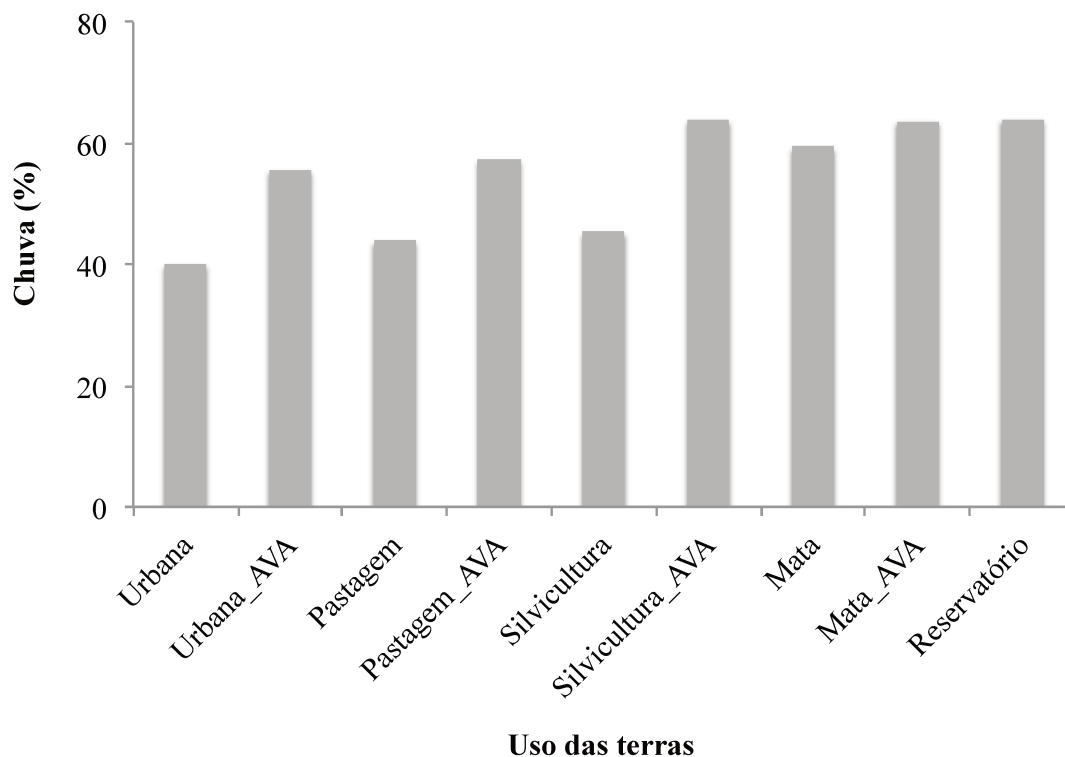


Figura 6-4: Perdas por evapotranspiração total em porcentagem sobre os totais de chuva para o ano de 2006 na bacia do Atibainha conforme o uso das terras.

Conforme o esperado, as maiores perdas por evapotranspiração também ocorrem nas áreas saturadas, principalmente nas áreas com raízes profundas o suficiente para atingir o lençol freático em períodos de estiagem. Assim, as áreas de mata nativa, nas partes mais altas da bacia, apresentam as maiores perdas por evapotranspiração em relação aos outros usos nas mesmas localidades.

As perdas por evapotranspiração variam entre 40 e 65% dos totais de chuva, as áreas com tendência à saturação variam de 58 a 65%. As menores perdas ocorrem nas áreas urbanas e as maiores nos reservatórios e nas áreas de mata nativa, seguida de silvicultura.

O balanço hídrico para a bacia do Atibainha indica que as perdas de água na escala anual ocorrem predominantemente por meio da evapotranspiração e que tais perdas estão diretamente relacionadas ao tipo de uso das terras (índice de área foliar/sistema radicular) e sua localização, ou seja, nas áreas com maior disponibilidade de água.

A bacia do Cachoeira apresentou índices maiores de erros em relação aos dados simulados e observados. A baixa performance do modelo para a bacia do Cachoeira está relacionada à qualidade do modelo digital nas áreas mais planas do reservatório, não sendo possível uma delimitação mais precisa das sub-bacias em função da baixa resolução do MDE.

No entanto, o coeficiente de correlação foi de 0.78 e as porcentagens de erros entre os totais anuais e sazonais para os dados observados e simulados na bacia do Cachoeira foram menores que 20%. O balanço hídrico foi coerente com as relações entre chuva, escoamento total, evapotranspiração e vazão em classes de uso das terras encontrados em outros estudos (Dunne e Leopold, 1998; Calder, 2007; Brutsaert, 2009).

Assim, os resultados das simulações para ambas as bacias foram considerados satisfatórios para analisar o comportamento das vazões nos diferentes cenários considerados neste trabalho, para um mesmo evento de chuva, na escala anual e sazonal.

6.3.1.2 Aplicação do modelo Win HSPF

Considerando que o modelo apresentou boa correlação entre os dados observados e simulados para o ano de 2006, os cenários foram analisados apenas neste intervalo. Nesse ano, choveu aproximadamente 1500 mm/ano, ou seja, a quantidade de chuva esteve dentro da média esperada para a bacia.

As vazões foram simuladas para os cenários reais e extremos apresentados na Tabela 12 nas bacias hidrográficas do Atibainha e do Cachoeira.

Tabela 12: Relação dos cenários analisados na simulação das vazões nas bacias do Atibainha e Cachoeira considerando a chuva do ano de 2006.

Cenários Reais	Cenários hipotéticos extremos (*)
Uso das terras em 1988	Pastagem/pastagem em AVA
Uso das terras em 1993	Mata nativa/ mata nativa em AVA
Uso das terras em 1996	Silvicultura/silvicultura em AVA
Uso das terras em 2001	
Uso das terras em 2008	

*Nos cenários hipotéticos, foram mantidos os reservatórios e as áreas urbanas.

Buscando compreender se as diferenças de uso das terras realmente acarretam mudanças na produção de água das bacias hidrográficas, foram analisados os totais anuais e sazonais de vazão (m^3/s) para cada cenário nas bacias do Atibainha e Cachoeira (Figura 6-5 e Figura 6-6).

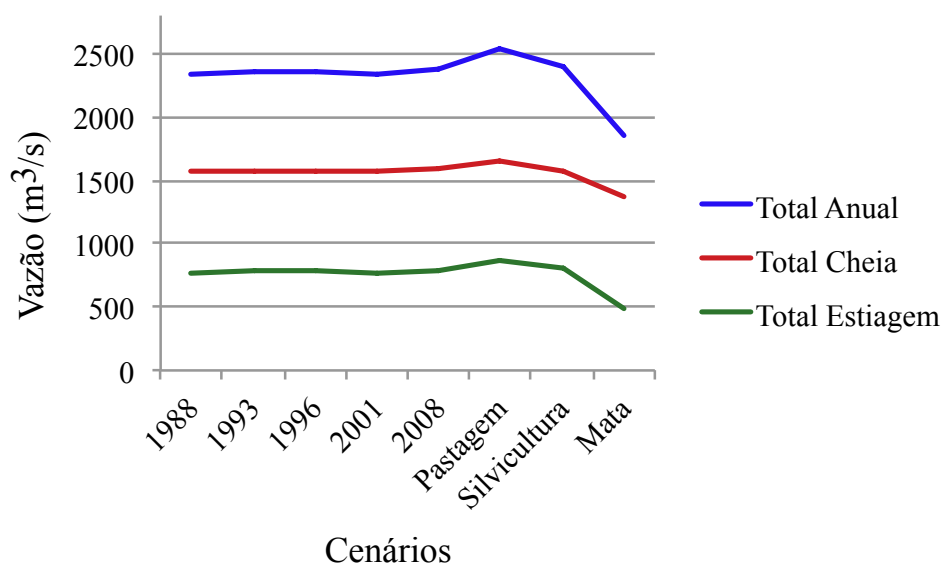


Figura 6-5: Totais anuais e sazonais de vazão em m^3/s para os diferentes cenários na bacia do Atibainha

O resultado dos cenários para o mesmo evento de chuva indica que as mudanças ocorridas, considerando os cenários reais (1988 até 2008), na bacia do Atibainha seriam

ínfimas (Figura 6-5). As diferenças entre os totais anuais entre 1988 e 2008, demonstram que em 2008 os totais anuais seriam maiores.

Os cenários hipotéticos comprovam a afirmação do parágrafo anterior. No cenário hipotético de mata nativa, as mínimas, as máximas e os totais são drasticamente reduzidos. A redução das vazões na estiagem nas áreas de mata é justificada pelo potencial das perdas por evapotranspiração, especialmente em áreas saturadas. Esse, no entanto, é um ciclo que se repõe, não sendo considerado um impacto negativo, pois a mata permite uma entrada maior de água durante a cheia, equilibrando o ciclo ao longo dos anos.

O eucalipto da espécie *E. Grandis*, conforme descrito por Soares e Almeida (2001) e Almeida e Soares (2003), é uma planta eficiente em situações de estresse hídrico por ter controle estomático. Quando comparada à mata nativa, possui taxas menores de evapotranspiração durante o período de estiagem.

No cenário hipotético em que as bacias estariam cobertas em toda sua extensão por plantações de eucalipto, esta seria o menos impactante para a manutenção do nível de água dos reservatórios.

A bacia do Cachoeira apresenta dinâmica similar em relação aos totais anuais e sazonais sob um mesmo evento de chuva, conforme ilustrado na Figura 6-6.

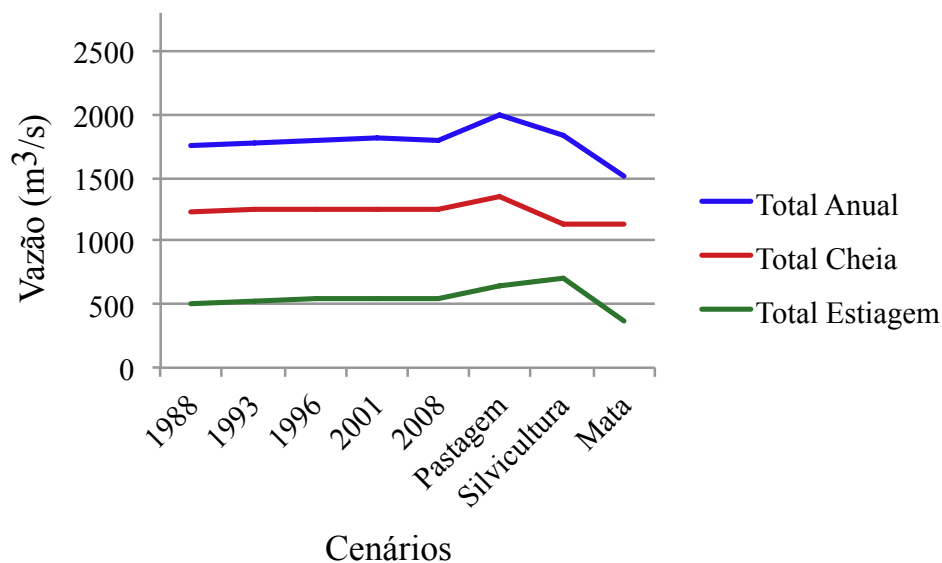


Figura 6-6: Totais anuais e sazonais de vazão em m³/s para os diferentes cenários na bacia do Cachoeira.

6.4 Discussão

A calibração do modelo foi baseada em dados de apenas um posto de chuva, baixa resolução espacial do MDE na representação do relevo e com uma classe de solo representando toda a área da bacia hidrográfica.

Ainda assim, os resultados do modelo foram satisfatórios para estudos de previsão dos possíveis impactos de uso das terras em bacias hidrográficas de médio porte para a escala de tempo sazonal e anual. Segundo Johnson, Coon *et al.* (2003), a simulação das vazões nos modelos hidrológicos é dependente do balanço hídrico, assim, os resultados são sempre coerentes. O que vai definir a precisão da modelagem será a representatividade dos dados de entrada.

A porcentagem de erro para os totais anuais, período úmido e seco, entre vazão simulada e observada está dentro do limite considerado aceitável para uma boa calibração, abaixo de 10%.

Os valores de NSeff, de acordo com Moriasi, Arnold *et al.* (2007) não atingiram os valores aceitáveis para uma boa calibração e foram menores que 0.65, oscilando entre 0.4 e 0.5. O período da cheia de 2006 apresentou a pior performance, com 0.32.

Os valores de NSeff e de RSR demonstraram a fragilidade do modelo em relação aos picos de cheia e à recessão do fluxo de base. Johnson, Coon *et al.* (2003) já demonstraram que o escoamento gerado pelas equações do *HSPF* é sensível ao período úmido e, em momentos de chuvas intensas, as equações baseadas na formação de escoamento por excesso de infiltração faz com que rapidamente a água das chuvas se transformem em escoamento superestimando os valores de vazão.

O intervalo curto de simulação foi um fator que contribuiu para a performance do modelo no período mensal e sazonal. O excesso das perdas por escoamento durante o período das chuvas intensas e concentradas, principalmente em fevereiro de 2006, fez com que os dados fossem subestimados na estiagem. O comportamento do gráfico com a curva de permanência (Figura 6-1(e)) indica que os dados simulados foram superestimados na cheia e subestimados na seca para a simulação de 2006.

A tentativa de adaptar o conceito do *HSPF*- que é baseado no escoamento por excesso de infiltração- para o de excesso de saturação, distinguindo tais áreas com a metodologia das AVA, não foi suficiente para evitar os potenciais erros conceituais. A resolução do MDE de 90, mesmo este sendo submetido ao processo de refinamento e transformado em 30 metros, superestimou as AVA nas bacias hidrográficas e pode ter influenciado nos resultados da simulação.

O *HSPF* possui simulação em dados horários de chuva, e, de acordo com Saleh e Du (2004), representa melhor a variação da vazão na escala diária quando comparado ao *SWAT*. Assim, o *HSPF* é sensível à intensidade e à duração dos eventos de chuva. O fato de as chuvas utilizadas na simulação para as bacias do Atibainha e do Cachoeira terem sido desagregadas em dados horários baseadas na estação de Campinas, que está localizada à 100 km de distância, também pode ter influenciado de forma negativa na performance do modelo.

Os valores para r e R^2 apresentaram uma boa correlação entre os dados simulados e observados, acima de 0.8 e 0.68 respectivamente para todos os intervalos analisados.

Os valores para PBIAS estão dentro dos limites considerados para uma boa calibração, abaixo de 25% (Moriasi, Arnold *et al.*, 2007).

Em relação à simulação do balanço hídrico, a pastagem apresentou as maiores perdas por escoamento total (superficial, intermediário e subterrâneo), 35% da precipitação, a silvicultura, 30% e a mata nativa, as menores, em torno de 15%. A pastagem, por ter potencial de forração e estrutura radicular menor do que a silvicultura, apresenta as maiores perdas por escoamento. Sikka, Samra *et al.* (2003) chegaram a resultados similares, afirmando que, na conversão de pastagem para silvicultura (plantações de *Eucalyptus globulus*), os picos de vazão no período de chuvas reduziram, indicando que as plantações de eucalipto apresentam melhores condições de interceptação de água das chuvas do que a pastagem.

Nas AVA, a pastagem também apresentou a maior perda por escoamento total, seguida de mata nativa e de silvicultura. Nas AVA, a mata nativa apresentou perdas ligeiramente maiores em relação ao escoamento quando comparada à silvicultura, fato que se justifica, pois os solos nas áreas de mata nativa retêm mais umidade do que as áreas de silvicultura. Se o princípio do escoamento por excesso de saturação se aplica neste caso, é aceitável que áreas com maior índice de umidade tenham maiores perdas de água via escoamento em um evento de chuva.

No entanto, o balanço hídrico demonstrou que as maiores perdas de água nas bacias ocorrem via EVP. O *HSPF* registrou que as áreas de pastagem apresentam as menores perdas por EVP, 43% da precipitação, seguidas das de silvicultura com 48% e mata nativa com 58%, o que está coerente com as observações de Zhang, Dawes *et al.* (2001) de que a EVP é diretamente proporcional à biomassa.

O balanço hídrico anual demonstrou que não ocorre déficit hídrico em nenhuma classe de uso das terras. As perdas tanto por escoamento total quanto por EVP não ultrapassam os totais de chuva. Ou seja, nenhuma classe de uso das terras demonstrou perdas agressivas de água, de forma que o lençol freático está sendo recarregado de forma efetiva, mesmo em situações não ideais de manejo.

Alguns autores acreditam que as atividades de reflorestamento causam diminuição da produção de água em bacias hidrográficas via intensificação da EVP. O reflorestamento, mesmo se apresentando como atividade com potencial de sequestro de carbono e estabilizadores de encostas, reduzem as vazões no período de estiagem, como revelam

alguns casos ocorridos na África do Sul, Austrália e Índia (Calder, 1986; Calder, 1992; Calder, 2007).

No entanto, as observações de que o reflorestamento causa diminuição da produção de água via perdas agressivas por EVP foram realizadas em regiões que naturalmente possuem déficit hídrico. São regiões que se caracterizam por baixo índice pluviométrico, abaixo de 800 mm/ano, ou por clima mediterrâneo (verões secos e invernos úmidos).

Mesmo nestes casos, estudo recente e de longo termo, realizado por Scott e Prinsloo (2008), indicou que os efeitos nefastos das plantações de eucalipto na África do Sul (clima mediterrâneo), por exemplo, atingem um equilíbrio após alguns anos. As plantações de eucalipto atingiram o pico das perdas de água via EVP com 6 a 14 anos de idade e, após este período, as vazões começaram a se normalizar.

No caso das bacias do Atibainha e Cachoeira, o balanço hídrico não demonstrou déficit hídrico, indicando que provavelmente esta região não possui limitações para plantações de espécies com altos índices de biomassa, afinal, as bacias, originalmente, abrigavam florestas densas (Mata Atlântica), com altas taxas de EVP.

O balanço hídrico demonstrou que as maiores perdas de água ocorreriam via EVP. Os resultados com os cenários extremos também demonstraram que os maiores impactos nas vazões, nas bacias estudadas, viriam das perdas por evapotranspiração e não das por escoamento.

A análise da simulação das vazões para os cenários reais indicou que as mudanças ocorridas entre 1988 e 2008 nas bacias hidrográficas pouco modificariam os totais anuais e sazonais sob a mesma condição de chuva. As vazões durante a estiagem de 2008 apresentaram comportamento quase idêntico à de 1988. Os resultados revelam que as mudanças de uso das terras, na forma como ocorreram nas bacias, não são a causa de as vazões de entrada dos reservatórios terem diminuído. A diminuição consecutiva dos totais de chuvas é o fator dominante neste caso.

Os cenários extremos demonstraram que, no caso da pastagem, as vazões tenderiam a aumentar durante a cheia e diminuir durante a estiagem. No entanto, a diminuição das vazões na estiagem é maior do que a do cenário de 2008, não resultando em situação de estresse hídrico.

O cenário extremo de silvicultura, por apresentar maiores condições de infiltração durante a cheia, quando comparada à pastagem, e por ter menores perdas por EVP na estiagem do que a mata nativa, apresenta-se como cenário favorável para as vazões, tanto nas cheias quanto na estiagem.

O cenário extremo de mata nativa indica que as condições ideais de infiltração, em razão dos diferentes estratos de vegetação e de sua diversidade, que propiciam a interceptação da água das chuvas, e da maior atividade de EVP, também seriam as causas da redução das vazões durante as cheias.

A possibilidade de a precipitação ter um tempo maior para se infiltrar de forma eficiente nos solos no cenário de mata nativa resultaria em recarga efetiva do lençol freático. A alta diversidade e a densidade das espécies vegetais assim como o sistema radicular profundo resultariam em maiores perdas via EVP, reduzindo as vazões durante a estiagem. Resultados similares utilizando cenários extremos de mata densa para verificar impactos na produção de água utilizando o *HSPF* foram encontrados por Albek, Ogutveren *et al.* (2004).

O modelo considerou que, nos casos de mata nativa, com as raízes profundas o suficiente para captar água do lençol freático, a EVP foi superestimada na estiagem, causando diminuição das vazões neste período. O *HSPF* considera que a evapotranspiração (EVP) atual é basicamente controlada pela disponibilidade de água na zona profunda dos solos, na porção inferior.

Estudos demonstraram a forte correlação entre diminuição de biomassa e aumento nas vazões na estiagem e vice-versa (Bosch e Hewlett, 1982; Zhang, Dawes *et al.*, 2001; Costa, Botta *et al.*, 2003; Andreassian, 2004; Cosandey, Andreassian *et al.*, 2005; Oudin, Andreassian *et al.*, 2008).

O resultado esperado, neste caso, seria: uma bacia com mata atlântica deveria manter o nível de suas vazões mesmo na estiagem. As maiores perdas via EVP também significam maior disponibilidade de água nos solos e umidade, resultando em ambiente ideal para recarga de água nos solos, de forma a abastecer efetivamente o lençol freático, garantindo os níveis de vazão na estiagem.

Tais resultados apresentam a limitação de modelos hidrológicos baseados em equações gerais e simplificadas para simular vazões em ambientes com dinâmica atmosférica complexa como os fragmentos de mata atlântica.

O cenário foi avaliado de forma pontual, não considerando efeitos cumulativos ao longo dos anos. No entanto, os resultados dos cenários reais foram importantes para elucidar que a conversão de uso das terras ocorrida no intervalo analisado teve, no caso destas bacias, pouco impacto na produção de água.

Assim, a simulação com o *HSPF*, considerando cenários extremos, indicou que, se mantivermos o eucalipto com boas condições de interceptação por um período maior do que os solos ficam expostos à ação das chuvas intensas, as perdas por escoamento superficial e subsuperficial serão menores, garantindo a infiltração da água das chuvas e carregamento do lençol freático. Mesmo com perdas maiores de EVP em relação à pastagem, ocorreria um aumento nas vazões durante estiagem e uma diminuição no período de cheia, assegurando o nível dos reservatórios nos períodos de seca.

Comparando os resultados deste trabalho com outros casos de conversão de uso das terras para atividades de reflorestamento, a questão sobre as condições em que a conversão ocorre são a chave de interpretação para o processo de alterações ou não das dinâmicas hidrológicas em bacias hidrográficas.

Os estudos de caso mais recentes presentes na literatura, indicando que a conversão de mata nativa para silvicultura diminui as vazões durante a estiagem, estão relacionados ao clima mediterrâneo (Nosetto, Jobbagy *et al.*, 2005; Little, Lara *et al.*, 2009). Neste caso, a sensibilidade das condições hidrológicas em relação ao uso das terras será maior, pois naturalmente ocorre situação de déficit hídrico.

6.5 Considerações finais

O *HSPF* apresentou limitações devido ao intervalo curto de simulação (< 5 anos), conforme já demonstrado por Singh, Knapp *et al.* (2005). A calibração do *HSPF* foi demorada, pois os parâmetros de entrada são demasiadamente obscuros em relação às equações do modelo. A interface para a calibração do *HSPF* não é amigável, resultando em processo longo e cansativo para a calibração do modelo.

As notas técnicas (Epa, Julho/2000) disponíveis como guia para calibração não são suficientes para completar o processo, sendo necessário recorrer a artigos científicos para elucidar cada parâmetro.

Algumas recomendações para os futuros usuários são necessárias:

- A performance do *HSPF* com os dados de chuva diários divididos por 24 indica a sensibilidade do modelo em relação à intensidade das chuvas. Associação de imagens de radar com postos pluviométricos pode ser utilizada para refinamento e aprimoramento das informações de chuva para evitar super ou subestimações. A dinâmica das chuvas é peça fundamental para o bom desempenho do modelo hidrológico, pois permite uma representação mais fiel dos picos de chuva e, consequentemente, dos processos de formação do escoamento e recessão de fluxo de base.
- O MDE precisa ser hidrologicamente consistente para a identificação das áreas com tendência à saturação na bacia hidrográfica. No caso do Brasil, em que ainda não existem mapeamentos de solo em escala 1:50 000 para todo o território, a representação fiel das áreas saturadas e suas áreas de abrangência em períodos secos e úmidos a partir de MDE e imagens de satélite de alta resolução são alternativas a ser consideradas.
- A identificação da dinâmica sazonal nas áreas saturadas é importante para apontar as regiões mais susceptíveis aos processos de escoamento superficial/subsuperficial. As AVA devem ser consideradas nos novos planos de manejo em regiões montanhosas. A precisão do MDE definirá a representatividade na identificação das áreas mais susceptíveis ao escoamento superficial.
- Embora o *HSPF* não tenha tanta sensibilidade para os parâmetros de solo, quando comparado a outros modelos similares, tais como o *SWAT* (*Soil and Water Assessment Tool*) , a segmentação das unidades hidrologicamente similares deve levar em consideração as diferentes texturas de solo encontradas nas bacias hidrográficas.
- Na simulação, não foi considerado o efeito cumulativo da silvicultura, principalmente a questão da idade das rebrotas com cortes sucessivos. Estudos

futuros devem visar tais efeitos cumulativos nos processos de escoamento e evapotranspiração, já que, no decorrer dos anos, estes podem causar perdas consideráveis de água.

Assim, recomenda-se conhecimento de campo e dos processos ocorrentes na bacia hidrográfica antes da utilização de modelagem hidrológica para explorar os resultados. As análises estatísticas são essenciais, mas não suficientes para o processo de verificação do modelo (Singh, Knapp *et al.*, 2005; Moriasi, Arnold *et al.*, 2007).

Nas análises sazonais e anuais, o *HSPF* apresentou coerência com a dinâmica hidrológica de cada uso das terras. O forte índice de correlação (0.87) entre as vazões observadas e simuladas demonstrou que o modelo, mesmo apresentando superestimação das máximas em alguns eventos de chuva, representou bem a dinâmica das vazões para o ano de 2006. Os resultados da simulação para os cenários analisados indicaram que as mudanças de uso das terras ocorridas nos últimos 20 anos, com 15% da área das bacias sendo modificadas de forma diluída ao longo dos anos, não foram intensas o suficiente para causar as reduções nas vazões nas estiagens do início dos anos 2000.

As principais mudanças nas vazões, segundo os resultados do modelo, decorreriam da EVP. O escoamento, apesar de sua importância no processo de produção e perda de água, é secundário na análise regional.

7 Discussão e síntese dos resultados

Este trabalho foi desenvolvido com o intuito de verificar se as mudanças de uso das terras ocorridas entre os períodos de 1985 a 2005 interferiram na dinâmica das vazões dos rios Atibainha e Cachoeira. Seus resultados mostraram que não existem evidências de que o uso das terras interferiu diretamente no regime de vazões de estiagem.

Em relação às características de uso das terras, a conversão mais significativa ocorreu na forma de mata secundária em estágio inicial de recuperação para silvicultura. A silvicultura tem finalidade para lenha e carvão vegetal, e, por isso, possui ciclo curto de cinco anos. Grande parte da conversão ocorreu nas áreas de alta declividade. Menos de 20% da área das bacias foi modificada neste intervalo estudado e tal conversão ocorreu de forma diluída ao longo dos anos.

A análise estatística das séries temporais de chuva e vazão em período coincidente com as mudanças de uso das terras demonstrou tendências de decréscimos significativos para as chuvas, tanto na escala local quanto na regional, especialmente durante o período de recarga, no verão. As vazões apresentaram decréscimos nos totais anuais, de cheia e estiagem. Os resultados também indicaram evidências de que as intensidades de chuva decresceram durante o intervalo analisado e que não houve mudança no padrão de distribuição de dias de chuva e nem na concentração dos dias de chuva.

A simulação do modelo determinístico para os cenários reais indicou que a quantidade de conversão de uso das terras ocorrida durante o intervalo analisado não seria suficiente para modificar os totais das vazões nos recortes anuais e sazonais (cheia e estiagem) sob o mesmo regime de chuvas. Nos cenários hipotéticos extremos, as mudanças de uso afetam os totais de vazão. De acordo com os resultados da simulação, para as bacias do Atibainha e Cachoeira, as mudanças na evapotranspiração das plantas influenciam de forma mais direta os totais de vazão do que as no escoamento.

Embora os resultados deste trabalho não tenham demonstrado evidências de que as mudanças de uso interferiram diretamente no regime de vazões na estiagem, outros estudos indicam o contrário. Bruijnzeel (2004) identificou que a remoção de 33% da cobertura de floresta tropical em diversas áreas de estudo no sudeste asiático resultou em aumento de vazão anual nos primeiros 3 anos, com valores variando entre 145 – 820

mm/ano. Este padrão, segundo o autor do estudo, deve-se aos ganhos de água em função da redução das perdas por EVP com a remoção das florestas. Por mais que a disponibilidade de água no solo aumente e exista a chance de acréscimo das perdas por escoamento superficial (gerados por excesso de água nos solos), este processo é considerado secundário na produção de água. Isto porque a quantidade de água perdida pela evapotranspiração é maior que pelo escoamento, representando 60 a 80% e 30 a 40% da água das chuvas, respectivamente.

Em caso de desmatamento em áreas nas quais os distúrbios no solo não resultem em reduções significativas na capacidade de infiltração, quando 30% ou menos da água das chuvas são convertidas em escoamento, a produção de água ocorrerá via fluxo de base (Bruijnzeel, 2004). Quando isto ocorre, a produção de água aumenta de forma que a estiagem tenha maior disponibilidade de água. Este quadro pode se aplicar para áreas em que o desmatamento é seguido de regeneração rápida da vegetação removida.

Na região de florestas tropicais, segundo Bruijnzeel(2004), devido à alta umidade e energia, a vegetação se regenera rapidamente. Em média, num intervalo entre 3 a 5 anos, a vegetação secundária retorna a estágios similares do pré-desmatamento em relação à proteção dos solos.

O fato de as vazões totais de cheia/verão apresentarem tendências negativas (Figura 5-3 e f) é um indicador de que as mudanças de uso não afetaram de forma intensa as condições de infiltração dos solos.

Os resultados da simulação do *HSPF* corroboram esta afirmação do parágrafo anterior. Os totais de vazão simulados também não apresentaram mudanças para os cenários reais sob a mesma condição de chuva (Figura 6-5). No período úmido, as mudanças de uso das terras entre 1988 e 2008 não causariam nenhuma alteração nos totais de vazão.

Entretanto, tanto as análises de tendências para os totais de vazão apresentadas no capítulo 5 quanto os totais simulados (capítulo 6) não permitem afirmar se estas mudanças causaram ou não alterações locais ou pontuais nas condições de infiltração de água nos solos. Assim, como a metodologia foi baseada em séries temporais de dados diários e escala de análise (regional), os dados obtidos remetem à possibilidade de os efeitos ocorrerem, mas não serem perceptíveis.

Pode ocorrer que o desmatamento seja seguido por implementação de cultura cujo manejo cause distúrbios significativos e redução na capacidade de infiltração dos solos. Neste caso, a redução da capacidade de infiltração de água pode atingir um estágio no qual ocorre uma diminuição sucessiva das entradas de água nos solos. Com isto, as reservas de água subterrânea não serão suficientemente recarregadas durante as cheias, podendo, então, ocorrer uma diminuição das vazões na estiagem.

Entretanto, não houve diferença significativa entre os teores de COT para mata nativa e silvicultura nas camadas superficiais dos solos. Esta observação revela que, nos pontos em que os dados foram coletados, as condições superficiais se encontram com níveis razoáveis de proteção e que as condições de infiltração não foram modificadas de forma intensa. Nas saídas de campo, foram observadas plantações de eucalipto com presença de serrapilheira e pequenos arbustos formando sub-bosques que protegem o solo nos eventos de chuva (Figura 4-16). Carvalho, Dias *et al.* (2009) verificaram que as perdas por escoamento superficial em plantação de eucalipto em bacia do rio Paraíba do Sul representam menos que 0.2 % da água das chuvas, evidenciando que as condições de infiltração são mantidas.

As análises dos totais das vazões na estiagem demonstraram haver um período de resiliência de quatro anos (Figura 5-3 **c** e **d**) para que o sistema responda às oscilações nos totais de chuva. As vazões mínimas com 30 dias de estiagem (Figura 5-4 **a**) foram coerentes com os resultados dos totais na estiagem. A recessão do fluxo de base também não apresentou tendência significativa de mudança (Figura 5-6). Isto indica que o sistema possui bastante água armazenada nas camadas inferiores, com um sistema eficiente de carregamento destas pela água das chuvas. Ou seja, os solos da bacia são permeáveis o suficiente para garantir a recarga do sistema.

O fato de a conversão ter ocorrido massivamente nas áreas a montante das AVA também é um indicador de que as condições de infiltração não foram alteradas de forma intensa a ponto de dificultar a entrada de água das chuvas e limitar a recarga para a bacia como um todo. Van Dijk e Keenan (2007) observaram que a plantação de floresta (*Pinus* e eucalipto) nas altas declividades apresentou menor impacto nas vazões do que nas baixas declividades, nas AVA. A justificativa de tal observação é de que, nas altas declividades, os solos tendem a ser mais permeáveis e permitem uma entrada maior de água, assim, o

escoamento superficial será menor nessas áreas. Os resultados do balanço hídrico na simulação com o *HSPF*, no qual as AVA apresentaram, em média, 10% a mais de perdas por escoamento (Figura 6-3), estão de acordo com as observações de Van Dijk e Keenan (2007).

No balanço hídrico anual as áreas com silvicultura apresentaram perdas por escoamento total de aproximadamente 30% da água das chuvas, sendo que mais de 80% ocorre pelo fluxo de base (maiores detalhes do balanço hídrico no Apêndice 6). Tal observação sugere que a silvicultura, neste estágio, permite boas condições de infiltração e recarga apropriada do fluxo de base. Resultados similares foram encontrados por Carvalho, Dias *et al.* (2009).

É importante destacar também que esta região sofreu desmatamento intenso durante o final do século XIX e início do XX. Ainda assim, as bacias conseguem produzir água de forma a garantir o abastecimento hídrico, mesmo na estiagem.

Portanto, conclui-se que, nas análises realizadas neste trabalho, as mudanças de mata secundária em estágio inicial de regeneração para silvicultura não apresentaram evidências de modificações nas condições de infiltração dos solos de forma a dificultar a recarga das águas subterrâneas e, com isso, justificar a diminuição das vazões na estiagem.

Considerando que a questão deste trabalho é produção de água e que já foi constatado que as perdas por escoamento são secundárias nas bacias de estudos, apresenta-se a necessidade de uma segunda análise: a da evapotranspiração.

Como já demonstrado no início deste capítulo, a quantidade e a densidade da biomassa definirão as perdas por EVP. Então, pode-se considerar que as mudanças de uso causaram alterações significativas na EVP de forma a diminuir as vazões na estiagem.

Da mesma forma que não foram identificadas evidências de mudanças significativas nas condições de infiltração, conclui-se que a quantidade de água liberada pela remoção da mata secundária não foi suficiente para modificar as vazões na estiagem. Poderia ocorrer que as vazões anuais com a remoção da mata, de cheia e estiagem aumentassem, em razão da maior disponibilidade de água nos solos, mas ocorreu o contrário: as vazões decresceram.

A conversão da mata para silvicultura, especialmente a que ocorreu na área de estudos, demonstra que a silvicultura, por apresentar menor densidade de biomassa e maior eficiência hídrica em situações com baixa disponibilidade de água quando comparada à mata nativa (Almeida e Soares, 2003), apresenta menores perdas por EVP. O balanço hídrico anual comprova esta afirmação, indicando que a mata perde em torno de 10% a mais de água das chuvas via EVP do que a silvicultura (Figura 6-4).

De acordo com a simulação das vazões nos cenários reais (Figura 6-5), esta conversão de uso não resultou nem em aumento nem em diminuição da produção de água via EVP na escala anual nem sazonal. Nesses cenários, não há diferença nos totais simulados para os anos de 1988 a 2008. Os resultados estão de acordo com os de Wilk, Andersson *et al.* (2001), segundo os quais a quantidade e a condição da nova vegetação parecem isolar os efeitos da conversão de uso.

No entanto, é importante destacar o que já foi pontuado: mudanças na produção de água em bacias hidrográficas em menos que 20% da área da bacia não podem ser determinadas por medidas de vazão (Stednick, 1996). A variação nas respostas hidrológicas em função da porcentagem da área modificada na bacia está relacionada à não linearidade e à complexidade dos processos de resposta, os quais muitas vezes ocorrem, mas não são perceptíveis por causa da escala de análise espacial e temporal.

Da mesma forma, Costa Botta *et al.* (2003) concluem que as reduções na infiltração após mudança de uso das terras acarretaram aumento do escoamento durante o período das chuvas, mas esse processo não foi intenso o suficiente para gerar mudanças nas vazões durante a estiagem. Já as mudanças na evapotranspiração, causaram alterações significativas e perceptíveis nas vazões. As conclusões dos estudos de Costa estão de acordo com as dos experimentos em bacias pareadas.

Alterações de uso das terras, a exemplo do desmatamento, desencadeiam, sem dúvida, reduções nas condições de escoamento e infiltração dos solos assim como aumento na disponibilidade de água (Brown, Zhang *et al.*, 2005). No entanto, tais alterações nas condições de infiltração muitas vezes não são suficientes para modificar diretamente os processos geradores das vazões dos rios. Isto ocorre porque, em áreas permeáveis, como bacias hidrográficas rurais, mesmo que o escoamento seja intensificado pelas mudanças

na cobertura, de alguma forma, a água das chuvas infiltra em alguma parte da bacia e abastece minimamente o lençol freático, mantendo o nível dos rios na estiagem .

O processo de mudança das vazões em função de modificações das condições de infiltração em áreas permeáveis ocorre de forma mais lenta e, assim, muitas vezes não terá influencia direta na vazões, principalmente na estiagem (Brown, Zhang *et al.*, 2005).

Nas análises efetuadas até aqui, não houve evidências de que a quantidade de conversão de uso das terras ocorrida nas bacias do Atibainha e Cachoeira interferiu diretamente no regime das vazões durante o intervalo analisado. Os resultados indicaram que não houve mudanças significativas nas condições de escoamento superficial, de infiltração e nem de evapotranspiração. À exceção dos cenários extremos de conversão, nos quais a produção de água sofre alterações perceptíveis tanto nos regimes sazonais quanto nos anuais, os resultados demonstraram que o uso das terras tem papel importante no ciclo hidrológico das bacias, porém, neste caso, esse papel é secundário. As chuvas se apresentaram como o fator motor para justificar a diminuição das vazões das bacias do Atibainha e Cachoeira.

Os totais de chuva durante o período de recarga (verão) apresentaram tendências significativas de decréscimo ($p_value < 0.05$) para ambas as bacias estudadas (Figura 5-3 e e f). Entretanto, apenas a diminuição das chuvas não é um indicador para justificar o decréscimo significativo nas vazões de estiagem, como demonstram as análises das vazões mínimas absolutas (Figura 5-4).

Uma mudança nos padrões de chuva, a exemplo da ocorrência de chuvas mais intensas e em intervalos mais concentrados, poderia dificultar as condições de infiltração da água nos solos, causando reduções na estiagem.

Entre os anos de 1985 e 2000, a análise de frequência das máximas de chuva, para os quatro postos pluviométricos utilizados, demonstrou que os eventos extremos foram menores no final dos anos de 1990 quando comparados aos anos de 1980 (Figura 5-8).

Ou seja, tais resultados apontam que os eventos de chuva diários durante este intervalo não se tornaram mais intensos e, sim, mais amenos, descartando a possibilidade de as perdas por escoamento superficial terem aumentado em função da intensidade dos eventos de chuva. Este padrão ocorreu nos quatro postos pluviométricos analisados - 3

dentro e 1 no entorno das bacias - evidenciando uma característica de comportamento regional e não local.

As análises de tendência dos postos pluviométricos nos entornos das bacias comprovam o padrão regional de decréscimo nos totais de chuva. A Figura 5-9 **b** demonstra que, no recorte anual, dos 26 postos pluviométricos analisados, 65% apresentaram tendências negativas para os totais de chuva, sendo que 38% são estatisticamente significativas ($p_value < 0.05$). O mesmo padrão ocorreu no verão (Figura 5-9 **e**). Quanto às tendências positivas apresentadas em alguns postos, apenas 7% são estatisticamente significativas, sendo as restantes consideradas comportamento nulo/ausente.

É interessante notar que não existe relação entre o padrão no recorte anual e no verão para as análises de tendência CC, que é um indicador de concentração de eventos de chuva (Figura 5-9 **c** e **f**). Enquanto na análise anual, em 46% dos postos, os dias de chuva seguidos de dias de chuva têm tendência de decréscimo, no verão não existe um padrão e poucos postos apresentam tendências significativas. Isto é um indicador de que o regime de chuvas pode estar se alterando nas estações intermediárias, como a primavera e o outono.

As análises de chuva associadas aos resultados do modelo de simulação para os cenários reais, no qual as mudanças de uso das terras que ocorreram não foram suficientes para alterar os totais de vazão no recorte anual e sazonal, adicionam evidências para concluir que a hipótese inicial do trabalho não foi confirmada. Não houve qualquer indício de que a conversão de uso das terras durante o período de 1988 a 2005 causou diminuição nas vazões de estiagem. Já as mudanças nos totais de chuva justificam as diminuições das vazões na estiagem e abrem uma nova abordagem de estudos para as bacias estudadas: as mudanças climáticas e sua interferência no regime de vazões.

Os resultados deste trabalho colocam em foco as dinâmicas das chuvas. Não se sabe o porquê de as chuvas decrescerem neste intervalo. Os fenômenos El niño, La niña, as oscilações deceniais e as correlações com a temperatura da superfície do mar (TSM) têm sido alvo de estudos climáticos e podem ser um caminho. Nos últimos, observa-se um esforço da comunidade acadêmica em incorporar nos modelos hidrológicos funções atmosféricas para elucidar a relação entre produção de água, uso das terras e interferências climáticas regionais e globais (Milly, Dunne *et al.*, 2005; Pielke Sr, 2005;

Bloeschl, Ardoin-Bardin *et al.*, 2007; Zhang, Zwiers *et al.*, 2007; Conway, Persechino *et al.*, 2009; Li, Liu *et al.*, 2009; Tu, 2009; Gleick, 2010; Suen, 2010).

Tu (2009) identificou que as mudanças climáticas interferem de forma mais direta no regime de vazões do que as conversões de uso das terras. Segundo o autor, as mudanças de temperatura podem adiar ou adiantar as estações do ano, desencadeando efeitos que interferem na dinâmica hidrológica das bacias hidrográficas; por isso, a resposta é mais visível no recorte sazonal. Entretanto, os estudos deste autor foram realizados no hemisfério norte, em região fria e estão de acordo com os resultados esperados.

Em regiões frias, o aumento de temperatura pode adiantar o degelo e interferir nos processos de escoamento e evapotranspiração em razão da maior disponibilidade de água no solo (Gleick e Chalecki, 1999; Hodgkins, Dudley *et al.*, 2003; Jha, 2004; Hodgkins, Dudley *et al.*, 2005; Franczyk e Chang, 2009).

Em regiões quentes, as consequências das mudanças climáticas no ciclo hidrológico de bacias ainda não foram vastamente exploradas e, assim, não existe um consenso. Os processos de evapotranspiração e chuva são mais dinâmicos e os modelos disponíveis geram resultados incertos quando utilizam cenários gerados pelo *IPCC* (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) ou pelos Modelos de Circulação Global (*GCM – Global Circulation Models*). A princípio, as mudanças na temperatura gerariam o aumento dos extremos, nos quais regiões úmidas tenderiam a ficar mais úmidas e as secas mais secas.

As peculiaridades dos padrões regionais e sazonais faz com que os modelos globais gerem projeções incertas acerca das consequências das mudanças climáticas na produção de água de bacias hidrográficas, especialmente nas vazões.

Nóbrega, Collischonn *et al.* (2011) identificaram imprecisões em relação às simulações das vazões na bacia do Rio Grande utilizando cenários do GCM. Em diferentes cenários de emissão de gases de efeito estufa e de temperaturas gerados pelo GCM, os resultados apresentaram diminuição e aumento das vazões ao mesmo tempo. Os autores concluíram que os erros dos dados de entrada do modelo gerados pelo GCM não permitiram considerar tais previsões. Todd, Taylor *et al.* (2011) expõem o fato de que as simulações deste tipo superestimam os efeitos nas vazões e vão além dos já observados nas séries históricas.

Resultados similares aos de Nóbrega, Collischonn *et al.* (2011) foram encontrados para as regiões áridas e semiáridas da Etiópia. De acordo com Setegn, Rayner *et al.* (2011), na bacia do rio Nilo, as mudanças climáticas têm o potencial de reduzir as vazões anuais e a região já apresentou sensibilidade às oscilações no regime de chuvas. A simulação com alguns cenários gerados pelo GCM foi coerente com esta constatação, mas, para os autores, as direções das mudanças não podem ser determinadas com confiança utilizando os cenários dos GCMs, pois as projeções carregam uma margem de erro muito grande.

Os resultados nos estudos da bacia do Nilo na Etiópia e do rio Grande no Brasil indicam o desconhecimento dos efeitos das mudanças climáticas no regime de chuvas e temperatura e suas consequências nos processos hidrológicos das bacias hidrográficas em regiões tropicais e subtropicais.

A maior dificuldade está na transição dos possíveis efeitos das mudanças climáticas globais para as escalas regionais e locais. Nesta transição de escala, ainda existe a necessidade de inserir os efeitos das mudanças de uso das terras, que, mesmo considerados secundários, podem influenciar pontualmente a recarga de água das bacias hidrográficas.

8 Considerações Finais

Os resultados deste trabalho não indicaram demonstrativos de que a conversão de uso das terras ocorrida nas bacias do Atibainha e do Cachoeira, entre 1988 a 2008, causou as reduções das vazões mínimas na estiagem. A mudança de uso em menos de 15% da área da bacia de forma diluída ao longo dos anos e os decréscimos nos totais de chuva evidenciam que o regime das vazões tem a chuva como fator de influência direta, sendo o uso das terras fator secundário nesse processo. Assim, considera-se que a hipótese do trabalho foi inconclusiva.

Apesar dos resultados indicarem que o uso das terras não afetou diretamente o regime hídrico anual e sazonal, os mesmos podem ser considerados inconclusivos. A metodologia utilizando dados de chuvas diárias com intervalo curto de simulação limitou as análises e não foi suficiente para compreender os processos de chuva/escoamento/vazão na recarga de água dos solos. A simulação do modelo hidrológico com um intervalo maior das séries de chuva, baseado em ajuste espacial com imagens de radar meteorológico seja uma alternativa para os estudos futuros.

E, a escala de análise utilizada não permitiu identificar detalhes do processo de conversão que podem influenciar o regime hídrico ao longo dos anos, como, por exemplo, o efeito acumulativo do manejo da silvicultura e a aplicação de fogo na colheita das toras.

A aplicação do fogo na colheita pode ser considerada uma prática que dificulta a entrada de água nas camadas superficiais dos solos, deixando-o com uma película que repele a água das chuvas, resultando em aumento dos processos de escoamento superficial. Embora as amostras das camadas superficiais do solo tenham demonstrado que as concentrações médias de COT na silvicultura não apresentaram diferenças significativas quando comparadas as de mata, esta apresentou os maiores coeficientes de variação (32%).

Os resultados também não permitiram avaliar os impactos acumulativos da idade das rebrotas e a relação com as perdas por EVP na silvicultura.

Este trabalho demonstra que também existe a necessidade de se considerarem não só os efeitos acumulativos de uso das terras e seus respectivos impactos na manutenção dos

recursos hídricos de bacias hidrográficas, mas também as oscilações climáticas nos estudos de planejamento para abastecimento público de água.

Estudos que visem compreender a dinâmica de chuvas, como isolar os fatores de interferência local e regional, mostram-se essenciais para complementar análises de bacias hidrográficas. A interação da formação de chuvas com fatores externos (El Niño, La Niña, TSM) e internos (dinâmica atmosférica das bacias) surge como peça fundamental para compreender os processos formadores do ciclo hidrológico de bacias hidrográficas.

Uma metodologia que se destine a identificar as incertezas propagadas pelos modelos climáticos nos processos hidrológicos parece ser o primeiro passo para compreender como realizar corretamente os efeitos da transição de escalas espaciais.

A escala de tempo também é uma questão a ser explorada na hidrologia. Por exemplo, qual a escala de tempo necessária para verificar modificações nas estruturas dos solos em decorrência de alterações na cobertura e no sistema de recarga em razão do uso das terras e de mudanças climáticas.

A identificação da sensibilidade dos processos hidrológicos às transformações dos regimes, por exemplo, quais as consequências das alterações na dinâmica das estações do ano no sistema de recarga de bacias hidrográficas.

Diante da necessidade de elucidar tais questões, considera-se que a hidrologia se depara com o desafio de criar novas abordagens metodológicas para diagnosticar os impactos das modificações antrópicas na produção de água de bacias hidrográficas.

9 Referências Bibliográficas

- ACHARD, F. et al. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, v. 297, n. 5583, p. 999-1002, Jan 1 2002.
- ALBEK, M.; OGUTVEREN, U.; ALBEK, E. Hydrological modeling of Seydi Suyu watershed (Turkey) with HSPF. **Journal of Hydrology**, v. 285, n. 1-4, p. 260-271, Jan 1 2004.
- ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de Eucalyptus grandis e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003. ISSN 0100-6762.
- ANDREASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, Jan 1 2004.
- BACK, A. J. Aplicação de análise estatística para identificação de tendências climáticas. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 36, n. 5, p. 717-726, may, 2001 2001.
- BAYER, C. et al. Carbon stocks in organic matter fractions as affected by land use and soil management, with emphasis on no-tillage effect. **Ciência Rural**, v. 32, n. 3, p. 401-406, Jan 1 2002.
- BEACH, T. et al. Carbon isotopic ratios of wetland and terrace soil sequences in the Maya Lowlands of Belize and Guatemala. **Catena**, v. 85, n. 2, p. 109-118, Feb 22 2011.
- BERNOUX, M. et al. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronossequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 4, p. 777-783, Jan 1 1999.
- BESCHTA, R. L. et al. Peakflow responses to forest practices in the western Cascades of Oregon, USA. **Journal of Hydrology**, v. 233, p. 102-120., 2000.
- BEVEN, K.; KIRKBY, M. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 1, 1979.
- BICKNELL, B. R. et al. **Hydrological Simulation Program - FORTRAN HSPF Version 12 User's Manual**. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory. Athens, GA., p.845. 2001
- BLOESCHL, G. et al. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? **Hydrological Processes**, v. 21, n. 9, p. 1241-1247, Jan 1 2007.

- BORESJÖ, L. Mapping Boreal Vegetation Using Landsat TM and Topographic Map Data in a Stratified Approach. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 5, 1999.
- BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 103, p. 323-333, 1982.
- BRAGA, B. P. F.; PORTO, M.; SILVA, R. Water Management in Metropolitan São Paulo. **Water Resources Development**, v. 22, n. 2, p. 337-352, 2006.
- BRAGA JR., B. P. F. The Management of urban water conflicts in the metropolitan region of Sao Paulo. **International Water Resources Association - Water International**, v. 25, n. 2, p. 208 - 213, Jan 14 2000.
- BROWN, A. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1-4, p. 28-61, Jan 1 2005.
- BROWN, A. E. et al. Predicting the impact of plantation forestry on water users at local and regional scales - An example for the Murrumbidgee River Basin, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 82-93, Jan 1 2007.
- BRUIJNZEEL, L. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 104, n. 1, p. 185-228, Jan 1 2004.
- BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist forests and the effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam: Free University, 1990. 224
- BRUTSAERT, W. **Hydrology: An Introduction**. Fourth edition. New York, USA: Cambridge University Press, 2009. 605 ISBN 978 0 521 82479 8.
- BUTTLE, J. M.; METCALFE, R. A. Boreal forest disturbance and streamflow response, Northeastern Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 57, n. 2, p. 5-18, 2000.
- CALDER, I. Water use of eucalypts -- A review with special reference to South India. **Agricultural Water Management**, v. 11, n. 3-4, p. 333-342, Jan 1 1986.
- CALDER, I. R. Water use of eucalyptus - a review. In: CALDER, I. R., HALL, R. L. (Ed.). **Growth and water use of forest plantations**. West Sussex, England: John Wiley & Sons, 1992. p.381. ISBN 0 471 93561 1.
- CALDER, I. R. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 110-120, Jan 1 2007.

CARVALHO, A. P. V. et al. **Escoamento superficial de água em plantios florestais de eucalipto, Felixlândia-MG.** Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade. IPABHI. Taubaté, Brasil: 641-646 p. 2009.

CHICHILNISKY, G.; HEAL, G. Economic returns from the biosphere. **Nature**, v. 391, p. 629-630, 1998.

COE, M. T.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River - Land surface processes and atmospheric feedbacks. **Journal of Hydrology**, v. 369, n. 1-2, p. 165-174, Jan 1 2009.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.; CLARKE, R. Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? **Journal of Hydrology**, v. 245, n. 1-4, p. 218-238, Jan 1 2001.

CONWAY, D. et al. Rainfall and Water Resources Variability in Sub-Saharan Africa during the Twentieth Century. **Journal of Hydrometeorology**, v. 10, p. 41-59, 2009.

COSANDEY, C. et al. The hydrological impact of the mediterranean forest: a review of French research. **Journal of Hydrology**, v. 301, n. 1-4, p. 235-249, Jan 1 2005.

COSTA, M.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1-4, p. 206-217, Jan 1 2003.

DERY, S.; WOOD, E. Decreasing river discharge in northern Canada. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 10, p. L10401, Jan 1 2005.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1658-1670, Nov 2 2010.

DONIGIAN, A. Watershed model calibration and validation: The HSPF experience. Proceedings of the Water Environment Federation, 2002. Jan 1.

DUNNE, T.; BLACK, R. Partial Area Contributions to Storm Runoff in a Small New England Watershed. **Water Resources Research**, v. 6, p. 1296 -1311, Oct 11 1970.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in environmental planning.** Fifteenth printing. New York: Freeman and Company, 1998. 818 ISBN 0 7167 0079 4.

DYHR-NIELSEN, M. **Hydrological effect of deforestation in the Chao Phraya basin Thailand.** International symposium on tropical forest hydrology and application. Chiangmai, Thailand: 12 p. 1986.

EPA. **Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS) User's Manual**. U.S. Environmental Protection Agency p.337. 2001

EPA. **EPA Basins Technical note 6: Estimating Hydrology and hydraulic parameters for HSPF**. United States Environmental Protection Agency-EPA. Julho/2000

FAO. **Land-water linkages in rural watersheds–Electronic workshop. Conclusions and Recommendations**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome 2000.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia - the Effect of Population and Land-Tenure. **Ambio**, v. 22, n. 8, p. 537-545, Jan 1 1993.

FRANCZYK, J.; CHANG, H. The effects of climate change and urbanization on the runoff of the Rock Creek basin in the Portland metropolitan area, Oregon, USA. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 6, p. 805-815, Jan 1 2009.

GAMA-RODRIGUES, E. et al. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 29, p. 893-901, 2005.

GLEICK, P. H. Climate change, exponential curves, water resources, and unprecedented threats to humanity. **Climatic Change**, v. 100, n. 1, p. 125-129, May 20 2010.

GLEICK, P. H.; CHALECKI, E. L. The impacts of climatic changes for water resources of the colorado and sacramento-san joaquin river basins. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n. 6, p. 1429-1441, 1999.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v. 8, p. 345-360, 2002.

HAMON, W. R. Computation of direct runoff amounts from storm rainfall. In: (Ed.). **International Association of Hydrological science** v. 63, 1963. p.52–62.

HAO, Y. Effect of cropland management and slope position on soil organic carbon pool at the North Appalachian Experimental Watersheds. **Soil and Tillage Research**, v. 68, n. 2, p. 133-142, Dec 1 2002.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. **Statistical Methods in Water Resources**. USGS, 2002.

HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A. R. **Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas**. 1967. 275-290

HODGKINS, G. A.; DUDLEY, R. W.; HUNTINGTON, T. G. Changes in the timing of high river flows in New England over the 20th Century. **Journal of Hydrology**, v. 278, p. 244-252, 2003.

HODGKINS, G. A.; DUDLEY, R. W.; HUNTINGTON, T. G. Summer low flows in new england during the 20th century. **Journal of the American Water Resources Association**, p. 403-412, 2005.

JHA, M. Impacts of climate change on streamflow in the Upper Mississippi River Basin: A regional climate model perspective. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, n. D9, p. D09105, Jan 1 2004.

JOHNSON, D. W.; CURTIS, P. S. Effects of forest management on soil C and N storage: Meta analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 140, p. 227-238, 2001.

JOHNSON, M. S. et al. Application of two hydrologic models with different runoff mechanisms to a hillslope dominated watershed in the northeastern US: a comparison of HSPF and SMR. **Journal of Hydrology**, v. 284, n. 1-4, p. 57-76, Jan 1 2003.

KINZIG, A. et al. Paying for Ecosystem Services - Promise and Peril. **Science - Policy Forum**, v. 334, p. 603-604, 2011.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, 2004.

LANE, P. et al. The response of flow duration curves to afforestation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1-4, p. 253-265, Jan 1 2005.

LARAQUE, A. et al. **Spatial and temporal variability of rainfall and stream flow in Central Africa during the XXth century**. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Vitória, ES 1997.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

LI, Z. et al. Impacts of land use change and climate variability on hydrology in an agricultural catchment on the Loess Plateau of China. **Journal of Hydrology**, v. 377, p. 35-42, 2009.

LIEBMANN, B.; MARENGO, J. A. The Seasonality and Interannual Variability of Rainfall in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate**, v. 14, p. 4308-4318, 2002.

LIKENS, G. et al. **Effects of Forest Cutting and Herbicide Treatment on Nutrient Budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem**. Ecological Monographs. 40: 23-47 p. 1970.

- LIMA, A. M. N. et al. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no vale do rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 32, p. 1053-1063, 2008.
- LIN, Y.; WEI, X. The impact of large-scale forest harvesting on hydrology in the Willow watershed of Central British Columbia. **Journal of Hydrology**, v. 359, n. 1-2, p. 141-149, Jan 1 2008.
- LITTLE, C. et al. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. **Journal of Hydrology**, v. 374, n. 1-2, p. 162-170, Jan 1 2009.
- LOPES, F. et al. Dynamics simulation of soil carbon in a small rural watershed by Century model. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 43, n. 6, p. 745-753, Jan 1 2008.
- MALHI, Y. et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, Jan 1 2008.
- MARENGO, J. et al. Extreme climatic events in the Amazon basin: Climatological and hydrological context of recent floods. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 107, n. 1-2, p. 73-85, 2011.
- MARENGO, J. A. Interdecadal variability and trends in rainfall in the Amazon basin. **Theoretical And Applied Climatology**, v. 78, n. 1-3, p. 79-96, 2004.
- MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.
- MILLY, P. C. D.; DUNNE, K. A.; VECCHIA, A. V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. **Nature**, v. 438, n. 17, p. 347-350, 2005.
- MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 2^a edição. Editora UFV – Universidade Federal de Viçosa, 2004.
- MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, Jan 1 2007.
- MORTATTI, J. et al. Hidrologia dos Rios Tietê e Piracicaba: séries temporais de vazão e hidrogramas de cheia. **Revista de Ciência & Tecnologia, Piracicaba**, v. 12, n. 23, p. 1-88, 2004.
- NEUFELDT, H.; RESCK, D. V. S.; AYARZA, M. A. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. **Geoderma**, v. 107, p. 151-164, Apr 26 2002.

NÓBREGA, M. T. et al. Uncertainty in climate change impacts on water resources in the Rio Grande Basin, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 585-595, 2011.

NOSETTO, M.; JOBBAGY, E.; PARUELO, J. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. **Global Change Biology**, v. 11, n. 7, p. 1101-1117, Jan 1 2005.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto - Princípios e Aplicações**. 2º Edição. Edgard Blücher, 1992.

OLIVEIRA, J. B. et al. **Mapa de Solos do Estado de São Paulo**: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Solos, Ministerio da Agricultura e do Abastecimento. Embrapa/IAC 1999.

ORANGE, D. et al. The effects of climate changes on river baseflow and aquifer storage in Central Africa. **Sustainability Of Water Resources Under Increasing Uncertainty, IAHS Publication**, v. 240, p. 113-123, 1997.

LOUDIN, L. et al. Has land cover a significant impact on mean annual streamflow? An international assessment using 1508 catchments. **Journal of Hydrology**, v. 357, n. 3-4, p. 303-316, Jan 1 2008.

PEREIRA, V. R. **Identificação de Áreas com Potencial para a Produção de Sedimentos a montante dos reservatórios do Sistema de Abastecimento Cantareira: os reservatórios de Cachoeira e Atibainha**. 2007. 103 Dissertação de Mestrado (Dissertação de Mestrado). Departamento de Geografia/Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PIELKE SR, R. A. Atmospheric Science: Land Use and Climate Change. **Science - Atmospheric Science**, v. 310, n. 5754, p. 1625-1626, Dec 9 2005.

PIRES, M. Watershed protection for a world city: the case of New York. **Land Use Policy**, v. 21, p. 161-175, 2004.

PIZARRO, R. et al. The effects of changes in vegetative cover on river flows in the Purapel river basin of central Chile. **Journal of Hydrology**, v. 327, n. 1-2, p. 249-257, 2006.

RECHA, J. W. et al. Streamwater dynamics in tropical headwater catchments as a result of forest clearing and soil degradation. **Journal of Hydrology. In review**, In review.

RIBEIRO, W. C. Oferta e estresse hídrico na região Metropolitana de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 25, n. 71, p. 119-133, 2011. ISSN 0103-4014.

ROBINSON, M. et al. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective. . **Forest Ecology and Management**, v. 186, p. 85–97, 2003.

RODRIGUES JÚNIOR, C. et al. **Florestamento compensatório com vistas à retenção de água no solo da bacia hidrográfica do Ribeirão Itaim, Taubaté, SP. I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico** Taubaté, Brasil: IPABHi: 67-73 p. 2007.

RYGAARD, M.; BINNING, P. J.; ALBRECHTSEN, H.-J. Increasing urban water self-sufficiency: New era, new challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 185-194, 2011.

SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, n. 1-4, p. 293-309, Jan 1 1996.

SALEH, A.; DU, B. Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the Upper North Bosque River watershed in Central Texas. **Transactions of the ASAE**, v. 47, n. 4, p. 1039-1049, Jan 1 2004.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 44, p. W00A08, Jan 1 2008.

SETEGN, S. G. et al. Impact of climate change on the hydroclimatology of Lake Tana Basin, Ethiopia. **Water Resources Research**, v. 47, n. W04511, p. 1-13, 2011.

SHAHRIARI, A. et al. Effect of a long-term cultivation and crop rotations on organic carbon in loess derived soils of Golestan Province, Northern Iran. **International Journal of Plant Production**, v. 5, n. 2, p. 147-152, 2011.

SIKKA, A. et al. Low flow and high flow responses to converting natural grassland into bluegum (*Eucalyptus globulus*) in Nilgiris watersheds of South India. **Journal of Hydrology**, v. 270, n. 1-2, p. 12-26, Jan 1 2003.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 2, p. 320-329, Jan 1 2009.

SINGH, J. et al. Hydrologic Modeling of the Iroquois River Watershed Using HSPF and SWAT. **Journal of the American Water Resources Association-JAWRA**, p. 343-360, April 2005.

SIRIWARDENA, L.; FINLAYSON, B.; MCMAHON, T. The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: The Comet River, Central Queensland, Australia. **Journal of Hydrology**, v. 326, n. 1-4, p. 199-214, Jan 1 2006.

- SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, v. 240, n. 3-4, p. 147-186, Jan 1 2001.
- SMITH, C. K. et al. Soil carbon stocks after forest conversion to tree plantations in lowland Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 164, n. 1-3, p. 257-263, 2002.
- SOARES, J.; ALMEIDA, A. Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 253, n. 1-4, p. 130-147, Jan 1 2001.
- STEDNICK, J. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, v. 176, n. 1-4, p. 79-95, Jan 1 1996.
- SUEN, J.-P. Potential impacts to freshwater ecosystems caused by flow regime alteration under changing climate conditions in Taiwan. **Hydrobiologia**, v. 649, n. 1, p. 115-128, Jan 1 2010.
- SUN, G. et al. Potential water yield reduction due to forestation across China. **Journal of Hydrology**, v. 328, n. 3-4, p. 548-558, Jan 1 2006.
- TARBOTON, D. G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v. 33, n. 2, p. 309-319, Jan 1 1997.
- TKASSAHUN, H. T. et al. **The Effect of Land Use and Its Management Practices on Plant Nutrient Availability and Carbon Sequestration**. 2009
- TODD, M. et al. Uncertainty in climate change impacts on basin-scale freshwater resources – preface to the special issue: the QUEST-GSI methodology and synthesis of results. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 1035-1046, 2011.
- TU, J. Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. **Journal of Hydrology**, v. 379, n. 3-4, p. 268-283, Dec 30 2009.
- VAN DAM, D.; VELDKAMP, E.; VAN BREEMEN, N. Soil organic carbon dynamics: Variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. **Biogeochemistry**, v. 39, n. 3, p. 343-375, 1997.
- VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 1-9, Jan 1 2007.
- VANDENBYGAART, A. J.; GREGORICH, E. G.; ANGERS, D. A. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. **Canadian Journal of Soil Science**, 2003.

VILLAR, J. C. E. et al. Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974-2004). **Journal of Hydrology**, v. 375, n. 3-4, p. 297-311, Jan 1 2009.

WALTER, M. T. et al. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 3, p. 277-284, 2000.

WANGCHENG, Q. Effects of deforestation on flood characteristics with particular reference to Hainan Island, China. Hydrology of Humid Tropical Regions with Particular Reference to the Hydrological Effects of Agriculture and Forestry Practice-Hamburg Symposium, 1983. IAHS Publ.

WARD, A. D.; TRIMBLE, S. W. **Environmental Hydrology**. London, New York: Lewis Publishers CRC Press Company, 2003.

WATERLOO, M. J. et al. Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a *Pinus caribaea* plantation in Viti Levu, Fiji. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 31-44, Jan 1 2007.

WILK, J.; ANDERSSON, L.; PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 14, p. 2729-2748, Jan 1 2001.

WITTENBERG, H. Nonlinear analysis of flow recession curves. FRIEND: Flow Regimes from International Experimental and Network Data - Braunschweig Conference, 1994. IAHS Publication.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, Jan 1 2001.

ZHANG, X. et al. Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. **Nature**, v. 448, n. 7152, p. 461-U4, Jan 1 2007.

10 Apêndices

Apêndice 1 - *Valores do teste –t de Welsch para as classes de uso das terras.*

Uso	Mata	Silvicultura	Pastagem
Mata		0.22 (t=1.23)	*0.01 (t=2.5)
Silvicultura	0.22 (t=1.23)		0.23 (t=1.20)
Pastagem	*0.01(t=2.5)	0.23 (t=1.20)	

95% intervalo de confiança – teste-t de Welch.

Apêndice 2 - Detalhes do modelo de regressão linear das análises de vazões mínimas

Tabela 13: Resultados do modelo de regressão linear para as vazões mínimas de estiagem.

	Atibainha (dias de estiagem)				Cachoeira (dias de estiagem)			
	30	45	60	75	30	45	60	75
Coef (a)	-0.14	-0.11	-0.11	-0.14	-0.15	-0.13	-0.12	-0.14
R²	0.25	0.39	0.14	0.17	0.40	0.43	0.52	0.41
GL*	18	18	18	18	18	18	18	18
P_value	0.02	0.002	0.09	0.06	0.002	0.001	0.0002	0.002

* Graus de liberdade

Apêndice 3 - *Detalhes do modelo de regressão linear das análises de vazões de recessão de fluxo de base.*

Tabela 14: Resultados do modelo de regressão linear para as análises de recessão de fluxo de base.

	Atibainha	Cachoeira
Coef (a)	-0.02	-0.01
R²	0.23	0.02
GL*	16	19
P_value	0.04	0.5

* Graus de liberdade

Apêndice 4 - *Localização dos postos pluviométricos utilizados na análise do comportamento das chuvas na escala regional.*

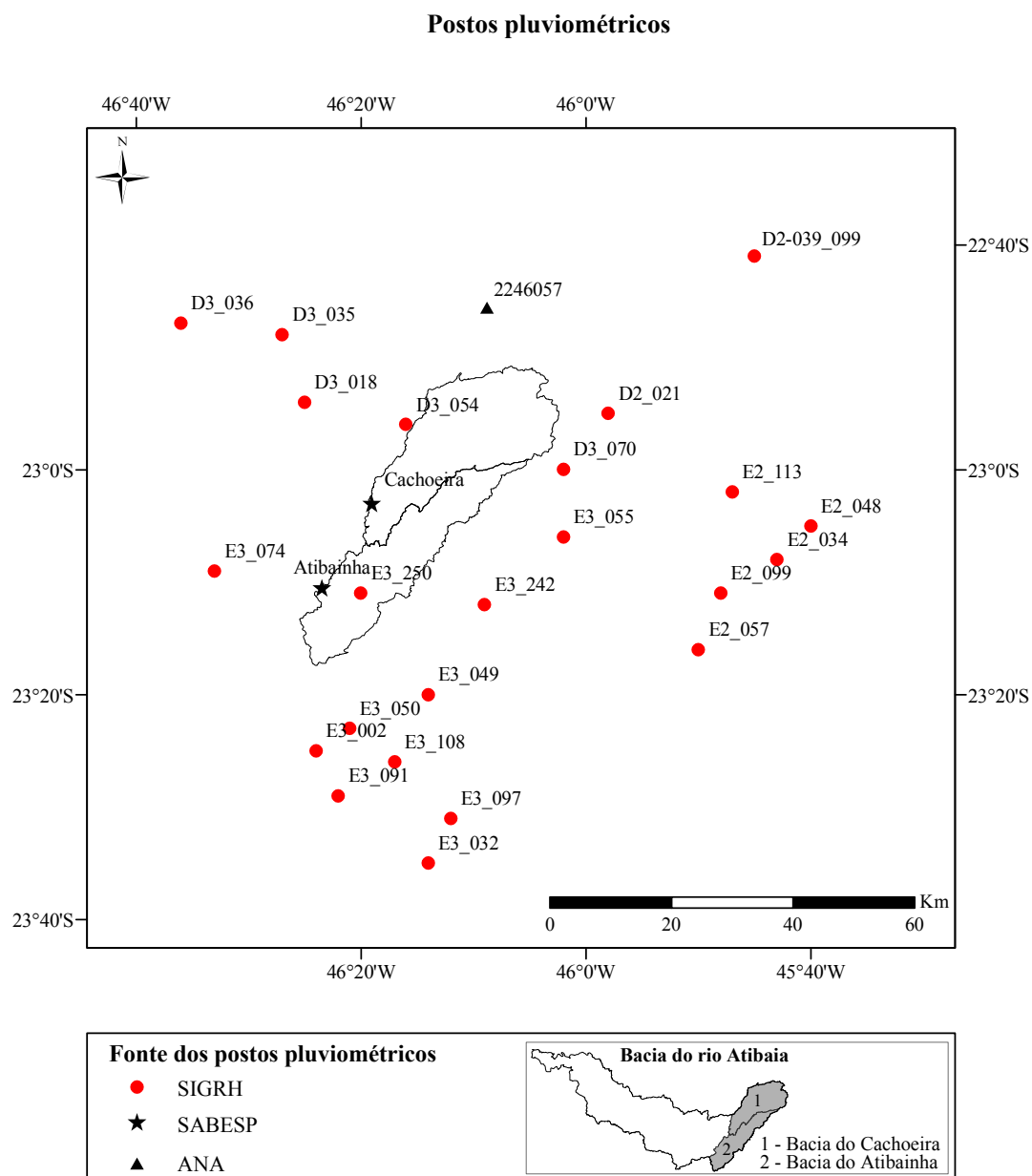


Figura 10-1: Localização dos postos pluviométricos utilizados na análise de chuvas na escala regional.

Apêndice 5 - Parâmetros de calibração do WINHSPF nas áreas permeáveis para as 5 subrotinas.

PWAT-PARM1

```
*** <PLS>          Flags
*** x - x CSNO RTOP UZFG VCS VUZ VNN VIFW VIRC VLE IFFC HWT IRRG IFRD
101 109 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0
END PWAT-PARM1
```

PWAT-PARM2

```
*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
101      1.    3     6    59  0.09    0  0.989

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
102      1.    2.5   0.8   62  0.09   0.45  0.999

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
103      1.    4     6   280  0.2    0  0.989

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
104      1.   11    10   328  0.2    0  0.988

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
105      1.    2.5   0.8   104  0.4   0.45  0.999

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
106      1.   20    14   400 0.245438  0  0.999

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
107      1.    0.9    1   203  0.08   0.6  0.999

*** <PLS>  FOREST  LZSN  INFILT  LSUR  SLSUR  KVARV  AGWRC
*** x - x      (in) (in/hr)  (ft)      (1/in) (1/day)
108      1.    0.9    0.8  131  0.4    0.5  0.999
109      1.    0.9    0.01  95  0.021  0.6  0.999
```

END PWAT-PARM2

PWAT-PARM3

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

101 40. 35. 2 2. 0 0 0.

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

102 40. 35. 2 2. 0 0.0058 0.2

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

103 104 40. 35. 2 2. 0 0 0.

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

105 40. 35. 2 2. 0 0.005 0.35

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

106 40. 35. 2 2. 0.2 0 0.

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

107 40. 35. 2 2. 0 0.04 1

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

108 40. 35. 2 2. 0 0.01 1

*** <PLS> PETMAX PETMIN INFEXP INFILD DEEPFR BASETP AGWETP

*** x - x (deg F) (deg F)

109 1 0 2. 2. 0 0 0

END PWAT-PARM3

PWAT-PARM4

*** <PLS> CEPSC UZSN NSUR INTFW IRC LZETP

*** x - x (in) (in) (1/day)

101 0.175 6 0.3 1.8 0.75 0.2

*** <PLS> CEPSC UZSN NSUR INTFW IRC LZETP

*** x - x (in) (in) (1/day)

102	0.28	6	0.3	0.85	0.75	0.3	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
103	0.2	6	0.45	2.5	0.75	0.3	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
104	9	8	0.75	3	0.85	1	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
105	0.32	6	0.5	0.85	0.85	0.85	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
106	9.5	10	1	4	0.85	1.2	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
107	10	10	0.6	1	0.85	1.5	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
108	10	10	0.35	1	0.85	1.5	
*** <PLS>	CEPSC	UZSN	NSUR	INTFW	IRC	LZETP	
*** x - x	(in)	(in)		(1/day)			
109	10	10	0.1	1	0.85	1.5	

END PWAT-PARM4

PWAT-STATE1

*** <PLS>	PWATER state variables (in)							
*** x - x	CEPS	SURS	UZS	IFWS	LZS	AGWS	GWVS	
101	0	0	6	0	3	1	0	
*** <PLS>	PWATER state variables (in)							
*** x - x	CEPS	SURS	UZS	IFWS	LZS	AGWS	GWVS	
102	0	0	6	0	2.5	1	0	
*** <PLS>	PWATER state variables (in)							
*** x - x	CEPS	SURS	UZS	IFWS	LZS	AGWS	GWVS	
103	0	0	6	0	4	1	0	

```

*** <PLS> PWATER state variables (in)

*** x - x  CEPS  SURS  UZS  IFWS  LZS  AGWS  GWVS

104      0   0   8   0  11   1   0

*** <PLS> PWATER state variables (in)

*** x - x  CEPS  SURS  UZS  IFWS  LZS  AGWS  GWVS

105      0   0   6   0  2.5   1   0

*** <PLS> PWATER state variables (in)

*** x - x  CEPS  SURS  UZS  IFWS  LZS  AGWS  GWVS

106      0   0  10   0  20   1   0

*** <PLS> PWATER state variables (in)

*** x - x  CEPS  SURS  UZS  IFWS  LZS  AGWS  GWVS

107 109    0   0  10   0  0.9   1   0

END PWAT-STATE1

```

MON-LZETPARM

```

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

101    0.1 0.1 0.1 0.1 0.1  0  0  0 0.1 0.1 0.1 0.1

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

102    0.2 0.2 0.2 0.2 0.2 0.1 0.1 0.1 0.2 0.2 0.2 0.2

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

103    0.3 0.3 0.3 0.3 0.2 0.1 0.1 0.1 0.2 0.3 0.3 0.3

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

104    0.5 0.5 0.5 0.5 0.3 0.1 0.1 0.1 0.3 0.5 0.5 0.5

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

105    0.38 0.38 0.38 0.3 0.2 0.1 0.1 0.1 0.2 0.38 0.38 0.38

*** <PLS> Lower zone evapotransp parm at start of each month

*** x - x  JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

106    0.8 0.8 0.8 0.8 0.6 0.25 0.25 0.25 0.6 0.8 0.8 0.8

```

```

*** <PLS> Lower zone evapotransp  parm at start of each month

*** x - x JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

107  1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 0.9 0.5 0.6 1.2 1.2 1.2 1.2

*** <PLS> Lower zone evapotransp  parm at start of each month

*** x - x JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

108  1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 0.8 0.8 0.8 1.2 1.2 1.2 1.2

*** <PLS> Lower zone evapotransp  parm at start of each month

*** x - x JAN FEB MAR APR MAY JUN JUL AUG SEP OCT NOV DEC

109  1.2 1.2 1.2 1.2 1.2  1  1  1 1.2 1.2 1.2 1.2

END MON-LZETPARM

```

Apêndice 6 – *Balanço hídrico anual gerado pelo HSPF para o ano de 2006*

Tabela 15: Balanço hídrico anual por uso das terras na bacia do Atibainha apresentado em porcentagem de chuva para o ano de 2006 (1500 mm).

Componentes do Balanço Hídrico	Uso das terras					
	Pastagem	Pastagem*	Silvicultura	Silvicultura*	Mata	Mata*
Escoamento superficial	0	0	0	0	0	0
Escoamento intermediário	0	1	0	1	0	1
Escoamento fluxo de base	34	39	32	35	18	37
Escoamento Total	34	41	32	36	18	38
Água subterrânea	0	0	0	0	21	0
EVP_Potencial	64	64	64	64	64	64
Interceptação	37	37	36	44	43	43
EVP_solo_superficial	2	14	1	12	4	11
EVP_solo_profundo	5	2	8	5	12	6
EVP_água subterrânea	0	4	0	3	0	3
EVP_fluxo de base	0	0	0	0	0	2
EVP Total	44	57	45	64	59	64

*AVA