



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

RODRIGO CUSTÓDIO URBAN

**FRAGILIDADE AMBIENTAL, QUALIDADES DO SOLO, DA ÁGUA E
OCUPAÇÃO URBANA NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS –
SOROCABA/SP**

Sorocaba
2011



RODRIGO CUSTÓDIO URBAN

**FRAGILIDADE AMBIENTAL, QUALIDADES DO SOLO, DA ÁGUA E
OCUPAÇÃO URBANA NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS –
SOROCABA/SP**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva

Sorocaba
2011



Urban, Rodrigo Custódio.

Fragilidade Ambiental, qualidades do solo, da água e ocupação urbana na microbacia do córrego Lavapés-Sorocaba/SP / Rodrigo Custódio Urban, 2011.
139 f.

Orientador: Alexandre Marco da Silva

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Programa Interunidades, Sorocaba, 2011

1. Diagnóstico ambiental. 2. Qualidade ambiental urbana. 3. Susceptibilidade à erosão. I. Universidade Estadual Paulista. Programa Interunidades. II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE RODRIGO CUSTÓDIO URBAN, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 22 dias do mês de março do ano de 2011, às 09:00 horas, no(a) SALA DE VIDEOCONFERÊNCIA - UNESP SOROCABA, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA do(a) Coordenadoria de Curso / Unidade de Sorocaba, Prof. Dr. SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ do(a) Departamento de Ciências Florestais / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" / USP, Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO do(a) Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências - UNESP Rio Claro, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de RODRIGO CUSTÓDIO URBAN, intitulado "FRAGILIDADE AMBIENTAL, QUALIDADE DO SOLO, DA ÁGUA E OCUPAÇÃO URBANA NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP". Após a exposição, o discente foi argüido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: aprovado. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA


Prof. Dr. SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ


Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

À MINHA FAMÍLIA

AGRADECIMENTOS

Ao professor Alexandre Marco da Silva pela orientação, auxílio, visitas a campo, ensinamentos e conselhos que tanto contribuíram para a minha formação.

À FAPESP pelo essencial apoio financeiro dado a esta pesquisa, por meio da concessão da bolsa de estudo e recursos de reserva técnica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental e à Fundunesp pela concessão de verba suplementar, que deu apoio ao projeto.

Aos professores Fabiano, Maria Lúcia e Sandro por disponibilizarem equipamentos de campo e de laboratório que foram fundamentais para o andamento do projeto.

Ao Campus da UNESP de Sorocaba, pela concessão de espaço e infra-estrutura para o desenvolvimento de parte do projeto.

Ao laboratório de Ecologia Isotópica do CENA, em Piracicaba, pelas análises que enriqueceram o conteúdo da pesquisa.

Aos funcionários da UNESP de Sorocaba, porteiros, técnicos de laboratórios, pessoal da limpeza, manutenção, informática e todos os outros que auxiliaram, direta ou indiretamente, no andamento da pesquisa.

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental da UNESP de Sorocaba e do programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, pelos conhecimentos e experiências passados.

Ao colega e amigo Tiago Francisco Martins, pelos documentos cartográficos fornecidos e auxílio no traçado da microbacia do córrego Lavapés.

Aos colegas da graduação em Engenharia Ambiental da UNESP de Sorocaba, e colegas de profissão, Rômulo, Alexandre, Rodolpho, Guilherme e à colega de mestrado e amiga Carolina, pelo auxílio nas coletas e análises.

Ao colega e grande amigo Luiz Augusto Manfré pelo auxílio em todas as etapas da pesquisa, indicações de referências, participações conjuntas em simpósios, redação conjunta de artigos e capítulos de livro. E também pelas conversas úteis, inúteis, momentos de descontração e, especialmente, pela amizade.

À minha mãe pelo apoio incondicional em todas as etapas da minha vida, e pelos esforços possíveis e impossíveis em prol do bem estar de seus filhos e familiares. Ao meu pai pelo apoio a todas minhas realizações e orgulho de minhas conquistas. À minha irmã Bia por todas as briguinhas de irmãos nos momentos em que estávamos juntos, e grande saudade nos momentos que estávamos distantes. Ao meu avô Sebastião pelo apoio pessoal

e financeiro e carinho que tanto me auxiliaram. À minha tia Fátima por todo seu apoio e jeito inconfundíveis. Às minhas avós Zélia e Izaltina, que tanto se orgulhariam desse momento e que deixaram lembranças lindas da minha infância e juventude.

À Liane, pelos momentos compartilhados no desenvolvimento dos nossos projetos, pesquisas e trabalhos. Pelas traduções de resumos e textos, sem as quais eu não terminaria meus trabalhos. Pelo intenso carinho, respeito e convivência. Mas principalmente por tornar esse difícil fim de mestrado muito mais feliz e agradável com a sua linda presença.

A todos os moradores e agregados dos apartamentos 23, 31 e 34 do edifício Rio de Janeiro, Jackie, Tobi, Paquito, Marcelo, Chang, Dimitrius, Ovelha, Anderson, e especialmente para os grandes amigos Risada, Gusha, Ken, Mapol, Liv, Victor, Marcelinho, Samuel, Pedro, Sapo, Roger e Dú pela intensa, e muitas vezes difícil, convivência, que rendeu grandiosas amizades.

A todas as outras pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização dessa pesquisa.

Resumo

Este estudo teve como objetivo efetuar uma análise comparativa entre variáveis físicas e químicas de qualidade de água e solo e da fragilidade ambiental da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP. A área de estudo possui alguns fragmentos florestais remanescentes, e apresenta aumento de área urbanizada. Foram quantificadas quinze variáveis descritoras da situação física, química e hidráulica do solo, *in situ* ou em laboratório. A amostragem de água foi realizada, mensalmente, durante doze meses, em dois pontos previamente selecionados. Foram quantificados dezesseis variáveis físicas e químicas de qualidade de água. Um mapa de Fragilidade Ambiental a processos erosivos foi elaborado a partir de método de superposição de mapas. A área de estudo apresentou Fragilidade Ambiental muito baixa (73,33% de sua área), indicando baixa propensão a eventos erosivos severos. A análise das variáveis de qualidade de solo apresentou melhores condições ambientais nas áreas de vegetação remanescente. As variáveis condutividade elétrica, porosidade, e frações de carbono e nitrogênio do solo se mostraram superiores em áreas de vegetação. A compactação dos solos expostos foi superior às dos outros usos. O uso da terra que apresentou maior heterogeneidade de dados de qualidade de solo foi a “área urbana”, devido a grande quantidade de materiais exógenos encontrados nos solos amostrados. As amostras de água apontaram ligeira queda na qualidade do córrego Lavapés, entre o ponto amostral próximo à nascente e o ponto próximo à foz. Não verificou-se grande influência sazonal no comportamento iônico dos cursos d’água. A exportação de nutrientes pelo córrego Lavapés apresentou baixa influência para o rio Sorocaba. O córrego Lavapés encontra-se em estado mesotrófico. A análise integrada de resíduos de superfícies de tendência das variáveis magnésio, fósforo e cálcio, com a hidrografia da área de estudo indicou que o solo contribui para a concentração desses íons no córrego Lavapés. A regressão multivariada das superfícies de tendência das variáveis compactação, porosidade e teor de carbono do solo, com o mapa de Fragilidade Ambiental apresentou coeficiente de determinação $R^2 = 0,93$, apontando a relação dessas variáveis com a susceptibilidade erosiva da microbacia do córrego Lavapés.

Palavras-chave: diagnóstico ambiental, qualidade ambiental urbana, susceptibilidade à erosão, taxa de exportação de nutrientes, sistema de informações geográficas.

Abstract

A comparative analysis among the physical and chemical parameters of water and soil quality and of Environmental Fragility of the watershed of stream Lavapés – Sorocaba/SP was carried out. The study area has remnant forest patches and urban increasing. We quantified fifteen physical, chemical and hydraulic soil parameters. Monthly and during on year we collected water samples and *in situ* complementary information, in order to check the local water quality. Sixteen physical and chemical parameters of water quality were analysed. An Environmental Fragility map was elaborated through a method of map overlaying. The study area presented very low Environmental Fragility (73,3% of its area), indicating low propensity to severe erosion processes. Soil presented better environmental conditions in areas covered with forest vegetation. There was not verified great change in the textures of the soils from different land covers. The parameters electric conductivity, porosity, carbon and nitrogen were higher in areas of vegetation. The compaction was higher in exposed soils than it was in the other land covers. The “urban areas” presented higher data heterogeneity of soil quality, because of the great quantity of exogenous materials searched with the samples of soil. The water samples pointed a worsening in the quality of the stream Lavapés, between the sampling point next to the head of the river and the sampling point next to the mouth of the river. There was not verified great seasonal influence in the ionic behaviour of the watercourse. The output rate of nutrients by the stream Lavapés presented low influence to the river Sorocaba. The stream Lavapés was in mesotrophic state. The integrated analysis of the residuals of tendency surfaces of the parameters magnesium, phosphorus and calcium, with the study area hydrography indicated that the soil contributes with the concentration of those ions in the stream Lavapés. The multiple regression of the tendency surfaces of the parameters compaction, porosity and carbon, with the map of Environmental Fragility presented coefficient of determination $R^2 = 0,93$, pointing the relationship between these parameters and the erosive susceptibility of the watershed of stream Lavapés.

Keywords: environmental diagnosis, urban environmental quality, erosion susceptibility, output rate of nutrients, geographic information system.

Índice de Figuras

FIGURA 1. LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE SOROCABA (A) E DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS (B) E (C).	25
FIGURA 2. TRIÂNGULO DE GRUPAMENTO TEXTURAL - CLASSIFICAÇÃO BRASILEIRA. FONTE: EMBRAPA (2006).	33
FIGURA 3. VARIAÇÃO DA POSIÇÃO DOS COMPONENTES DO PENETRÔMETRO DE IMPACTO NA DIREÇÃO DO CAMPO GRAVITACIONAL.	34
FIGURA 4. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA D'ÁGUA NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	38
FIGURA 5. VISTA DO PONTO DE COLETA 1(A) E DO PONTO DE COLETA 2 (B). (FOTOS: ALEXANDRE MARCO DA SILVA).....	39
FIGURA 6. MODELO DE ELEVAÇÃO DIGITAL DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	43
FIGURA 7. MAPA CLINOGRÁFICO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	44
FIGURA 8. HISTOGRAMA DO MAPA DE DECLIVIDADE (%) X NÚMERO DE OCORRÊNCIAS POR CLASSE E PONTO DE INFLEXÃO DESTACADO.	45
FIGURA 9. HISTOGRAMA DO MAPA HIPSOMÉTRICO (M) X NÚMERO DE OCORRÊNCIAS POR CLASSE E PONTOS DE INFLEXÃO DESTACADOS.	45
FIGURA 10. FRAGILIDADE EM RELAÇÃO AO SOLO NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	46
FIGURA 11. MAPA DE USO DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP	47
FIGURA 12. FRAGILIDADE AMBIENTAL DA MICROBACIA URBANA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA-SP. ..	49
FIGURA 13. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FRAÇÃO DE AREIA FINA (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	53
FIGURA 14. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FRAÇÃO DE AREIA MÉDIA (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	55
FIGURA 15. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FRAÇÃO DE AREIA GROSSA (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	55
FIGURA 16. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FRAÇÃO DE ARGILA (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	56
FIGURA 17. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FRAÇÃO DE SILTE (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	56
FIGURA 18. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE RESISTÊNCIA À PENETRAÇÃO (KGF/CM ²) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	57
FIGURA 19. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE DENSIDADE REAL (G/CM ³) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	59
FIGURA 20. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE DENSIDADE APARENTE (G/CM ³) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	59
FIGURA 21. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE UMIDADE RELATIVA (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	60

FIGURA 22. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ($\mu\text{S}/\text{CM}$) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	60
FIGURA 23. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE POROSIDADE (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	61
FIGURA 24. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE CARBONO (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	62
FIGURA 25. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE NITROGÊNIO (%) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	63
FIGURA 26. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE RELAÇÃO CARBONO/NITROGÊNIO DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	63
FIGURA 27. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE PH EM KCL DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	64
FIGURA 28. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE PH EM ÁGUA DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	64
FIGURA 29. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE PONTO DE CARGA ZERO DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	65
FIGURA 30. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE FÓSFORO (MG/KG) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	66
FIGURA 31. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE POTÁSSIO (MMOL/KG) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	66
FIGURA 32. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE CÁLCIO (MMOL/KG) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	67
FIGURA 33. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE MAGNÉSIO (MMOL/KG) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	68
FIGURA 34. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE ALUMÍNIO (MMOL/KG) DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	68
FIGURA 35. GRÁFICO COMPARATIVO (MÉDIA E LIMITES COM 95% DE SIGNIFICÂNCIA) DAS AMOSTRAS DE ACIDEZ POTENCIAL DOS SOLOS DOS DIFERENTES USOS DA TERRA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	69
FIGURA 36. GRÁFICO DOS FATORES REPRESENTANTES DE 98,29% DA VARIÂNCIA DOS DADOS DE QUALIDADE DO SOLO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA-SP, CONSIDERANDO AS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS, ONDE 1=ÁREA URBANA, 2=PASTAGEM, 3=SOLO EXPOSTO E 4=VEGETAÇÃO.	70
FIGURA 37. GRÁFICO DOS FATORES REPRESENTANTES DE 92,69% DA VARIÂNCIA DOS DADOS DE QUALIDADE DO SOLO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA-SP, DESCONSIDERANDO AS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS, ONDE 1=ÁREA URBANA, 2=PASTAGEM, 3=SOLO EXPOSTO E 4=VEGETAÇÃO.	71
FIGURA 38. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DE CARBONO NO SOLO (%) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	73

FIGURA 39. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL CARBONO NO SOLO (%) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	74
FIGURA 40. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DA RESISTÊNCIA AO PENETRÔMETRO DO SOLO (KGF/CM ²) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	75
FIGURA 41. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL RESISTÊNCIA AO PENETRÔMETRO DOS SOLOS (KGF/CM ²) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	75
FIGURA 42. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DOS SOLOS (μS/S) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	76
FIGURA 43. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DOS SOLOS (μS/S) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	76
FIGURA 44. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DA POROSIDADE NATURAL (%) DOS SOLOS DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	77
FIGURA 45. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL POROSIDADE NATURAL (%) DOS SOLOS DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	78
FIGURA 46. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DO CÁLCIO NO SOLO (MMOLC/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	78
FIGURA 47. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL CÁLCIO DOS SOLOS (MMOL/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	79
FIGURA 48. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DA ACIDEZ POTENCIAL DOS SOLOS DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	80
FIGURA 49. MAPA DE RESÍDUOS DE ACIDEZ POTENCIAL (MMOLC/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	80
FIGURA 50. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DO POTÁSSIO NOS SOLOS (MMOLC/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	81
FIGURA 51. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL POTÁSSIO NOS SOLOS (MMOL/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	81
FIGURA 52. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DO MAGNÉSIO NOS SOLOS (MMOLC/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	82
FIGURA 53. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL MAGNÉSIO NOS SOLOS (MMOL/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	82
FIGURA 54. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DO POTÁSSIO NOS SOLOS (MG/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	83
FIGURA 55. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL FÓSFORO NOS SOLOS (MG/KG) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	84
FIGURA 56. SUPERFÍCIE DE TENDÊNCIA DA ACIDEZ ATIVA DOS SOLOS DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	84
FIGURA 57. MAPA DE RESÍDUOS DO MODELO LINEAR DA VARIÁVEL ACIDEZ ATIVA DOS SOLOS DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	85
FIGURA 58. BOX PLOT COMPARATIVO ENTRE OS VALORES DE SÓLIDOS TOTAIS (MG/L) DOS PONTOS DE COLETA NO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.....	91
FIGURA 59. BOX PLOT COMPARATIVO ENTRE OS VALORES DE SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (MG/L) DOS PONTOS DE COLETA NO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	92
FIGURA 60. DIAGRAMAS DE MAUCHA (% MEQ.L ⁻¹) DOS ÍONS PROVENIENTES DAS COLETAS DE ÁGUA DO PONTO 1 DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	93
FIGURA 61. DIAGRAMAS DE MAUCHA (% MEQ.L ⁻¹) DOS ÍONS PROVENIENTES DAS COLETAS DE ÁGUA DO PONTO 2 DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	94
FIGURA 62. HISTÓRICO PLUVIOMÉTRICO DA CIDADE DE SOROCABA.	94
FIGURA 63. VAZÃO (M ³ /S) DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	96
FIGURA 64. TAXA DE EXPORTAÇÃO DE NITRATO NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.....	98

FIGURA 65. TOTAL ACUMULADO ESTIMADO DE NITRATO EXPORTADO NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	98
FIGURA 66. TAXA DE EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	99
FIGURA 67. TOTAL ACUMULADO ESTIMADO DE FÓSFORO TOTAL EXPORTADO NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	99
FIGURA 68. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	100
FIGURA 69. MAPA DOS RESÍDUOS DE MAGNÉSIO E HIDROGRAFIA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP. DESTAQUE PARA ÁREAS COM MAGNÉSIO ACIMA DA MÉDIA.	103
FIGURA 70. MAPA DOS RESÍDUOS DE FÓSFORO E HIDROGRAFIA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP. DESTAQUE PARA ÁREA COM ACIMA DA MÉDIA.	103
FIGURA 71. MAPA DOS RESÍDUOS DE CÁLCIO E HIDROGRAFIA DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP. DESTAQUE PARA ÁREAS COM CÁLCIO ACIMA DA MÉDIA.	104
FIGURA 72. MAPA DE SUSCEPTIBILIDADE DO SOLO URBANO AOS PROCESSOS EROSIVOS (KGF/M ²) DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP, COM USO DE DADOS DE RESISTÊNCIA À PENETRAÇÃO (KGF/CM ²), POROSIDADE (%) E CARBONO (%).....	106

Índice de Tabelas

TABELA 1. DIFERENTES CONCEITOS DE MICROBACIA HIDROGRÁFICA ENCONTRADOS NA LITERATURA.	4
TABELA 2. TIPOS E EXEMPLOS DE VARIÁVEIS QUE PODEM SER UTILIZADOS PARA AVALIAR AS MUDANÇAS NO FUNCIONAMENTO DOS SOLOS	17
TABELA 3. ALGUMAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DA RESOLUÇÃO CONAMA 357/05. 21	
TABELA 4. CLASSES DE FRAGILIDADE UTILIZADAS CONFORME CARACTERÍSTICAS ENCONTRADAS ESPECIFICAMENTE NA ÁREA DE ESTUDO	28
TABELA 5. DEFINIÇÃO DOS ESTRATOS UTILIZADOS NAS COLETAS DE SOLO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	29
TABELA 6. RESUMO DAS METODOLOGIAS DOS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE SOLO ANALISADOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	30
TABELA 7. PONTOS DO ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	35
TABELA 8. VARIÁVEIS FÍSICAS, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E PH QUANTIFICADOS NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP E RESPECTIVAS METODOLOGIAS UTILIZADAS.	39
TABELA 9. METODOLOGIAS PARA ANÁLISE DAS VARIÁVEIS UTILIZADAS NA CONFECÇÃO DOS DIAGRAMAS DE MAUCHA.	40
TABELA 10. CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO PARA RIOS SEGUNDO ÍNDICE DE CALRSON MODIFICADO - CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO PARA RIOS	42
TABELA 11. QUANTIDADE RELATIVA DE CADA CATEGORIA DENTRO DA MICROBACIA CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	48
TABELA 12. TONALIDADES OBSERVADAS NOS USOS DA TERRA DEFINIDOS PARA A MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	52
TABELA 13. CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL DAS AMOSTRAS DE SOLO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	52
TABELA 14. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DO SOLO NOS USOS DA TERRA DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	54
TABELA 15. VERIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS COM OS USOS DA TERRA RELACIONADOS.	72
TABELA 16. COMPARATIVO ENTRE OS MÉTODOS DE CÁLCULO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA COM DADOS DE CAMPO DA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	86
TABELA 17. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON (R) ENTRE AS FRAÇÕES DE SILTE E DE ARGILA, OS PERCENTUAIS DE CARBONO E NITROGÊNIO E DEMAIS VARIÁVEIS ANALISADAS NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	87
TABELA 18. COEFICIENTES DE DETERMINAÇÃO (R ²) ENTRE AS FRAÇÕES DE SILTE E DE ARGILA, OS PERCENTUAIS DE CARBONO E NITROGÊNIO E DEMAIS VARIÁVEIS DE SOLO ANALISADAS NA MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	88
TABELA 19. FUNÇÕES DE PEDOTRANSFERÊNCIA GERADAS PARA A MICROBACIA DO CÓRREGO LAVAPÉS, SOROCABA/SP.	89
TABELA 20. COMPARAÇÃO DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE QUALIDADE DA ÁGUA ENTRE OS DOIS PONTOS DE COLETA DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	90
TABELA 21. COMPARAÇÃO DE PARTE DO CONTEÚDO IÔNICO DAS ÁGUAS, ENTRE OS DOIS PONTOS DE COLETA, DO CÓRREGO LAVAPÉS - SOROCABA/SP.	95
TABELA 22. VAZÃO E TAXAS DE EXPORTAÇÃO DE NITRATO E FÓSFORO DURANTE O PERÍODO DE COLETA NO CÓRREGO LAVAPÉS – SOROCABA/SP.	97
TABELA 23. MATRIZ DE COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA AS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA MENSURADAS.	101

Sumário

RESUMO	I
ABSTRACT	II
ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABELAS	VII
SUMÁRIO	VIII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	2
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1 BACIA E MICROBACIA HIDROGRÁFICA	3
3.2 FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	5
3.2.1 <i>Erosão</i>	6
3.2.2 <i>Carta de Fragilidade Ambiental</i>	10
3.3 QUALIDADE DO SOLO URBANO.....	14
3.4 QUALIDADE DA ÁGUA URBANA.....	20
3.4.1 <i>Variáveis físicas</i>	22
3.4.2 <i>Variáveis químicas</i>	22
4 MATERIAIS E MÉTODOS	25
4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	25
4.2 PROCEDIMENTOS	26
4.2.1 <i>Mapa de Fragilidade Ambiental</i>	26
4.2.2 <i>Qualidade de solo</i>	28
4.2.3 <i>Qualidade da água</i>	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1 FRAGILIDADE AMBIENTAL.....	43
5.1.1 <i>Modelo de Elevação Digital (MED)</i>	43
5.1.2 <i>Declividade</i>	44
5.1.3 <i>Pedologia</i>	45
5.1.4 <i>Uso da terra</i>	46
5.1.5 <i>Pluviosidade</i>	46
5.1.6 <i>Mapa-síntese</i>	47

5.2	QUALIDADE DO SOLO URBANO.....	50
5.2.1	<i>Variáveis qualitativas</i>	50
5.2.2	<i>Análise estatística</i>	52
5.2.3	<i>Análise espacial</i>	72
5.2.4	<i>Funções de Pedotransferência</i>	85
5.3	QUALIDADE DA ÁGUA.....	89
5.3.1	<i>Variáveis físico-químicas</i>	89
5.3.2	<i>Conteúdo iônico e Diagramas de Maucha</i>	92
5.3.3	<i>Nitrato, Fósforo e Taxas de exportação</i>	95
5.3.4	<i>Correlação entre as variáveis de qualidade de água mensuradas</i>	100
5.4	ANÁLISE INTEGRADA	102
5.4.1	<i>Conteúdo iônico das águas do córrego Lavapés, nutrientes do solo e ocupação de sua microbacia</i>	102
5.4.2	<i>Variáveis de solo e fragilidade ambiental à erosão da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP</i>	104
6	CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110

1 INTRODUÇÃO

O ser humano utiliza os recursos naturais conforme suas necessidades e interesses. Entretanto a falta de planejamento, o crescimento desordenado e a intensificação do uso dos mesmos prejudicam a sua manutenção e qualidade. A situação é agravada com o constante e intenso processo de urbanização verificado no Brasil e no mundo, onde o solo e a água são os recursos que sofrem pressão mais intensa.

No processo de uso da terra, ocorrem alterações de caráter químico, físico e biológico, algumas alterações mais facilmente observadas e outras mais complexas e discretas. O aumento do consumo e a contaminação dos mananciais urbanos pelo despejo de efluentes domésticos e industriais causam prejuízos aos cursos d'água do meio urbano e acentuam o processo de escassez deste recurso. A qualidade do solo e a qualidade das águas urbanas estão inegavelmente interligadas.

Menos estudado nas cidades que em áreas agrícolas, o solo tem importantes funções nessas áreas. Uma forma indireta de analisar a qualidade de solo, mais especificamente a propensão do mesmo à erosão, é a partir da confecção de mapas temáticos de fragilidade ambiental (ROSS, 1994). Utilizados em estudos de susceptibilidade agrícola e de conservação, os mapas de fragilidade ambiental têm possibilidade de serem utilizados também em estudos de planejamento urbano.

O município de Sorocaba, localizada no sudeste do Estado de São Paulo, experimenta um período de expansão urbana, principalmente sob a forma de construção de condomínios fechados em suas áreas periféricas. A área da microbacia do córrego Lavapés se enquadra nesta categoria, e necessita de ações de planejamento visando à organização e proteção das remanescentes vegetais naturais ali localizadas.

Diante do exposto, observa-se a importância em avaliar características ambientais de áreas urbanizadas, e verificar aquelas mais importantes para este tipo de ocupação.

2 OBJETIVOS

Geral:

Analisar a fragilidade ambiental, a qualidade do solo e a qualidade da água na microbacia do córrego Lavapés no município de Sorocaba – SP e verificar as variáveis mais relevantes para a área de ocupação urbana.

Específicos:

- 1 – Elaborar o mapa de Índice de Fragilidade Ambiental.
- 2 – Avaliação de variáveis de qualidade físicas e químicas do solo em relação a diferentes usos do solo.
- 3 – Utilização e adaptação de Funções de Pedotransferência do solo para a área.
- 4 – Avaliação de variáveis físicas e químicas indicadoras da qualidade da água, e verificação da variação destas em relação a um ponto de controle.
- 5 – Avaliação do comportamento sazonal de conteúdo iônico parcial da água.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Bacia e microbacia hidrográfica

A unidade de estudo de um levantamento ambiental é bastante importante. A partir da unidade de estudo são definidas as interações ambientais ocorridas e possíveis levantamentos. Como exemplo, em áreas urbanas, se a unidade de estudo for o bairro, a variável socioeconômica é favorecida, entretanto se a unidade for a bacia hidrográfica, a interação do sistema ambiental com a água são melhores caracterizadas.

O presente estudo utiliza como unidade de estudo a microbacia hidrográfica. Visto que é um conceito bastante vago, não existindo consenso sobre limites de tamanho, e com distintas definições, provenientes de pontos de vista hidrológicos e político-administrativo (ZAKIA, 1998.), existe a necessidade de uma revisão sobre o assunto e definição do conceito adotado pelo presente estudo.

A bacia hidrográfica começa a ser considerada uma unidade natural de análise da superfície terrestre na década de 1960, se consolidando no Brasil como unidade fundamental de estudo na década de 1990 (BOTELHO, 1999). Teodoro *et al.* (2007) apontam grande semelhança entre as diversas definições de bacia hidrográfica formuladas ao longo do tempo, indicando a definição de Barrela (2001) como representativa comum das outras pesquisadas: “a bacia hidrográfica é um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas da chuva, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para a formação de nascentes e do lençol freático. À medida que as águas dos riachos descem das partes mais íngremes, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, que continuam seus trajetos recebendo águas de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem em grandes rios ou no oceano”.

Tabela 1. Diferentes conceitos de microbacia hidrográfica encontrados na literatura.

Critério utilizado	Autores	Conceito de microbacia
Medida	Faustino (1996)	A microbacia possui toda a sua área com drenagem direta ao curso principal de uma sub-bacia, várias microbacias formam uma sub-bacia, sendo a área de uma microbacia inferior a 100 km ² .
	Santana (2004)	O termo constitui uma denominação empírica e sugere-se a sua substituição por sub-bacia hidrográfica.
	Cecílio e Reis (2006)	Uma sub-bacia hidrográfica de área reduzida, não havendo consenso de sua área máxima (entre 0,1 km ² e 200 km ²)
Hidrológico	Zakia (1998)	Aquela cuja área é tão pequena que a sensibilidade a chuvas de alta intensidade e às diferenças de uso do solo não é suprimida pelas características da rede de drenagem.
	IICA (2001)	A área de captação de água de chuva onde as variações de fluxo da corrente de água que produz é sensível às variações do uso da terra.
	Sabanés (2002)	Uma área geográfica de captação de água, composta por pequenos canais de confluência e delimitada por divisores naturais, considerando-se a menor unidade territorial capaz de enfocar as variáveis ambientais de forma sistêmica.
Ecológico	Mosca (2003)	A menor unidade do ecossistema onde pode ser observada a delicada relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos, sendo que perturbações podem comprometer a dinâmica de seu funcionamento.
	Leonardo (2003)	A mesoescala de análise da sustentabilidade é a própria escala espacial da microbacia hidrográfica.
	Attanasio (2004)	As microbacias hidrográficas possuem características ecológicas, geomorfológicas e sociais integradoras, o que possibilita a abordagem holística e participativa, envolvendo estudos interdisciplinares para o estabelecimento de formas de desenvolvimento sustentável inerentes ao local e região onde forem implementados.
	Calijuri e Babel (2006)	São áreas frágeis e frequentemente ameaçadas por perturbações, formadas por canais de 1 ^a e 2 ^a ordem e, em alguns casos, de 3 ^a ordem, devendo ser definida como base na dinâmica dos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos.

Apesar do conceito de microbacia hidrográfica já estar incorporado na literatura técnico-científica, ele não apresenta a mesma convergência conceitual apresentada para

bacia hidrográfica. Nas definições de microbacia encontradas na literatura, existem diversos critérios: de medida, hidrológicos e ecológicos (TEODORO *et al.*, 2007).

A Tabela 1 apresenta um resumo de alguns dos conceitos de microbacia hidrográfica encontrados na literatura, baseados em levantamento de Sabanés (2002) e Teodoro *et al.* (2007) e subdivididos pelos critérios utilizados para sua construção.

A partir do levantamento bibliográfico realizado, e levando-se em conta os propósitos do presente estudo, propõe-se uma definição de microbacia a ser utilizada aqui, como adaptação das definições de Faustino (1996), Sabanés (2002) e Calijuri e Bubel (2006): “Microbacia hidrográfica é uma área geográfica de captação de água, formada por canais de 1ª, 2ª e 3ª ordem e delimitada por divisores naturais, com área inferior a 100 km², considerada a menor unidade territorial capaz de focar as variáveis ambientais de forma sistêmica”. Salienta-se que essa definição é suficiente para o andamento do presente estudo, mas que a discussão do termo continua em aberto.

3.2 Fragilidade Ambiental

O intenso crescimento urbano, ocorrido principalmente em países de desenvolvimento tardio, acentua os problemas ambientais característicos desses espaços geográficos. Questões relacionadas à disponibilidade hídrica, poluição do ar, enchentes, ilhas de calor, disposição de resíduos sólidos e deslizamentos de encostas são as que têm maior apelo midiático e provocam prejuízos mais intensos para a população urbana.

O crescimento desordenado acaba levando à ocupação de áreas impróprias por pessoas de baixa renda, ou a ocupação de condomínios fechados, por pessoas mais privilegiadas, em áreas sem verificação prévia das condições físicas do solo.

A ocupação desordenada do solo acaba acentuando e acelerando um fenômeno natural, a erosão. Em determinados casos a erosão acaba comprometendo completamente residências e obras de infra-estrutura, prejudicando seu uso e causando diversos transtornos à população (PLANURB, 1997).

A recuperação dessas áreas, consideradas degradadas, exige a utilização de técnicas dispendiosas e, muitas vezes, inacessíveis à grande parte dos municípios, levando em consideração os tipos de problema e de solo (MAURO, 2001).

Mauro (2001) também cita que os problemas com erosão não são restritos a algumas cidades, mas são difusos em todo o território brasileiro, comprometendo a qualidade de vida dos cidadãos e causando prejuízos ambientais, sociais e econômicos.

Diante dessas questões fica evidente que um trabalho de prevenção seria bem menos dispendioso que as medidas remediadoras necessárias após os problemas estruturais causados pelos processos erosivos.

Assim, uma avaliação da paisagem e de seu grau de fragilidade é uma ação que pode ter bons resultados. A avaliação realizada de forma integrada, entre elementos do meio físico e social pode contribuir para a redução de danos ambientais como o surgimento de feições erosivas. Dessa forma, torna-se importante, também, verificar como o sistema urbano, e em processo de urbanização, se adapta às novas condições criadas pelo homem (SALA, 2005).

A utilização de documentos cartográficos como cartas de susceptibilidade à erosão e de fragilidade ambiental tornam-se importantes instrumentos do planejamento urbano, como uma informação preliminar das áreas potencialmente ocupadas.

3.2.1 Erosão

Conceitos Fundamentais

Com o passar do tempo diversas definições do conceito de erosão foram idealizadas por muitos autores. Entretanto uma verificação mais detalhada indica que todas elas partem do mesmo princípio, o transporte de partículas provenientes do solo.

Ellison (1947) *apud* Silveira (2002) define erosão como a ação de agentes erosivos resultando em desagregação e transporte de materiais do solo. Leiz (1963) *apud* Silveira (2002) conceitua a erosão como a ação combinada de todos os processos terrestres de degradação, como ação mecânica e química da água, gelo, vento, etc. Bertoni e Lombardi Neto (1999) definem a erosão como o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo pelo vento. Osaki (1994) acrescenta a ocupação humana do solo como um fator determinante de erosão às ações de chuva e vento.

A definição de Guerra e Guerra (1997) difere das anteriores pela utilização de termos provenientes de estudos geológicos. Para os autores erosão é a destruição das reentrâncias e saliências do relevo, tendendo a um nivelamento ou colmatagem, no caso de enseadas baías e depressões. E para toda fase de erosão (gliptogênese) correspondente simultaneamente uma fase de sedimentação (litogênese).

Segundo Lima (1999) a erosão pode ser definida como o desgaste da superfície terrestre, caracterizado por processos de desagregação, transporte e sedimentação das

partículas através de agentes erosivos como a água, gelo e o vento, além de agentes físicos, químicos e biológicos.

O processo conjunto de erosão e sedimentação pode ser considerado como um processo equilibrado de dinâmica ambiental e de formação do relevo, sendo assim a erosão considerada um processo natural. Entretanto o referido equilíbrio pode ser rompido com a intensificação da erosão, quando é considerada erosão acelerada. Essa aceleração do processo não permite a regeneração do solo erodido, causando diversos problemas. A fonte de aceleração normalmente é a ação humana (MAURO, 2001).

O principal fator erosivo em regiões tropicais ou subtropicais úmidas, características da maior parte do Brasil, pode ser considerada a ação das chuvas (GALETI, 1984).

Ainda levando em consideração a importância da ação da chuva na alteração do relevo e transporte do solo, Tomazoni (2003) afirma que: *“as gotas de chuvas, caindo na superfície do solo, desagregam as partículas do mesmo, removendo-as. Esse processo é mais intenso quanto menor a cobertura vegetal, maior a intensidade da chuva, maior o grau de declive e maior for à susceptibilidade do solo à erosão”*.

A partir da afirmação anterior é possível observar os principais fatores associados aos processos erosivos. Assim como a definição de erosão, também é possível perceber que os fatores levantados por diversos autores apresentam mínimas diferenças.

Bertoni e Lombardi Neto (1999) indicam que os processos erosivos são decorrentes dos seguintes fatores: declividade, pluviosidade, comprimento da encosta, capacidade de absorção da água pelo solo, resistência do solo à erosão e a densidade da cobertura vegetal.

De acordo com Hudson (1977) *apud* Cogo *et al* (2003) o processo de erosão hídrica do solo pela água da chuva é consequência da pluviosidade, solo, topografia, cobertura, manejo e práticas conservacionistas de suporte.

Segundo Mauro (2001) os principais fatores que comandam processos erosivos podem se dividir em dois tipos, naturais e humanos. Os da primeira categoria seriam: a chuva, cobertura vegetal, o relevo e os tipos de solo. Já aqueles provenientes de ação humana são mais diversificados, mas é possível dar o exemplo de loteamentos e pavimentação asfáltica realizados sem os devidos critérios técnicos.

Fatores

Os fatores causadores de erosão que serão descritos a seguir foram selecionados pela sua frequente aparição na bibliografia consultada. O clima (melhor representado pela ação das chuvas), o relevo, os solos, a cobertura vegetal e a ação humana.

Precipitação

Apesar de sua evidente importância, a idéia do impacto das gotas da chuva sobre um terreno descoberto resultando em desprendimento das partículas é razoavelmente recente, não tendo mais que 50 anos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999)

Na Equação Universal de Perdas do Solo (USLE) o fator clima é representado pela erosividade da chuva. Fator fundamental, a erosividade da chuva é um dado de difícil obtenção, por necessitar de levantamento de uma série de variáveis relacionadas às características físicas da precipitação (SILVEIRA, 2002).

Os efeitos da chuva podem ser representados por três ações: desprendimento de partículas, impacto das gotas, o mesmo acontecendo por conta de tensões de atrito do escoamento superficial e o transporte de partículas por escoamento superficial (RIGHETTO, 1998).

Também é importante ressaltar a importância dos fatores volume, duração, intensidade e frequência das chuvas. O volume é dependente dos outros fatores. Quanto maior o tempo de chuva, maiores quantidades de partículas serão desprendidas e carregadas. O mesmo acontecendo em relação à intensidade. Já a frequência influencia do seguinte modo: se o intervalo entre chuvas for pequeno, o teor de umidade do solo será alto, a infiltração reduzida e as enxurradas serão mais robustas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

Relevo: comprimento de rampa

Quanto maior o declive e comprimento da encosta, maiores serão a velocidade de escoamento e volume de água escoada, o que resulta em uma maior quantidade de material erodido (SILVEIRA, 2002).

Pode-se verificar também que maiores velocidades de escoamento superficial estão associados a terrenos acidentados, enquanto maiores concentrações de fluxo estão relacionados a encostas mais longas com formas tendendo a convexas (MAURO, 2001).

A inclinação de terrenos é medida por meio da declividade das encostas que é obtida por meio de cartas de declividade, normalmente produzidas a partir de uma base cartográfica existente (MAURO, 2001).

Solos

Quando se trata do fator solo, em relação à erosão, costuma-se utilizar o termo erodibilidade. A erodibilidade é a maior ou menor possibilidade que um solo tem de sofrer erosão em relação a outro tipo de solo, mesmo que a cobertura vegetal, declividade e a precipitação sejam parecidas (OSAKI, 1994).

Portanto, as características intrínsecas das partículas do solo interferem na sua maior ou menor propensão à erosão (SILVEIRA, 2002).

Pode-se apontar algumas características físicas do solo como influenciadoras dos processos erosivos: textura do solo, estrutura do solo, quantidade de matéria orgânica, porosidade e permeabilidade hídrica (SILVA *et al*, 2007c).

Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal é um importante fator limitante de erosão. Uma vez presente, a vegetação pode contribuir para a não desagregação ou uma desagregação mais lenta do solo. Entretanto, quando essa cobertura é retirada, principalmente em locais acidentados, as enxurradas escorrem de forma mais rápida pelo fato de não existir barreira física, aumentando o volume de material transportado e, conseqüentemente, a erosão é acelerada (BERTONI e LOMBARDI, 1999).

Dessa forma, a retirada de vegetação em áreas urbanas, sem a devida proteção do solo por meio de obras de drenagem superficial, é um dos principais desencadeadores dos processos erosivos desses locais (SILVEIRA, 2002).

Ação Humana

Como apontado anteriormente, as principais fontes de desequilíbrio da dinâmica erosão/sedimentação são as atividades humanas modificadoras do meio. Essas mudanças são sentidas em todos os locais com ação humana. Entretanto, pretende-se neste estudo focar nos processos urbanos de erosão, pelo próprio teor da pesquisa.

O principal fator de indução de processos erosivos nas cidades é a deficiência ou total falta de planejamento das ações urbanas (SILVEIRA, 2002).

Segundo o IPT (1989) e Bittar (1999) as principais causas que podem ser apontadas para a acentuação da erosão urbana são:

"O traçado inadequado dos sistemas viários, que são, em alguns casos, agravados pela ausência de pavimentação, guias e sarjetas”;

"A precariedade do sistema de drenagem de águas pluviais e servidas”;

"Uma expansão urbana rápida e descontrolada, que geralmente dá origem à implantação de loteamentos, comodatos e conjuntos habitacionais em locais impróprios, não levando-se em consideração a geotecnia da cidade".

Ainda em relação aos novos loteamentos provenientes da expansão urbana, Lorandi *et al.* (2001) indicam que a ocupação adequada deve levar em consideração a declividade do terreno, o sistema natural de drenagem e as condições naturais de estabilidade dos taludes naturais. A intensidade dos processos erosivos dependerá da adoção desses cuidados.

Tipos de erosão

Em termos gerais é possível dividir as erosões em superficiais e subterrâneas, sendo que as erosões superficiais podem ser classificadas como erosão laminar e erosão linear. (SILVEIRA, 2002)

A erosão laminar pode ser considerada o primeiro estágio da erosão, com a possibilidade de evoluir posteriormente para a erosão linear. Ela consiste em uma remoção razoavelmente uniforme de camadas finas do solo. Funciona como se a enxurrada lavasse a superfície como uma lâmina no sentido da declividade, fazendo com que seja uma erosão pouco perceptível (LIMA, 1999).

Já a erosão linear, segundo Mortari (1994), ocorre quando as enxurradas formadas se concentram em determinados locais formando sulcos, posteriormente ravinas e, por fim, canais mais profundos, as voçorocas.

Algumas definições encontradas na literatura indicam que voçorocas seriam ravinamentos que atingiram o lençol freático. Dessa forma poderiam existir ravinas maiores que algumas voçorocas. Entretanto, esse conceito não é um consenso, e a definição de voçoroca como uma evolução em tamanho e profundidade da ravina é mais utilizada (SILVEIRA, 2002).

As erosões subterrâneas, que também podem ser denominadas erosões profundas, ou piping, ocorrem quando o arraste de partículas, a partir das paredes e dos fundos das erosões formam canais em formato de tubos (SILVEIRA, 2002).

3.2.2 Carta de Fragilidade Ambiental

Danos erosivos relacionados com práticas agrícolas e aumento de construções civis nas cidades são problemas comuns e crescentes. Dessa forma, se faz necessária uma avaliação da paisagem e de seu grau de fragilidade. Essa avaliação deve ser

realizada integrando elementos do meio físico e social, ou seja, é importante estudar o sistema como um todo (SALA, 2005).

O primeiro a aplicar a teoria geral dos sistemas na geomorfologia foi Strahler (1952). Posteriormente, estudos de Chorley (1964) e Chorley e Kenedy (1971) aprofundaram os conceitos de sistemas, definindo-os como um arranjo de atributos compostos por variáveis que exibem correlações operando como um todo complexo.

Utilizando-se da teoria sistêmica, Tricart (1977) elaborou o conceito de Unidade Ecodinâmica. Esse conceito parte do pressuposto que as trocas de energia e matéria na natureza se processam através de relações de equilíbrio dinâmico. Entretanto, esse equilíbrio é frequentemente alterado pelas intervenções humanas, gerando estados de desequilíbrio temporários ou permanentes (KAWAKUBO *et al.*, 2005).

Ainda segundo Tricart (1977) a caracterização ecodinâmica do meio pode se dividir em meios estáveis (naturais), instáveis (com ação humana) e intergrades (transição de estabilidade). Dessa forma, é possível estudar a fragilidade de um determinado local por dois aspectos, a potencial e a emergente (após a ação humana).

Utilizando e adaptando a conceituação de Tricart (1977) são propostas duas metodologias para confecção de cartas de fragilidade ambiental por Ross (1994) e uma metodologia por Crepani *et al.* (1996).

A fragilidade ambiental pode, então, ser considerada como a vulnerabilidade natural ou associada aos graus de proteção exercidos pelos diferentes tipos de uso da terra e cobertura vegetal (KAWAKUBO *et al.*, 2005).

Os modelos de fragilidade ambiental apresentados são variações do modelo de “*Vulnerabilidade Natural à Erosão*”, de acordo com Crepani *et al.* (1996) e podem ser utilizados para prever e orientar o planejamento ambiental. Santos e Sobreira (2008) e Silva e Rodrigues (2009) também indicam a relação dos estudos de fragilidade ambiental com os de vulnerabilidade à erosão, sugerindo a sua utilização em estudos de susceptibilidade erosiva.

Segundo Spörl e Ross (2004), a principal contribuição de modelos de fragilidade ambiental é proporcionar agilidade no processo de tomada de decisões, evitando problemas de ocupação desordenada.

Metodologias de confecção das cartas de fragilidade ambiental

Como descrito anteriormente existem três metodologias mais utilizadas no Brasil, se tratando da confecção de cartas de fragilidade ambiental. Duas propostas por Ross (1994) e uma por Crepani *et al* (1996).

O “*Modelo de Fragilidade Potencial Natural com Apoio nos Índices de Dissecação do Relevo*” (ROSS, 1994) considera que as unidades de fragilidade dos ambientes naturais devem ser resultantes da combinação dos índices de dissecação do relevo (ROSS, 1992), classes de solos, cobertura vegetal e pluviosidade (aplicada na Equação Universal de Perda de Solo – E.U.P.S.).

Já o “*Modelo de Fragilidade Potencial com Apoio nas Classes de Declividade*” (ROSS, 1994) considera, assim como o primeiro, classes de solos, cobertura vegetal e pluviosidade (aplicada na Equação Universal de Perda de Solo – E.U.P.S.), substituindo os índices de dissecação do relevo pelas classes de declividade.

Entretanto, Kawakubo *et al* (2005) considera que as etapas intermediárias da confecção das cartas de fragilidade são os mapas de declividade (ou padrões de forma do relevo, dependendo da metodologia), de solo e de uso e cobertura vegetal. Os mapas com informações geológicas e climáticas são considerados informações adicionais, podendo, ou não, ser incorporados na análise síntese.

Diante dos diferentes estados de equilíbrio que o ambiente está submetido, a hierarquia elaborada por Ross (1994) para definir a fragilidade é representada por códigos: muito fraca (1), fraca (2), média (3), forte (4) e muito forte (5). Estas categorias expressam, especialmente, a fragilidade do ambiente em relação aos processos ocasionados pelo escoamento superficial difuso e concentrado das águas pluviais.

Sendo um documento de síntese, a carta de fragilidade ambiental é proveniente da superposição e integração dos mapas intermediários.

Por sua vez, o “*Modelo de Fragilidade Potencial Natural com Apoio em Unidades Territoriais Básicas*” (CREPANI *et al.*, 1996) considera a estrutura geológica, as classes de solos, a geomorfologia e a cobertura vegetal.

Segundo Floriani (2003) a metodologia de Ross (1994) pode ser alterada por meio da análise de múltiplos critérios, pois, conforme o autor, nem sempre uma intervenção no meio é sinônimo de degradação ambiental, desde que a tecnologia empregada seja adequada ao ecossistema existente.

Utilização da metodologia de fragilidade ambiental

As metodologias propostas por Ross (1994) são mais utilizadas nacionalmente do que a proposta por Crepani *et al* (1996).

Diversos autores fazem referência à metodologia de Ross (1994), entre estes podem ser citados Silva (2001), Ghezzi (2003), Boiko (2004) e Santos (2005).

Spörl e Ross (2004) elaboraram uma comparação entre os três principais modelos de fragilidade ambiental. Entretanto, foram encontrados resultados diferentes para cada um deles. Os autores não conseguiram apontar o melhor modelo por não trabalharem com dados de campo para efetuar comparações, mas verificaram certas deficiências nestes modelos. A principal limitação apontada está relacionada à atribuição de pesos às variáveis, que é subjetiva, o que gera divergências.

Uma tentativa de estabelecer uma sistemática de “pesos” mais confiável é a utilização de lógica Fuzzy, que permite avaliar o espaço continuamente e não através de limites rígidos, oferecendo maior flexibilidade na modelagem de dados ambientais e maior proximidade aos dados observados em campo (STOLLE, 2008).

Estudos realizados por Calijuri *et al.* (2007) e Stolle (2008) apresentaram resultados satisfatórios da utilização de lógica *fuzzy* na confecção das cartas de fragilidade e estabelecimento das áreas de vulnerabilidade à erosão.

Kawakubo *et al.* (2005) utilizaram as metodologias propostas por Ross (1994) para caracterizar a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego do Onofre no município de Atibaia (SP). Os resultados obtidos mostraram a eficácia dos sistemas computacionais e a importância do uso de dados cartográficos para o planejamento ambiental de uma microbacia.

Silva *et al* (2009) realizaram um estudo comparativo dos mapas de fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego da Onça em Jataí (GO), para os anos de 1975 e 2006, através do modelo proposto por Ross (1994) com base nas classes de declive. Mostra-se que o modelo foi satisfatório para diagnosticar o uso inadequado do solo, tornando compreensível o grau de influência dos componentes naturais aliados às intervenções humanas no comprometimento do sistema natural.

Outros autores também utilizaram a metodologia proposta por Ross (1994) satisfatoriamente em suas pesquisas. Entre eles destacam-se os trabalhos de Pachechenik (2004), Sala (2005), Vashchenko *et al* (2006) e Gonçalves *et al* (2009).

Nakashima (2001) procurou associar a classificação da fragilidade ambiental com as análises laboratoriais efetuadas nos horizontes de diversos tipos de solos

localizados na bacia do rio Keller, Estado do Paraná. Os resultados satisfatórios da comparação levaram a autora a comprovar a eficácia da carta de fragilidade ambiental.

Mapa pedológico na metodologia de fragilidade ambiental de Ross (1994)

Foi necessário confeccionar um mapa pedológico com maior detalhamento para se adequar à metodologia de Ross (1994) e também às dimensões da área de estudo.

A metodologia escolhida foi a descrita por Hermuche et al (2002). Como aspecto positivo para essa metodologia pode-se apontar a utilização de técnicas de baixo custo para a confecção de mapas pedológicos. Entretanto, trata-se de uma metodologia que leva em conta estimativas, sendo o ideal uma verificação de campo. Para fins de estudos pedológicos essa limitação é considerável, porém para uma avaliação preliminar rápida e inclusão no modelo de fragilidade ambiental ela se torna extremamente útil.

3.3 Qualidade do solo urbano

A qualidade do solo é um conceito bastante discutido no âmbito das ciências agrárias, dada a vital importância do solo na agricultura. Isso é evidenciado nas definições desse conceito por autores, como Karlen *et al.* (1994) que consideram a qualidade do solo como “*a capacidade deste em desempenhar a sua função em um ecossistema para suportar plantas e animais, resistir à erosão e reduzir impactos negativos associados à água e ao ar*”. Já a conceituação proposta por Doran e Parkin (1994) e reformulada por Doran (1997) é mais abrangente, os autores apontam que “*qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens*”, essa conceituação extrapola os limites agrários da qualidade do solo quando afirma que a uma das funções do solo é manter a qualidade e promover a saúde humana. Mais recentemente Vezzani e Mielniczuk (2009) propõe um conceito mais geral que pode ser mais bem colocado no contexto urbano deste trabalho: “*a qualidade do solo é a integração das propriedades biológica, físicas e químicas do solo, que o habilita a exercer suas funções na plenitude*”.

Considerando as destacadas funções dos solos, é possível afirmar que, o solo exerce diferentes papéis no meio urbano daqueles representados no ambiente agrícola e florestal, assim como estão sujeitos a diferentes impactos humanos que alteram suas características naturais. Desta forma os estudos de qualidade do solo em áreas urbanas

devem ser realizados com uma perspectiva diferente da usual, considerando suas funções de substrato para edifícios, fonte de material para obras civis, sustento de agricultura urbana, áreas verdes, meio de descartes de resíduos, filtragem de águas pluviais, entre outras (EFFLAND e POUYAT, 1997; PEDRON *et al.*, 2004).

Os estudos de qualidade do solo urbano também não podem deixar de levar em conta as modificações no solo pelo uso urbano e as suas implicações. Entre as principais implicações podem ser citados a remoção de horizonte superficial em áreas de corte e superposição de áreas superficiais em áreas de aterro, a alteração textural frente ao descarte de restos de construção sobre o terreno e a heterogeneidade da transição das camadas de solo causadas pela inserção de materiais exógenos. Essas alterações podem ocasionar ou facilitar diversos impactos problemáticos como a compactação dos solos urbanos, diminuição da sua resistência à erosão e deslizamentos, a poluição e conseqüente transformação do solo em fonte de poluição e transformação do solo em meio vetor de doenças (SCHLEUB *et al.*, 1998; JIM, 1998; DE KIMPE *et al.*, 2000; PEDRON *et al.*, 2004).

Ao se estabelecer uma comparação com os estudos de qualidade do solo em meio rural, inclusive pelas necessidades da agricultura, percebe-se que o estágio de pesquisas e banco de dados da qualidade de solo urbana encontra-se em subdesenvolvimento (RODRIGUES, 2005). A falta de conhecimento sobre as propriedades solo urbano provoca o seu mau uso, e resulta no agravamento dos problemas anteriormente citados. Uma alternativa apontada por Pedron *et al.* (2004) é o aumento do conhecimento pedológico, como forma de diminuir os efeitos provocados pela urbanização, sem deixar de aproveitar ao máximo o conhecimento e experiência acumulados no uso agrícola e florestal (BLUME, 1989). Dessa forma tornam-se necessárias investigações prévias para definição dos mais relevantes tipos de estudo e atributos sobre qualidade urbana do solo.

Funções de Pedotransferência

Uma das formas de analisar da qualidade do solo de uma área é a partir de funções de pedotransferência. O termo “Funções de Pedotransferência” (FPT) foi inicialmente conceituado por Bouma (1989) *apud* McBratney *et al.* (2002) como “transformação de dados que possuímos em dados que necessitamos”. Assim, podem-se definir as funções de pedotransferência como funções utilizadas para a realização de

estimativas de algumas propriedades dos solos a partir de outras que são medidas rotineiramente e com baixo custo (McBRATNEY *et al.*, 2002).

O conceito ampliou-se, bem como sua aplicabilidade, sendo que muitos estudos vêm sendo desenvolvidos atualmente no intuito de verificar, por exemplo, a existência de relações entre variáveis hidráulicas, ligadas ou não ao manejo do solo (permeabilidade, estabilidade de agregados, capacidade de campo, dentre outras) com variáveis físicas e/ou químicas. Há também o interesse em saber como tais variáveis se comportam conforme ocorrem alterações no uso da terra (TOMASELLA, 2008).

Desta forma, há a possibilidade de realizar uma aplicação em unidades espaciais mais amplas e conjugadas com outras informações ambientais, tais como “*Modelo de Elevação Digital*”, índice de fragilidade ambiental e dados climáticos, para formar uma base de dados integrada e considerando dados gerados com as FPTs (PALM *et al.*, 2007).

Dentro do contexto do planejamento ambiental, as FPTs são utilizadas atualmente na estimativa do conteúdo de água no solo e em estudos sobre impactos decorrentes da mudança de uso da terra, uma vez que variáveis como infiltração e armazenamento de água no solo, estoque de carbono, capacidade de estocagem/filtragem de metais pesados, entre outros, podem ser considerados serviços ambientais (SONNEVELD *et al.*, 2003).

Outro aspecto prático de FPTs do solo é a sua relação com estudos de erosão do solo. As FPTs podem estar embutidas em equações ou modelos de erosão já elaborados, visando à utilização em atividades de estimativa de perda de solo, planejamento de uso da terra, emprego de práticas conservacionistas entre outras aplicações. Portanto, pode-se considerar que as FPTs constituem uma forma de quantificar a qualidade de um solo frente a seus atributos físicos (NRC, 1993).

Apesar da sua maior aplicação na gestão de terras agrícolas, as FPTs também podem auxiliar na detecção de problemas relacionados à ocupação do solo em áreas urbanizadas, dada a necessidade de se conseguir bons índices de qualidade ambiental em prol do bem estar das pessoas que se utilizam daquela área, como é destacado por Pedron *et al.* (2004). Por outro lado, os autores também realçam os problemas relacionados com a influência humana, tais como, compactação, erosão, poluição e propagação de doenças.

Atributos do solo como indicadores de qualidade

Ao se pensar na qualidade do solo de uso prioritariamente urbano não é possível verificar apenas àqueles atributos prioritários para áreas rurais, como os apontados por Larson e Pierce (1994): disponibilidade de nutrientes, carbono orgânico total, textura, capacidade de água disponível para as plantas, densidade, resistência do solo à penetração, profundidade máxima de raízes, pH e condutividade elétrica. Deve-se sim utilizar uma série de atributos que tem possibilidade de interação com o meio urbano e podem apontar características de qualidade do solo nestas áreas.

Segundo Rodrigues (2005) entre as possíveis formas de monitoramento do solo urbano estão incluídas a análise de variáveis químicas. Dentre os variáveis químicas pode-se apontar a condutividade elétrica, cálcio (Ca), acidez potencial (H+Al), potássio (K), magnésio (Mg), fósforo (P), e acidez ativa (pH em água) como destaque. Ainda segundo Rodrigues (2005) as variáveis químicas no solo urbano indicam as alterações de equilíbrio de água, toxicidade e ciclagem de nutrientes. Diversas variáveis físicas usualmente mensuradas em áreas agrícolas também são apontadas por Rodrigues (2005) como indicadores de qualidade do solo urbano, com destaque para a compactação e porosidade além do teor de carbono tendo função química e biológica. Essas variáveis e suas funções estão resumidos na Tabela 2.

Tabela 2. Tipos e exemplos de variáveis que podem ser utilizados para avaliar as mudanças no funcionamento dos solos

Tipo de variáveis	Exemplo de variáveis	Funções do solo
Variáveis químicas	Teor de carbono, nutrientes, CTC, pH contaminantes, condutividade elétrica.	Regulação da água, ciclagem de nutrientes, toxicidade, filtragem.
Variáveis físicas	Porosidade, densidade aparente, compactação.	Estabilidade e suporte físicos, regulação de água.
Variáveis biológicas	Carbono orgânico, biomassa microbiológica, biodiversidade do solo, atividade biológica.	Biodiversidade, ciclagem de nutrientes, filtragem.

Fonte: Rodrigues (2005).

As principais variáveis levantadas para possíveis levantamentos de qualidade de solo urbano estão descritas a seguir.

Cor

A cor é uma característica do solo considerada em sua identificação e descrição no campo. Também é utilizada em diversos sistemas de classificação dos solos, evidenciando sua importância. A cor do solo é determinada, entre outros, por pigmentos provenientes de óxidos de ferro e da matéria orgânica e também pela umidade e distribuição do tamanho de partículas. Por sua importância e relação com diversas outras variáveis de qualidade do solo, inúmeros pesquisadores esforçam-se para determinar métodos de determinação da variável com maior exatidão, e verificar as relações quantitativas entre a cor e os constituintes do solo (FERNANDEZ e SCHULZE, 1992; BOTELHO *et al.*, 2006).

Textura do solo

As partículas do solo são normalmente classificadas de acordo com o tamanho, considerada a textura do solo e sua medida é denominada granulometria. As partículas são divididas da seguinte forma: diâmetros maiores que 2 mm são pedregulhos, entre 2 e 0,053 mm são consideradas areia, entre 0,053 e 0,002 mm consideradas silte e menores que 0,002 mm consideradas argila (WILD, 1993).

A textura do solo pode auxiliar na determinação das características de retenção e drenagem de água. Por exemplo, em solos arenosos a retenção de água é baixa e a infiltração é rápida, por outro lado, em solos argilosos o espaçamento entre partículas é menor e a infiltração de água mais lenta. É possível afirmar que a textura do solo contribui com informações significativas sobre diversas funções dos solos e apresenta interações com outros elementos ambientais como ar e água (RODRIGUES, 2005).

Densidade aparente, real e porosidade

A densidade do solo se refere à massa seca do solo por unidade de volume e é normalmente expressa em g.cm^{-3} (WILD, 1993). A densidade real é obtida a partir de amostras indeformadas de solo, enquanto a densidade real provém de ensaios em que a amostra de solo tem seus “torrões” desfeitos. A porosidade pode ser obtida a partir de relações numéricas entre os dois tipos de densidade (VIEIRA, 1988).

A porosidade é apontada por Pedron *et al.* (2004) como uma propriedade pedológica importante no ambiente urbano, pois determina a taxa e o volume total de água que o solo pode reter durante uma chuva, retardando e diminuindo o pico de vazão dos cursos d'água. A urbanização pode causar compactação do solo, diminuindo a

porosidade e infiltração, e aumentando o escoamento superficial e conseqüentemente o pico de vazão e possibilidades de enchentes.

Compactação

A compactação do solo é uma importante variável para estudos agrícolas, pois pode causar impedimento mecânico ao crescimento radicular. Além disso, essa condição afeta também os processos de aeração, condutividade do ar e da água, além de processos físicos e biológicos que podem ter interferência nos solos urbanos (CAMARGO e ALLEONI, 1997).

Uma das formas de avaliar a compactação do solo é com o atributo resistência do solo à penetração, pois é um método de rápida e fácil determinação e que apresenta relação com o conteúdo de argila, a densidade do solo e a umidade (STOLF, 1991 e ROSOLEM *et al.*, 1999).

Variáveis químicas

O pH do solo é a representação da concentração de íons H^+ presentes no mesmo. Em geral os solos tem pH entre 4 e 8,5. Solos em regiões úmidas tendem a ter pH menores e regiões áridas a ter pH maiores (RODRIGUES, 2005).

A condutividade elétrica é a habilidade do solo em conduzir corrente elétrica por meio de água intersticial, que contém eletrólitos dissolvidos e cátions trocáveis nas superfícies das partículas de solo (CASTRO e MOLIN, 2006).

Os cátions bivalentes de cálcio e magnésio (Ca^{2+} e Mg^{2+}) contribuem com a estrutura do solo através de pontes catiônicas com partículas de argila e carbono orgânico (BRONICK E LAL, 2005).

O alumínio também pode contribuir com a estrutura do solo através de pontes catiônicas e com a formação de componentes e géis organo-metálicos (AMEZKETA, 1999).

O fósforo tem efeitos indiretos na agregação do solo, funcionando como nutriente para crescimento de plantas e auxiliando na cobertura do solo (FACELLI e FACELLI, 2002).

O carbono orgânico dos solos é um importante indicador de qualidade ambiental, pois é relacionado às diversas propriedades físicas, químicas e biológicas. (BERNOUX *et al.*, 1999).

Condutividade hidráulica

Entre os atributos que mais interferem na erodibilidade dos solos estão aqueles que afetam sua permeabilidade e capacidade de armazenamento de água e aqueles que promovem a resistência do solo à dispersão e às forças de transporte do escoamento superficial (GONÇALVES e STAPE, 2002). Entre as variáveis que podem indicar a ocorrência dos processos hidrológicos em uma microbacia pode-se citar a taxa de infiltração de água e condutividade hidráulica. Em áreas “saudáveis” os processos de infiltração são predominantes em relação aos de escoamento superficial (LEONARDO, 2003). Como são variáveis de difícil mensuração existem diversas funções de pedotransferência com o intuito de determiná-las a partir de dados granulométricos.

3.4 Qualidade da água urbana

Diferentemente do ocorrido com o solo urbano, os cursos d’água urbanos são mais estudados e conhecidos, inclusive pela necessidade urbana crescente de uso de água. Apesar disso, o crescimento demográfico e expansão das atividades econômicas (em meio urbano e também em meio rural) causam alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos, chegando ao ponto de ameaçar a sobrevivência humana e de outras espécies (BORGES, *et al.*, 2003).

Entre os diversos impactos e interações da água no sistema urbano, como alterações no ciclo hidrológico e deslizamentos e enchentes acentuados pela precipitação, a qualidade da água assume importante papel, pelo seu possível uso como água potável, em indústrias, agricultura e como proliferador de doenças. Uma definição de Botelho *et al.* (2001) conceitua a qualidade de água como “resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem, podendo-se dizer, de maneira geral, que é função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica”.

A qualidade da água pode ser mensurada a partir de variáveis físicas, como turbidez e sólidos suspensos, utilizados por Silva e Shulz (2007) para estabelecer a relação do uso da terra com a qualidade das águas do Ribeirão Água Fria em Palmas/TO. Também pode ser mensurada a partir de variáveis químicas, como diversos íons levantados por Conceição *et al.* (2009) para observar os efeitos da urbanização no aquífero Guarani, em Ribeirão Preto/SP, ou a partir de balanço iônico de águas pluviais e fluviais, como aquele realizado por Danelon e Moreira-Nordemann (1991) na bacia do rio Quilombo em Cubatão/SP. Entretanto, a qualidade de água urbana é mais bem

descrita quando são utilizadas variáveis físicas, químicas e biológicas, como no índice de qualidade de água descrito por Toledo e Nicolella (2002) em Guaíra/SP, ou na influência urbana no córrego dos Açudes na cidade de Piracanjuba/GO observada por Lemke-de-Castro e Lima (2010).

É importante mencionar a legislação brasileira de recursos hídricos antes de mencionar as variáveis de qualidade de água propriamente ditas. A resolução n. 357/05 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005), classifica as águas doces, salobras e salinas do país a partir de variáveis de qualidade, definindo assim o uso possível do referido curso d'água (TUCCI, 1997). Na Tabela 3 é possível observar, como exemplo, os limites para um rio de classe II e os usos a que se destinam essas águas.

Tabela 3. Algumas variáveis físico-químicas e microbiológicas da resolução CONAMA 357/05.

Variável	Limite rios classe II	Destinação das águas
Sabor/Odor	Não objetável	- abastecimento doméstico
pH	6,0 – 9,0	após tratamento
Oxigênio dissolvido (mg de O ₂ /L)	>5	convencional;
Turbidez (NTU)	< 100	- proteção das comunidades aquáticas;
Sólidos dissolvidos (mg/L)	< 5	- recreação de contato primário;
Coliformes fecais (NMP/100ml)	< 1000	- irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
Cor aparente (mg Pt/L)	< 75	- aqüicultura

Fonte: Poletto (2003).

Entretanto outros padrões de qualidade de água podem ser citados, como a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde do Brasil, padrões da Organização Mundial da Saúde e padrões da U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (NASCIMENTO e BARBOSA, 2005).

Por conta das definições e estudos mencionados, e pela necessidade de conceituação para o teor do presente trabalho, são descritos a seguir a importância de algumas variáveis físicas e químicas de água. As importantes variáveis biológicas não são descritas por não serem mensuradas no presente estudo, entretanto podem ser consultados em Von Sperling (1996).

3.4.1 Variáveis físicas

Temperatura

A temperatura pode variar com o aumento de despejos industriais ou por radiação, advecção e convecção (atmosfera e solo). O aumento de temperatura pode incrementar a taxa de reações químicas e biológicas e de transferência de gases, causando possível mau cheiro e diminuindo a solubilidade gasosa (VON SPERLING, 1996).

Turbidez

Pode ser considerada a interferência à passagem de luz através da água, ocasionada e agravada por sólidos em suspensão, matéria orgânica, microorganismos e outros materiais. Apesar de não trazer inconvenientes sanitários diretos, é considerada esteticamente desagradável na água potável e os padrões de consumo de água estabelecem limites para essa variável (BRANCO, 1983; POLETO, 2003).

Cor aparente

A cor da água é resultante da existência de substâncias provenientes de processos de decomposição naturais, ou de íons metálicos como ferro e manganês ou ainda de despejos coloridos de esgotos industriais. Para uso doméstico e potável a cor é indesejável esteticamente, assim como a turbidez (POLETO, 2003).

3.4.2 Variáveis químicas

Sólidos

Todos os contaminantes da água contribuem para a carga de sólidos da mesma, com exceção dos gases dissolvidos. Essa carga de sólidos varia bastante entre a sua quantidade e natureza, entretanto maior parte dessa matéria é constituída por sais inorgânicos como carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos, nitritos além de matéria orgânica (BATALHA e PARLATORE, 1977; BRANCO, 1983; LIMA, 2001).

Condutividade elétrica

É a medida da capacidade de um meio líquido transportar elétrons. A condutividade depende do tamanho das partículas, bem como de sua mobilidade e valência. Tem importantes relações com a composição iônica das águas e salinidade (TONON, 2007).

Oxigênio dissolvido (OD)

A solubilidade do oxigênio varia conforme a temperatura e, em menor grau, conforme a salinidade. Extremamente importante para a manutenção da vida aquática, o oxigênio é consumido também por microorganismos que decompõem a matéria orgânica (mensurada a partir da variável biológica DBO – demanda bioquímica de oxigênio), o que pode causar a diminuição da quantidade de organismos no corpo d'água (POLETO, 2003).

Potencial hidrogeniônico (pH)

Representa a concentração de íons de hidrogênio (H^+) em escala antilogarítmica, e indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. O pH da maioria dos corpos d'água varia entre 6 e 8. Locais com baixo pH apresentam elevadas concentrações de ácidos dissolvidos que podem ter origem natural (dissolução de rochas, atividade de microorganismos) ou humana (despejos domésticos e industriais) (LIMA, 2001; POLETO, 2003).

Conteúdo iônico e Diagrama de Maucha

O conteúdo iônico de águas superficiais é determinado principalmente pelos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ e pelos ânions HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^- . A concentração e variação sazonal desses íons na água podem ser influenciadas pelo clima e pelas atividades humanas, dentre outros fatores (PAYNE, 1986 *apud* VIEIRA *et al.*, 2005).

O conhecimento da composição química da água é fundamental para a compreensão de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos sistemas aquáticos e refletem também a importância geoquímica frente às alterações ambientais decorrentes da ocupação da bacia hidrográfica estudada (MAIER, 1987 *apud* VIEIRA *et al.*, 2005).

Uma forma de avaliar a composição e comparar o conteúdo iônico de águas superficiais é a confecção do diagrama de Maucha da área estudada. Nele é possível observar graficamente a proporção relativa dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^- e sua respectiva concentração (BROCH e YAKE, 1969).

Nitrogênio, Fósforo e Taxas de exportação

Os nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, têm especial destaque nos ecossistemas aquáticos. O primeiro tem participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa, já o outro participa do metabolismo dos seres vivos,

no armazenamento de energia. Entre as várias formas da presença de nitrogênio nos ambientes aquáticos, o nitrato (NO_3^-) e o íon amônio (NH_4^+) merecem destaque por serem as principais fontes desse elemento para os produtores primários. Já o fósforo normalmente se encontra na forma de fosfato (PO_4^{3-}) nesse tipo de ecossistema. Entretanto estes dois elementos, quando em demasia, são os principais aceleradores do fenômeno conhecido como eutrofização (ESTEVES, 1988).

A eutrofização é um processo natural que constitui o enriquecimento da água com nutrientes necessários ao crescimento da vida vegetal. Porém a sua ocorrência tem sido acelerada pela intervenção humana. É possível classificar o ecossistema aquático em u escala crescente de produção biológica: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico (BRAGA *et al.*, 2004).

Em áreas rurais a fonte principal de nutrientes pode ser considerada difusa e proveniente principalmente de fertilizantes e defensivos agrícolas, que são carreados pelas águas da chuva (MANSOR, 2005). No ambiente urbano essa contribuição é proveniente de fontes pontuais como efluentes domésticos e industriais, tanto quanto de fontes difusas como chuvas em áreas de grande poluição atmosférica(ESTEVES, 1988).

Usualmente, a quantificação das cargas poluentes dos compostos de nitrogênio e fósforo é realizada a partir das denominadas taxas de exportação. Esse tipo de estudo é realizado em bacias hidrográficas de locais com clima, tipo de solo, cobertura vegetal e uso de solo bastante distintos. A taxa de exportação permite verificar a saída dos nutrientes da bacia hidrográfica e a contribuição que a mesma dá para o corpo d'água que recebe suas águas (COELHO *et al.*, 2004).

No Brasil diversas cidades enfrentam problemas de eutrofização dos seus principais cursos d'água, com destaque para aqueles que passam por regiões agrícolas e urbanas sequencialmente, recebendo todas as fontes de nutrientes artificiais em porções relativamente pequenas de seu curso, perdendo a capacidade de autodepuração. Estima-se que somente no Estado de São Paulo, cerca de 64% das bacias hidrográficas sejam consideradas eutróficas ou hipereutróficas (MANSOR, 2005).

Das cidades do Estado de São Paulo, Sorocaba se apresenta como um importante pólo industrial cercada de regiões com predomínio agrícola. Este fato fez com que seu principal curso d'água também fosse considerado eutrófico na maior parte da sua extensão urbana, apresentando altas taxas de exportação e importação de nitritos e fosfatos (SILVA *et al.*, 2007b). Portanto o estudo das taxas de exportação da bacias contribuintes se faz muito importante.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização da área de estudo

O município de Sorocaba situa-se na porção sudeste do Estado de São Paulo (Brasil), conforme observado na Figura 1. Possui uma área de 449,0 km² e uma população de 559.157 habitantes, sendo cerca de 98% considerada urbana (IBGE, 2009).

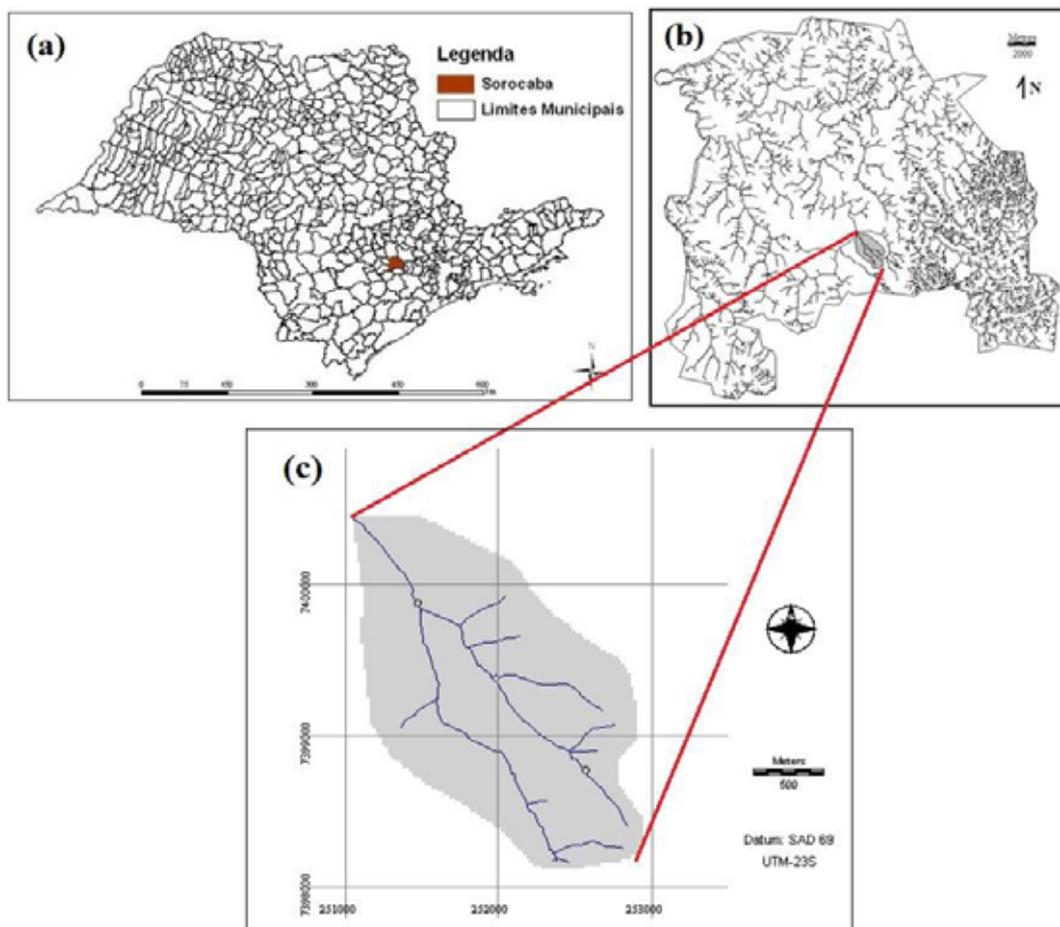


Figura 1. Localização do município de Sorocaba (a) e da microbacia do córrego Lavapés (b) e (c).

O clima da região de Sorocaba é, segundo classificação de Köppen (1948), do tipo “Cfa” (subtropical quente), tendo como temperatura média anual 21,4°C, máxima de verão 30,1°C e mínima de inverno 12,2°C e ainda 1.285 milímetros de altura pluviométrica anual (EMBRAPA, 2009). Na área ocorrem solos predominantemente das classes dos Argissolos e Latossolos, embora ocorram também Cambissolos e Neossolos litólicos em algumas porções do município (OLIVEIRA *et al.*, 1999).

A área de estudo é uma microbacia de terceira ordem que possui 2,88 km² e o principal curso d’água, conhecido localmente como córrego Lavapés, mede aproximadamente 2.550 metros de extensão, localiza-se na porção centro-sul do município de Sorocaba e as águas deste córrego deságuam diretamente no rio Sorocaba.

Esta microbacia foi escolhida para o desenvolvimento do trabalho por apresentar um padrão de uso da terra interessante, havendo áreas com vegetação natural remanescente em diversos estágios de conservação, inclusive na nascente de um dos principais cursos d’água. Em seguida, numa porção mais baixa, ocorre uma ocupação urbana, havendo, na maior parte, um uso da terra destinado a fins residenciais de classe média (bairros e condomínios).

4.2 Procedimentos

4.2.1 Mapa de Fragilidade Ambiental

Tratamento dos dados

Para realizar as análises espaciais da microbacia hidrográfica, as cartas topográficas Sorocaba I e Votorantim I na escala 1:10000 (SECRETARIA DE ECONOMIA E PLANEJAMENTO, 1979), foram georreferenciadas e vetorizadas. A bacia foi delimitada com base na topografia e a hidrografia foi discriminada de acordo com Strahler (1952).

A topografia e a malha hídrica das cartas relativas à área de estudo foram vetorizadas com o auxílio do programa AutoCad Map 2000i (AUTODESK, 2000). Em seguida, utilizando a ferramenta *Topo to Raster* do Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGis 9.2 (ESRI, 2006) foi gerado o Modelo de Elevação Digital (MED) para a microbacia. A partir do Modelo de Elevação Digital foram elaborados dois mapas temáticos, com os comandos *Slope* e *Aspect* do SIG ArcGis 9.2, para a descrição de características do relevo: declividade e orientação das vertentes.

A partir do banco de dados pluviométricos do estado de São Paulo, disponibilizado pelo Sistema de Informações para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH, 2009), foram calculadas as médias das pluviosidades anuais acumuladas para todos os postos localizados próximos à área de estudo, com série histórica de 20 anos. Os dados foram espacializados e avaliou-se a possibilidade de aplicação do método da krigagem, pela análise do variograma. Como a correlação espacial obtida foi pouco significativa, optou-se pela aplicação do método do inverso do quadrado da distância (IQD). Todos os procedimentos geoestatísticos foram operacionalizados no programa Surfer 8 (GOLDEN SOFTWARE, 2002).

O mapa de uso e ocupação da área foi elaborado por meio da digitalização dos polígonos, identificados na imagem de 2005 do programa Google Earth (GOOGLE, 2009). Os tipos de uso identificados, adaptados para cada área foram os seguintes: área urbana, vegetação, solo exposto e pastagem/chácaras.

O mapa de solos disponível para a área de estudo é o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (OLIVEIRA *et al*, 1999), na escala 1:500.000. Este detalhamento não é suficiente para o estudo de microbacias de pequeno porte. Desta forma, foi confeccionado um mapa pedológico para área estudada, utilizando-se a morfometria como suporte, conforme metodologia indicada por Hermuche *et al*. (2002). Com auxílio do SIG Idrisi Andes (EASTMAN, 2006) foram gerados os histogramas de frequência dos mapas de declividade e hipsométrico, observando os pontos de inflexão que indicam as zonas de transição das principais classes de solo. Foi elaborado o mapa pedológico para cada área após reclassificação com base nas análises estatísticas dos histogramas.

Confeção dos mapas de Fragilidade Ambiental

Utilizando como base a metodologia denominada “Modelo de Fragilidade Potencial com Apoio nas Classes de Declividade” (ROSS, 1994) confeccionou-se o mapa de Fragilidade Ambiental para a área. A metodologia foi escolhida por ser de fácil adaptação, condizente com o tamanho da área de estudo, e por existirem os dados necessários para sua construção.

Todos os procedimentos posteriormente citados, que serviram de base para a confecção dos mapas síntese, foram realizados com o auxílio do SIG Idrisi Andes (EASTMAN, 2006).

Primeiramente reclassificou-se com o comando *Reclass* os mapas base e atribuiu-se códigos de fragilidade conforme indicação de Ross (1994), Spörl (2001) e Kawakubo *et al.* (2005). Conforme observado na Tabela 4.

Com os mapas reclassificados utilizou-se o módulo *Weight* para realizar a comparação entre os pares de fatores em relação à sua importância relativa. Este módulo calcula um conjunto de pesos cuja somatória é 1. Estes pesos são denominados valores de ponderação e regulam a compensação entre os fatores. Os valores de importância relativa utilizados foram adaptados de Calijuri *et al* (2007).

Tabela 4. Classes de fragilidade utilizadas conforme características encontradas especificamente na área de estudo

Classificação (Código)	Declividade	Tipo de Solo	Pluviosidade	Uso da Terra Urbana
Muito fraca (1)	Até 6%	LVE	-	Vegetação/Área Urbana
Fraca (2)	De 6 a 12%	LVA ₁	-	Pastagem/Chácaras
Média (3)	De 12 a 20%	LVA ₂	Inverno seco e verão chuvoso	-
Forte (4)	De 20 a 30%	C/N	-	Solo Exposto
Muito forte (5)	Acima 30%	-	-	-

LVE = Latossolo Vermelho Escuro; LVA₁ = Latossolo Vermelho-Amarelo textura média/argilosa; LVA₂ = Latossolo Vermelho-Amarelo; C = Cambissolos; N = Neossolos

Os pesos atribuídos pelo programa foram os seguintes: 0,0907 para o mapa de pluviosidade, 0,1657 para o mapa de solos, 0,1657 para o mapa clinográfico e 0,5778 para o mapa de uso da terra. Com os valores dos pesos fez-se uso da opção *Image Calculator* para gerar os mapas de Fragilidade Ambiental ponderados.

Com o mapa gerado fez-se novamente uso da opção *Reclass* para dividir os valores dos pixels em 5 classes de tamanho idênticos e classificados conforme a indicação de Ross (1994) para os índices de Fragilidade: Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte. Este procedimento retornou o produto final.

4.2.2 Qualidade de solo

Procedimentos de coleta de amostras e demais informações

A amostragem utilizada foi a do tipo estratificado, conforme Szwarcwald e Damacena (2008). Foram definidos 4 estratos, de acordo com as formas de uso da terra da área de estudo, sendo estes denominados: área urbana, pastagem, vegetação e

solo exposto, detalhados na Tabela 5. Foram coletadas 10 amostras de cada tipo de uso da terra.

Tabela 5. Definição dos estratos utilizados nas coletas de solo da microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Estratos – Categoria de uso da terra	Definição
Área urbana	Terrenos baldios e campos de futebol de várzea
Pastagem	Praças e pastagens de bovinos
Vegetação	Margens de rios e fragmentos vegetais em áreas com maior declividade
Solo exposto	Terrenos preparados para construção ou para pequenos plantios

Em cada ponto de amostragem foi coletada uma amostra da camada de 0-20 cm, conforme Amaral *et al.* (2004). A amostra (cerca de dois kilogramas) foi colocada em um recipiente fechado e transportada ao laboratório para análise. Também foi coletada uma amostra indeformada em cada ponto, com o auxílio de um anel metálico com dez centímetros de comprimento, para fins de análise da densidade aparente. Próximo ao ponto de coleta foi realizado um ensaio de análise de compactação. Todos os pontos de amostragem foram georreferenciados.

Análises in situ e em laboratório

Na Tabela 6 estão representadas todas as variáveis levantadas acompanhadas de resumo das respectivas metodologias. Estas variáveis foram escolhidas, pois podem descrever alterações ambientais através de análises comparativas na base de dados da área de estudo.

A seguir existe uma descrição mais detalhada dos métodos de determinação dos variáveis de qualidade de solo mencionados, com exceção da condutividade elétrica e umidade relativa cuja explicação constante na Tabela 6 já é suficiente para reprodução dos ensaios.

Cor

A metodologia utilizada para definição das cores do solo foi a comparação visual, por três observadores distintos, com os padrões contidos na Carta de Cores de Munsell. A metodologia foi baseada em trabalhos de Oliveira *et al.* (1998), Santos *et al.* (2005), Botelho *et al.* (2006) e Teixeira *et al.* (2007).

Tabela 6. Resumo das metodologias dos variáveis de qualidade de solo analisados na microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

Variável	Método utilizado	
Cor	Carta de Munsell (SANTOS <i>et al.</i> , 2005).	
Granulometria	Dispersão em NaOH 1N – frações de areia quantificadas pelo método do peneiramento e frações silte e argila quantificados pelo método da pipeta.	
Compactação	Foi quantificada <i>in situ</i> através do uso de um penetrômetro de impacto (SILVA <i>et al.</i> , 2008a).	
pH	H ₂ O: foi feita uma solução solo x água destilada na proporção 1:2,5 e, após 30 min, aferiu-se o pH com pHmetro de bancada. KCl: foi feita uma solução solo x KCl (KCl 1,0 molar) na proporção 1:2,5 e, após 30 min, aferiu-se o pH com pHmetro de bancada (SILVA <i>et al.</i> , 1998).	
Umidade relativa	Após coleta, a amostra chegou ao laboratório embalada. Foi tomada uma alíquota e a obteve-se a umidade pela diferença da medida de massa antes e depois de secagem da amostra em estufa a 80°C por 48 horas.	
Condutividade Hidráulica	Foi obtida utilizando-se um permeâmetro confeccionado para este fim. Trata-se de uma versão alternativa do permeâmetro de Guelph.	
Condutividade elétrica	Foi medida através de um condutímetro após a elaboração de uma solução solo x água destilada na proporção 1:1 após 30 min de repouso da solução Oliveira <i>et al.</i> (2002a).	
Densidades aparente e real – porosidade	A densidade aparente foi quantificada pelo método do anel volumétrico. A densidade real foi quantificada pelo método do balão volumétrico com água. A porosidade foi calculada utilizando-se os dados das densidades (VIEIRA, 1988).	
Variáveis químicas	Magnésio e Alumínio	Amostras enviadas para laboratórios da ESALQ e do CENA/Piracicaba para determinação.
	Potássio e Cálcio	
	Fósforo	
	Carbono Orgânico	

Granulometria

A determinação da textura das amostras de solo coletadas seguiu a metodologia de Ruiz (2005), que se trata de uma adaptação da metodologia de Embrapa (1997), a partir da coleta adicional da suspensão fração silte+argila, aumentando a exatidão do resultado.

Primeiramente realizou-se a dispersão da amostra com o intuito de individualizar as partículas que porventura estejam floculadas. Utilizou-se um processo químico, com a incorporação da amostra a uma solução de 50 ml de hidróxido de sódio (NaOH a 0,1M) acrescentada de 150 ml de água deionizada. Na sequência, realizou-se o processo de desagregação mecânica, com a utilização de agitadores na frequência de 200 rpm, durante 16 horas como observado em Souza *et al.* (2005).

Após o processo de desagregação, a solução resultante foi passada em peneiras de 0,6, 0,210 e 0,053 mm para separar, respectivamente, as frações de areia grossa, areia média e areia fina. A solução resultante foi transferida para provetas de 500 ml e o volume foi completado com água deionizada, para determinação da fração silte e argila, a partir do método da pipeta. Imediatamente após agitação da nova solução, coletou-se 25 ml da mesma a altura de 10 cm em relação à base da pipeta, esse material foi considerado silte + argila. O restante permaneceu em repouso, seguindo o tempo de sedimentação estabelecido pela lei de Stokes (KHONKE, 1969) e considerando a temperatura ambiente. Após o período de repouso foram coletados mais 25 ml da solução a uma altura de 5 cm em relação à base da pipeta, para a definição da fração argila.

As frações foram secas em estufa a 80°C. Após secagem, as massas das frações granulométricas foram aferidas em balança semi-analítica e os respectivos valores foram aplicados às equações de 1 a 7, conforme indicações de Ruiz (2005) e Manfré (2010).

$$x_{AF} = M_{AF} \times \left(\frac{1}{M_{TFSA}} \right) \quad \text{Equação 1}$$

$$x_{AM} = M_{AM} \times \left(\frac{1}{M_{TFSA}} \right) \quad \text{Equação 2}$$

$$x_{AG} = M_{AG} \times \left(\frac{1}{M_{TFSA}} \right) \times f \quad \text{Equação 3}$$

$$X_{Arg} = [M_{(Arg+D)} - M_D] \times \frac{V_T}{V_C} \times \left(\frac{1}{M_{TFSA}} \right) \times f \quad \text{Equação 4}$$

$$X_{(S+Arg)} = [M_{(S+Arg+D)} - M_D] \times \frac{V_T}{V_C} \times \left(\frac{1}{M_{TFSA}} \right) \times f \quad \text{Equação 5}$$

$$X_S = X_{(S+Arg)} - X_{Arg} \quad \text{Equação 6}$$

$$f = \left(\frac{M_{TFSA}}{M_{TFSE}} \right) \bar{f} = \left(\frac{M_{TFSA}}{M_{TFSE}} \right) \quad \text{Equação 7}$$

Onde,

X_{AF} , X_{AM} , X_{AG} , X_{Arg} , $X_{(S+Arg)}$, X_S são respectivamente as proporções de areia fina, areia média, areia grossa, argila, silte+argila e silte.

M_{AF} , M_{AM} , M_{AG} , M_{Arg} , $M_{(S+Arg)}$, $M_{(S+Arg+D)}$, $M_{(Arg+D)}$, M_S , M_{TFSA} , M_{TFSE} , M_D são respectivamente as massa de areia fina, areia média, areia grossa, argila, silte+argila, silte+argila+defloculante, argila+defloculante, silte, terra fina seca ao ar, terra fina seca em estufa e dispersante.

V_T é o volume total da dispersão (ml).

V_C é o volume coletado (ml).

f é o fator que permite a correção das determinações para terra fina seca em estufa, tendo sido considerado 1.

Após a definição da porcentagem de cada fração granulométrica os solos foram classificados com base no triângulo de grupamento textural (Figura 2), preconizado por Embrapa (2006). Os resultados também foram comparados com a classificação obtida a partir de adaptação do triângulo de Feret do software SCCLAT 2.0 (LAMIN, 1998).

Densidade aparente, real e porosidade

A densidade aparente foi determinada pelo método do anel volumétrico conforme adaptação da metodologia de Santos *et al.* (2005). As amostras indeformadas foram coletadas em anéis metálicos com volume conhecido. No laboratório foram secas em estufa a 80°C e suas respectivas massas foram aferidas em balança semi-analítica. A

densidade aparente foi obtida a partir da razão entre a massa das amostras de solo coletado e o volume do anel cilíndrico.

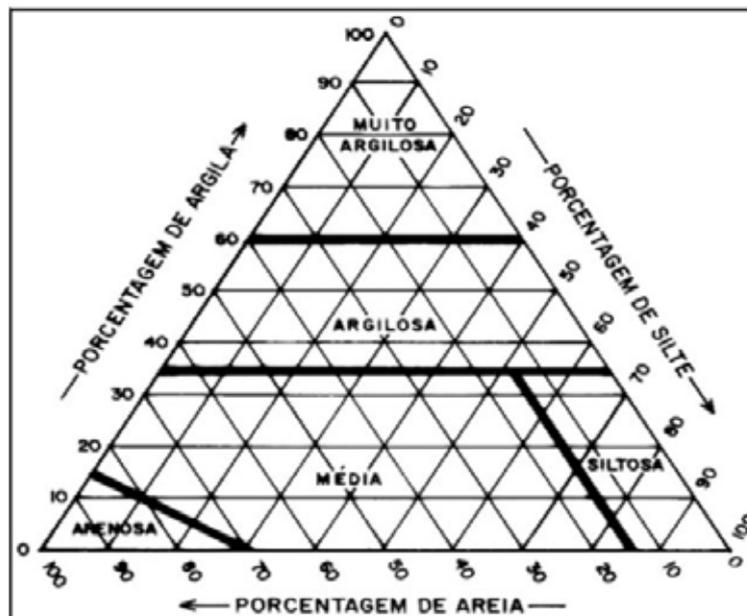


Figura 2. Triângulo de grupamento textural - classificação brasileira. Fonte: Embrapa (2006).

A densidade real foi determinada a partir de adaptação de metodologia de Embrapa (1997). Com a utilização de balança analítica foram separados 10g de cada uma das 40 amostras de solo coletadas, secas em estufa e com os torrões desmanchados. Foi utilizado um balão volumétrico com capacidade de 50ml, o qual recebeu uma amostra por vez e cujo volume foi completado com água deionizada. Após a retirada de cada amostra o balão foi lavado com água destilada. A diferença entre o volume total do balão e o volume de água utilizado para completá-lo resulta no volume de solo. A razão entre o volume encontrado e a massa do solo é a densidade real.

A porosidade foi calculada a partir da equação 8, conforme Vieira (1988).

$$P_{nat} = 100 - \left[\left(\frac{D_a}{D_r} \right) \times 100 \right]$$

Equação 8

Onde,

P_{nat} – porosidade natural

D_a – densidade aparente

D_r – densidade real

Compactação

O ensaio de compactação do solo foi realizado *in situ* com a utilização de um penetrômetro de impacto adaptado de Stolf (1991), seu funcionamento está representado na Figura 3. Foram realizados três ensaios em cada ponto de coleta de solo, resultando em uma média do número de golpes necessário para que a haste do penetrômetro atingisse 10 cm de profundidade.

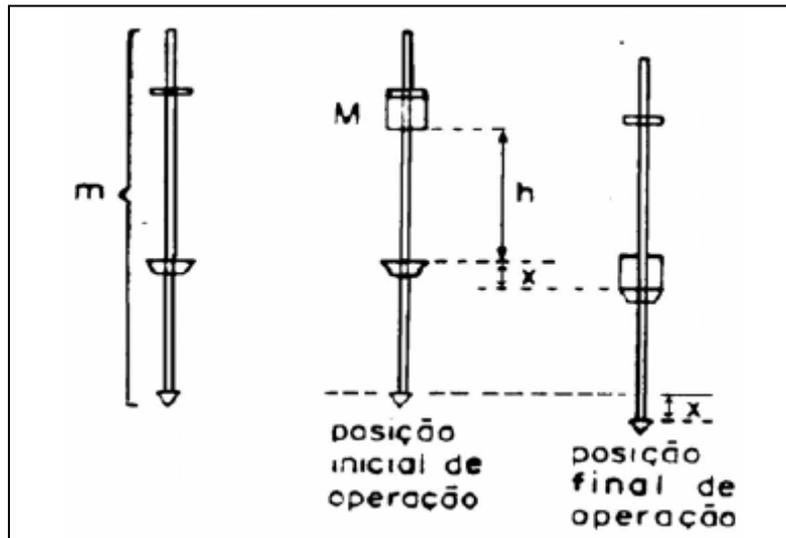


Figura 3. Variação da posição dos componentes do penetrômetro de impacto na direção do campo gravitacional.
Fonte: Stolf (1991).

A transformação do resultado da penetração da haste no solo (cm/impacto) em resistência à penetração foi realizada de acordo com as indicações de Stolf (1991). A fórmula utilizada é mostrada na equação 9.

$$F = (M + m) \times g + \left(\frac{M}{M + m} \right) \times \left(\frac{M \times g \times h}{x} \right)$$

Equação 9

Onde,

M - massa do êmbolo (kg).

M - massa do aparelho sem êmbolo.

h - altura de queda do êmbolo.

x - penetração da haste do aparelho.

g - aceleração da gravidade.

Variáveis químicas

A determinação do pH em H₂O e em solução KCl 1 mol/L, e dos variáveis magnésio, alumínio, potássio, cálcio e fósforo foi realizada mediante envio das amostras para laboratório do Departamento de Solos da Esalq/USP. Foram utilizadas metodologias indicadas por Embrapa (1997) para a determinação das variáveis mencionadas.

O ponto de carga zero (PCZ) é resultante de uma relação matemática entre o pH em H₂O e em KCl 1M, e foi obtido a partir da equação 10, proposta por Keng e Uehara (1974).

$$PCZ = (2 \times pH_{KCl}) - pH_{H_2O}$$

Equação 10

Onde,

PCZ – ponto de carga zero.

pH_{KCl} – valor do pH em solução de KCl

pH_{água} – pH em H₂O.

O teor de carbono foi determinado no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA-USP), em Piracicaba/SP, seguindo metodologias de Neu *et al.* (2005), Nogueira *et al.* (2005) e Bolson (2006). Após pesagem em balança analítica as amostras foram colocadas em um analisador Shimadzu, modelo TOC 5000 A.

Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica foi determinada com o auxílio de uma adaptação do permeâmetro de Guelph, construído conforme indicações de Baumgartner *et al.* (1987) e García-Sinovas *et al.* (2001) e seguindo o princípio básico da “garrafa de Mariotte”. O equipamento adaptado também foi utilizado em trabalho de Manfré *et al.* (2010).

Tabela 7. Pontos do ensaio de condutividade hidráulica na microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Uso da terra	Elevação (m)	Coordenada x (UTM)	Coordenada y (UTM)	Descrição do ponto
Área urbana	574	252202m	7399021m	Praça
Vegetação	582	252263m	7398976m	Mata ciliar
Pastagem	618	252666m	7399497m	Pasto roçado
Solo exposto	-	-	-	-

Como o intuito do ensaio de condutividade hidráulica foi comparar as funções de pedotransferência, foram realizados ensaios em triplicata em um ponto de cada uso da terra, com exceção do solo exposto. A localização dos pontos do ensaio está representada na Tabela 7, estes foram escolhidos pela acessibilidade e representatividade frente à categoria de uso da terra.

Para realização dos ensaios utilizou-se um anel com 25 cm de diâmetro, enterrado no solo a uma profundidade de 15 cm, com o intuito de determinar a condutividade hidráulica superficial. A carga hidráulica utilizada foi de 5 cm. Foram realizadas leituras, a cada 15 segundos, da diminuição do nível da água no equipamento, encerrando-se o ensaio quando ocorreram 5 leituras consecutivas iguais, conforme indicação de Vieira (1998). O procedimento descrito teve como resultado a taxa constante de infiltração e com a mesma foi possível calcular a condutividade hidráulica do solo saturado para cada uso da terra, com a equação 11, de acordo com Eguchi *et al.* (2003).

$$K = \frac{C \times Q}{\left(2\pi H^2 + \pi A^2 C + \frac{2\pi H}{\alpha}\right)} \quad \text{Equação 11}$$

Onde,

K - condutividade hidráulica

Q - vazão necessária para manter a altura da coluna d'água constante.

H - altura da coluna d'água.

C - coeficiente de forma, que considera a textura do solo.

A - raio de amostragem do solo.

α - variável de descrição da macroporosidade do solo.

Análise estatística

As variáveis de solo analisadas foram tabuladas, organizadas e tiveram as estatísticas descritivas e os limites das médias com significância de 95% extraídos com o auxílio do programa Microsoft Office Excel 2007 (MICROSOFT, 2006), para cada variável, agrupados conforme o uso da terra (CARVALHO *et al.* 2003).

Também foi realizada uma análise discriminante com o auxílio do suplemento XLStat 4.05 (ADDINSOFT, 2010) para o software Microsoft Office Excel 2007 (MICROSOFT, 2006), para verificar as variáveis mais significantes para a divisão de uso da terra e se as amostras retiradas foram agrupadas de forma semelhante.

Análise espacial

Primeiramente utilizou-se os dados tabulados com as informações espaciais e quantitativas das amostras coletadas no software Surfer 8.0 (GOLDEN SOFTWARE, 2002). Neste software foram realizadas análises dos semivariogramas gerados a partir dos dados, para analisar a distribuição espacial dos mesmos. Uma vez que não apresentaram dependência espacial, com predominância do “efeito pepita puro” descartou-se a utilização do método de interpolação “krigagem ordinária”, conforme indicação de Landim (2003).

Como alternativa foram construídas superfícies de tendência para cada variável a partir do método de “regressão polinomial de primeiro grau” do software Surfer 8.0. Os respectivos mapas de resíduos foram obtidos a partir da diferença entre os dados e o modelo obtido, para isso utilizou-se a ferramenta Residual do software Surfer 8.0 e as interpolações foram realizadas com a utilização do método do Inverso do Quadrado da Distância (IQD), conforme indicações de Bernardi *et al.* (2001).

Funções de pedotransferência

Foi avaliada a aplicabilidade dos atributos de solo analisados nas funções de pedotransferência utilizadas nos softwares ROSETTA (SCHAPP *et al.*, 2001) e SOILPAR 2.0 (ACUTIS e DONATELLI, 2003), além de buscar-se funções específicas para a área de estudo, a partir da modelagem dos dados com o auxílio do suplemento estatístico XLStat 4.05 (ADDINSOFT, 2010) utilizado no software Microsoft Office Excel 2007 (MICROSOFT, 2006).

4.2.3 Qualidade da água

Pelo período de um ano coletou-se, mensalmente, amostras de água de cada um dos dois pontos estabelecidos (Figura 4). O ponto de coleta 1 localiza-se sob as coordenadas 23°29'30''S e 47°26'03''W e o ponto de coleta 2 localiza-se sob as coordenadas 23°30'30''S e 47°25'36''W. Os pontos de amostragem foram selecionados levando em consideração uma característica principal e algumas secundárias. O Ponto 1 foi escolhido pela sua proximidade com a foz do córrego Lavapés e após o deságue de outro corpo d'água no mesmo córrego. O Ponto 2 por se localizar o mais próximo possível da nascente do Lavapés. Infelizmente, por se tratar de uma microbacia de ocupação urbana, o acesso a toda a extensão do córrego é dificultado por canalizações e limite de acesso em áreas privadas. Os pontos escolhidos foram aqueles em que o acesso se mostrou possível dentro do objetivo proposto.

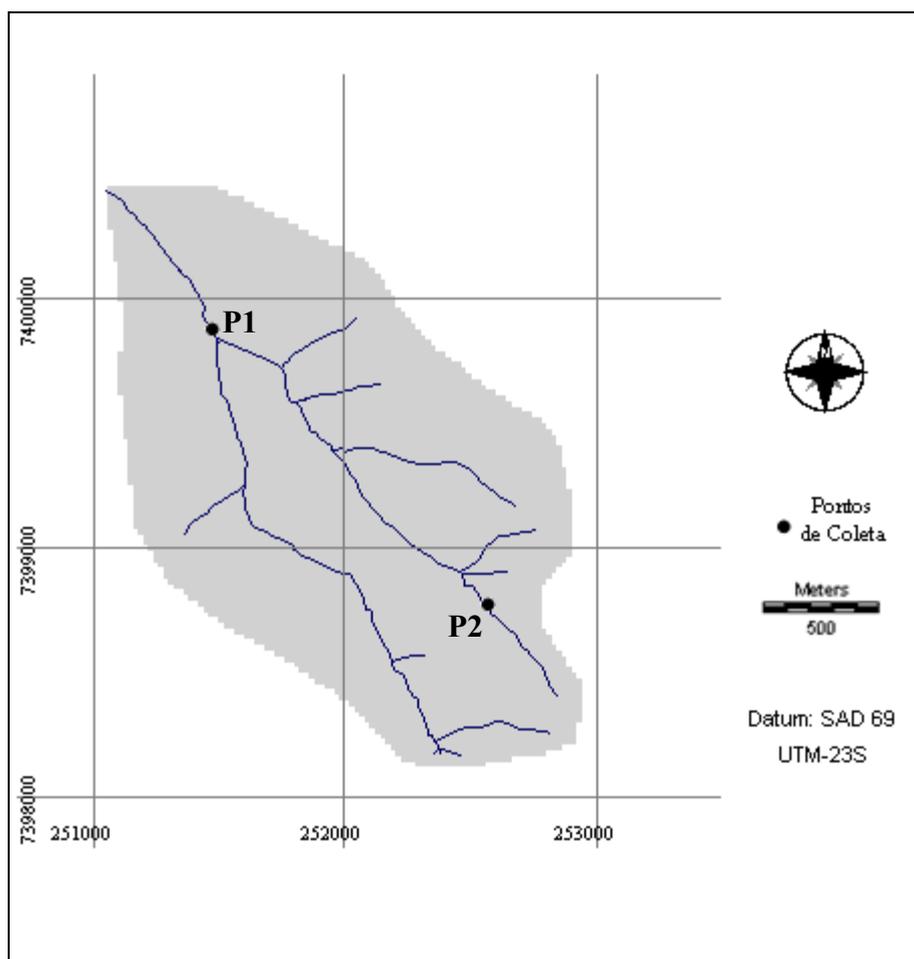


Figura 4. Localização dos pontos de coleta d'água no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

Foram feitas as análises de oxigênio dissolvido e temperatura *in situ*. As amostras foram levadas para laboratório para análise das variáveis descritas a seguir. A amostragem da água foi realizada seguindo o Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Águas da CETESB (CETESB, 1987). Vistas do ponto 1 e do ponto 2 podem ser verificadas na Figura 5.

Análises in situ e em laboratório

A Tabela 8 mostra as variáveis quantificadas e as respectivas metodologias de análise. Estas variáveis foram selecionadas por serem variáveis classicamente empregadas em estudos de Qualidade de água, e que podem descrever alterações ambientais por meio de análises comparativas entre as bases de dados da área de estudo.



Figura 5. Vista do ponto de coleta 1(a) e do ponto de coleta 2 (b). (Fotos: Alexandre Marco da Silva)

Tabela 8. Variáveis físicas, condutividade elétrica e pH quantificados no córrego Lavapés – Sorocaba/SP e respectivas metodologias utilizadas.

Variável	Método utilizado
Sólidos Totais (Total, Orgânico e Mineral)	Determinados do seguinte modo: Colocou-se 100 ml da amostra coletada em um recipiente de porcelana previamente pesado e levou-se à estufa a 80°C para evaporação até peso constante. Retirou-se a amostra da estufa e, após atingir a temperatura ambiente, o recipiente foi novamente pesado. A massa de sólidos totais foi obtida a partir da diferença de peso entre as duas medidas e multiplicado-se por um fator de 10 para obter a unidade mgL ⁻¹ . Em seguida o recipiente com a amostra foi colocado em um forno de mufla a 400°C por duas horas. Em seguida, após ser retirado da mufla e atingir a temperatura ambiente, foi novamente pesado. Este peso corresponderá à fração fixa. A fração volátil foi obtida pela diferença de valores entre as frações total e fixa (SILVA, SCHULZ e CAMARGO, 2007).
Temperatura	Determinada com a utilização de termômetro eletrônico com display digital, seguindo metodologia proposta por Rump (1999).
Turbidez	Determinada com a utilização de espectrofotômetro, com calibração seguindo metodologia proposta por Rump (1999).
Condutividade elétrica	Foi determinada utilizando-se um condutivímetro de bancada.

Variável	Método utilizado
Oxigênio Dissolvido	Determinado de acordo com o método eletrométrico, com a utilização de um oxímetro, conforme a metodologia proposta por Piveli e Kato (2005).
Cor	Determinada com uso do espectrofotômetro em leitura de 340 nm.
pH	Determinado por método eletrométrico. Com pHmetro de bancada, segundo determinações do APHA, 1985.

Diagrama de Maucha

Apesar da metodologia do diagrama de Maucha incluir o atributo sódio, no presente estudo não foi possível realizar a mensuração deste devido a dificuldades técnicas encontradas e também financeiras. Por conta do mencionado, foi realizada uma adaptação da metodologia, excluindo o atributo apontado. O procedimento de coletas foi o mesmo descrito anteriormente.

Na Tabela 9 é apresentado um resumo das metodologias utilizadas para a obtenção das concentrações dos íons.

Após a obtenção dos dados construiu-se os diagramas de Maucha, um por mês em cada ponto de coleta. Para a confecção dos mesmos utilizou-se o programa desenvolvido por Silberbauer e King (1991).

Tabela 9. Metodologias para análise das variáveis utilizadas na confecção dos Diagramas de Maucha.

Variável	Método utilizado
Magnésio e Cálcio	Determinado por titulação com kits de reagentes adquiridos e seguindo metodologia do APHA (1985).
Alcalinidade	Determinado através de titulação de neutralização de ácido/base, empregando-se ácido sulfúrico 0,01 mol/L, seguindo metodologia indicada por Piveli e Kato (2005).
Sulfato, Cloreto e Potássio	Determinado por espectrofotometria com kits de reagentes adquiridos e seguindo metodologia do APHA (1985).

Para a análise da variação dos atributos químicos entre o ponto 1 e ponto 2 (mais próximo à nascente) foram efetuadas as médias das doze coletas realizadas e respectivos desvios padrões.

Taxas de Exportação

As variáveis nitrato e fósforo total dissolvido foram mensuradas por meio do método colorimétrico, utilizando um espectrofotômetro Hach 2800, com a utilização de kits de reagentes adquiridos e seguindo metodologia adaptada de APHA (1985).

A vazão foi mensurada a partir do método do flutuador, conforme Silva e Schulz (2007) e apresentada em trabalho de Santos e Fernandes (2010).

As taxas de exportação foram obtidas a partir do produto da concentração obtida para cada mês com a vazão calculada. Como as unidades eram diferentes, foi necessário estabelecer um padrão. Multiplicou-se o valor da taxa por 86400 para alterar a unidade “segundos” para “dia”. O total acumulado foi obtido pela multiplicação de cada taxa diária por 30 dias (mês) e sua soma gradual.

Para efeitos de comparação foram estimados os dados de produção anual de nitrogênio e fósforo para a cidade de Sorocaba. O cálculo da carga de nutrientes foi realizado conforme metodologia descrita por Silva *et al* (2007b) para nitrogênio e fósforo e as equações 12 e 13 foram utilizadas.

$$P = H \times \alpha \times 0,002 \times 1000^{-1} \quad \text{Equação 12}$$

$$N = H \times \alpha \times 0,008 \times 1000^{-1} \quad \text{Equação 13}$$

Onde,

P = peso anual de fósforo em um determinado ano, em toneladas.

N = peso anual de nitrogênio para um determinado ano, em toneladas.

H = número de habitantes para o ano "a" (IBGE, 2009).

α = número de dias em um ano (365)

O Índice de Estado Trófico (IET) para potencial de eutrofização foi calculado conforme a classificação do estado trófico para rios segundo Índice de Carlson modificado. Como observado por CETESB (2009), o índice necessita dos dados de fósforo e clorofila do rio estudado, entretanto na falta de resultados de uma dessas análises o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET. A equação 14 foi utilizada para o cálculo do índice. Na Tabela 10 encontram-se relacionados as categorias de estado trófico e respectivas ponderações do IET.

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln PT)) / \ln 2)) \quad \text{Equação 14}$$

Onde,

PT – Concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

Tabela 10. Classificação do estado trófico para rios segundo Índice de Carlson modificado - Classificação do estado trófico para rios

Categoria estado trófico	Ponderação	P total – P (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$P > 640$

Fonte: CETESB (2009)

Análise estatística

Assim como as variáveis de solo, as variáveis de água analisados foram tabuladas, organizadas e tiveram as estatísticas descritivas, com significância de 95%, extraídas com o auxílio do programa Microsoft Office Excel 2007 (MICROSOFT, 2006), as análises estatísticas foram utilizadas para verificar possíveis alterações decorrentes da qualidade da água entre o ponto 2 (próximo à nascente) e o ponto 1.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fragilidade Ambiental

Antes da elaboração do mapa de fragilidade ambiental foi necessária a confecção de alguns mapas-base. Serão apresentados a seguir o modelo de elevação digital (MED) e os mapas clinográfico, pedológico, de uso da terra e de pluviosidade. Posteriormente o mapa-síntese, denominado mapa de fragilidade ambiental, também será apresentado.

5.1.1 Modelo de Elevação Digital (MED)

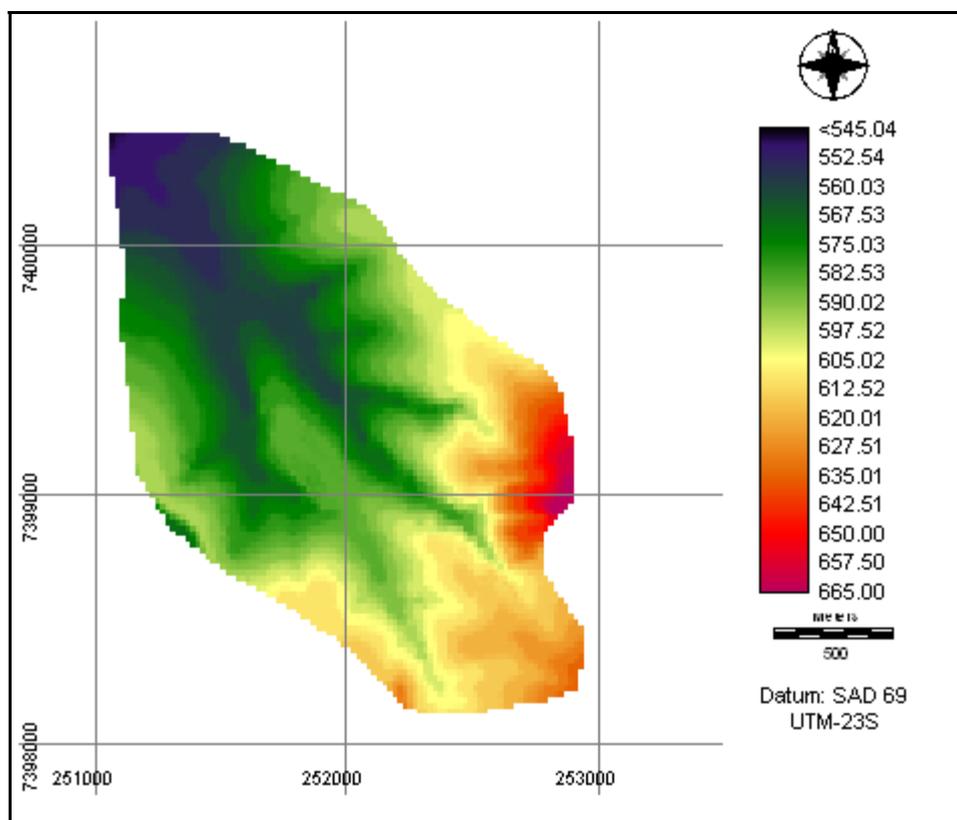


Figura 6. Modelo de Elevação Digital da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP

Primeiro subproduto, o modelo de elevação digital (MED) serve de base para a confecção dos mapas de declividade e pedológico.

A partir da observação do MED percebe-se que a microbacia tem uma amplitude altimétrica pequena (120 metros) e concentra suas maiores altitudes na porção oeste (Figura 6).

5.1.2 Declividade

A Figura 7 apresenta o mapa clinográfico da microbacia. A divisão das classes apresentada já está reclassificada conforme metodologia de Ross (1994). A maior parte da área de estudo se encontra nas classes de declividade baixas e está urbanizada. A predominância de baixas declividades contribuiu para a urbanização da microbacia. A área situada a oeste tem maiores graus de declividade, e também é onde se encontra um remanescente de vegetação nativa. A dificuldade na ocupação do local preservou a mata ali existente.

A declividade média observada na bacia foi de 11,3% que classificaria a bacia como de relevo “ondulado”, conforme classificação da Embrapa (1979).

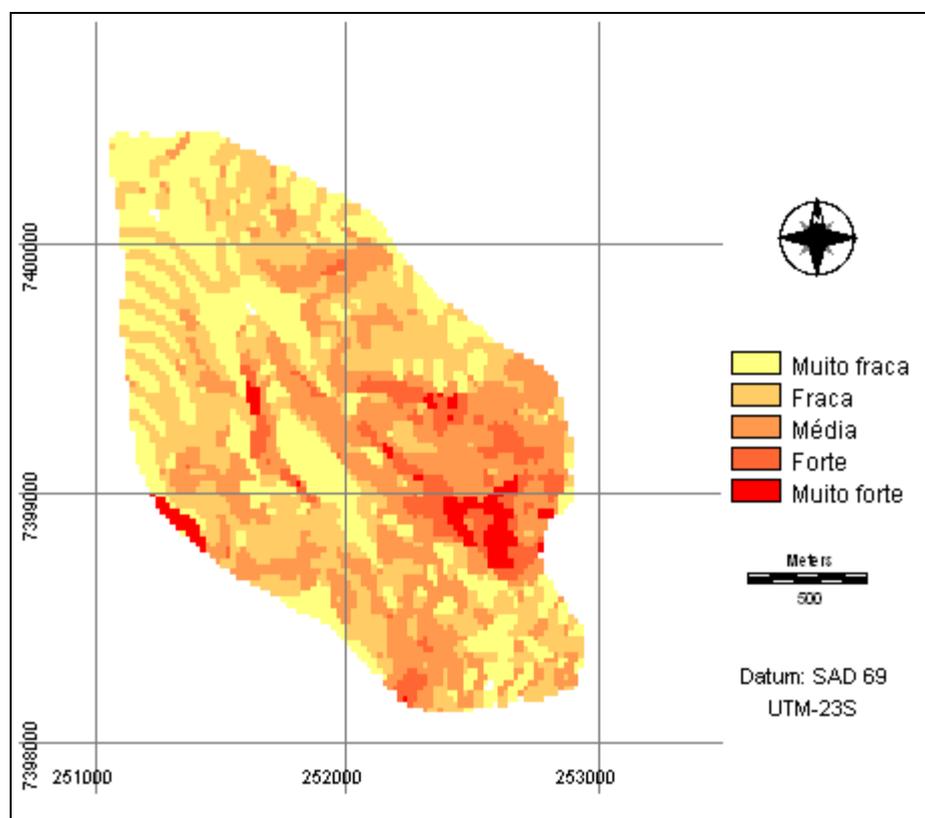


Figura 7. Mapa Clinográfico da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

5.1.3 Pedologia

Primeiramente foi realizada a análise dos histogramas dos mapas de declividade e hipsométrico. O ponto de inflexão observado no histograma do mapa de declividade (Figura 8) corresponde aos limites relativos à solos de fragilidade forte conforme Hermuche *et al* (2002) e Mühlethaler *et al* (2005). Valores de declividade acima do ponto de inflexão correspondem aos solos de fragilidade forte.

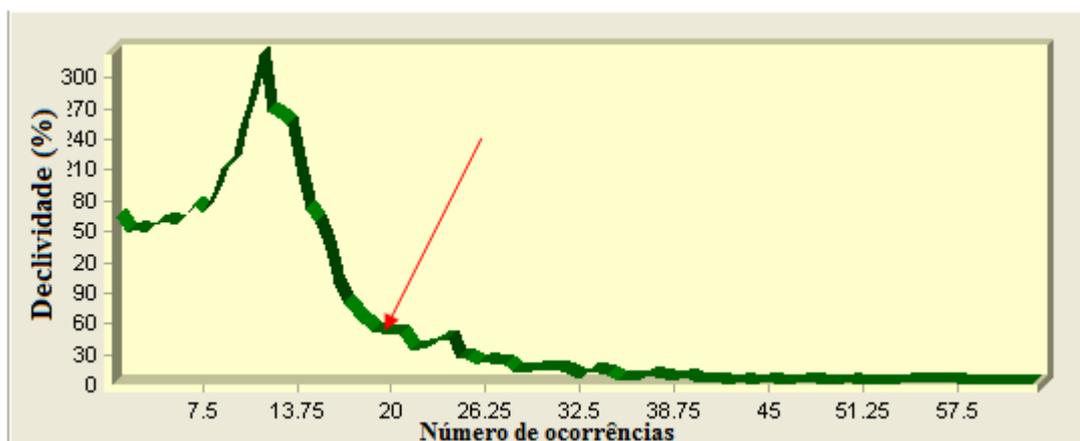


Figura 8. Histograma do mapa de declividade (%) x número de ocorrências por classe e ponto de inflexão destacado.

O histograma do mapa hipsométrico (Figura 9) indica dois pontos de inflexão. Dividindo dessa forma a área em solos de fragilidade muito fraca antes do primeiro ponto de inflexão, solos de fragilidade fraca na posição entre os pontos de inflexão e solos de fragilidade forte, com os valores mais altos. Essa classificação foi realizada após interpretação de trabalhos de Hermuche *et al* (2002) e Mühlethaler *et al* (2005). Entretanto o mais importante para o presente estudo é a classificação da fragilidade dos tipos de solo e por isso o mapa resultante é apresentado já reclassificado (Figura 10).

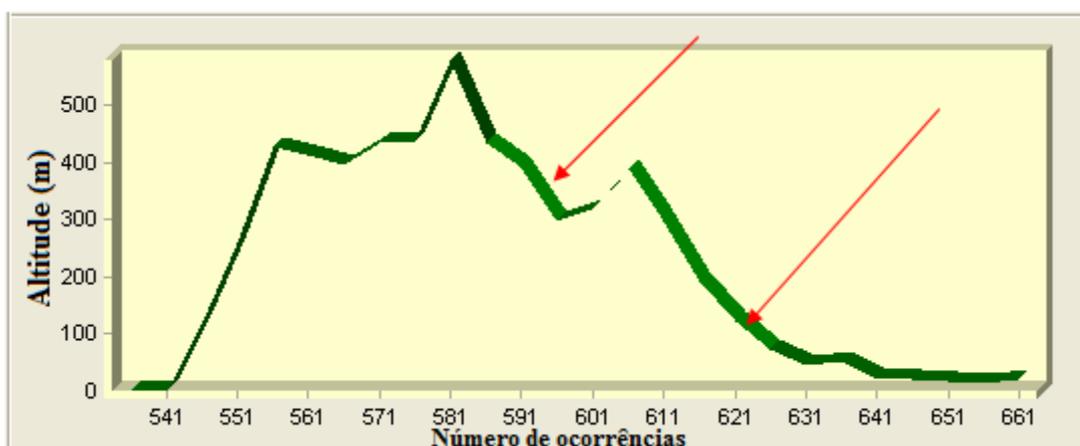


Figura 9. Histograma do mapa hipsométrico (m) x número de ocorrências por classe e pontos de inflexão destacados.

5.1.4 *Uso da terra*

Um dos aspectos interessantes no estudo da fragilidade ambiental para áreas urbanas está na confecção do mapa de uso da terra. Como foi indicado nos procedimentos metodológicos, esse mapa tem maior peso no estabelecimento das áreas frágeis. Em áreas urbanas com tamanho reduzido é possível utilizar imagens de satélite com maior detalhamento para a confecção do mapa de uso e ocupação. Esse procedimento fornece dados mais precisos para a confecção do mapa de fragilidade ambiental. Entretanto, esse procedimento é demasiadamente demorado e trabalhoso para áreas de maior porte. Na Figura 11 é possível observar o mapa de uso da terra da área de estudo.

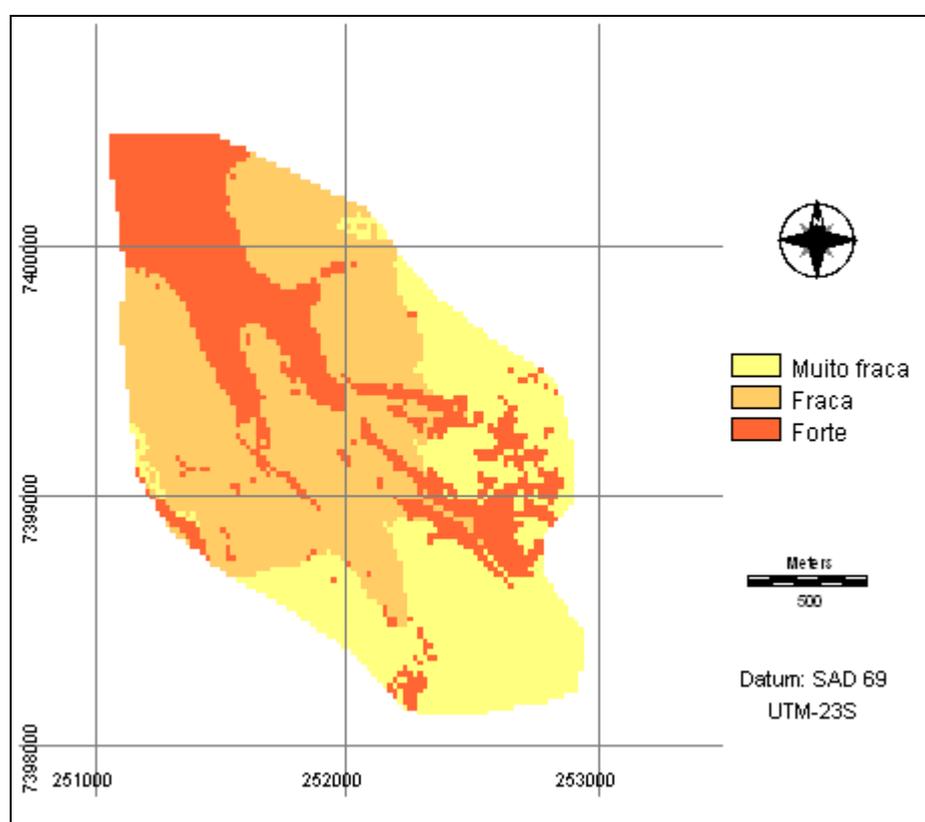


Figura 10. Fragilidade em relação ao solo na microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

5.1.5 *Pluviosidade*

Após a confecção do mapa de pluviosidade para uma grande área efetuou-se o recorte da microbacia. Como era esperado, a distribuição de chuvas na área de estudo é uniforme, na faixa média de 1317,57mm anuais, já que se trata de uma área de pequena

dimensão. Por este motivo optou-se pela não apresentação do mapa de pluviosidade. A classificação da fragilidade para a microbacia é média segundo Spörl (2001).

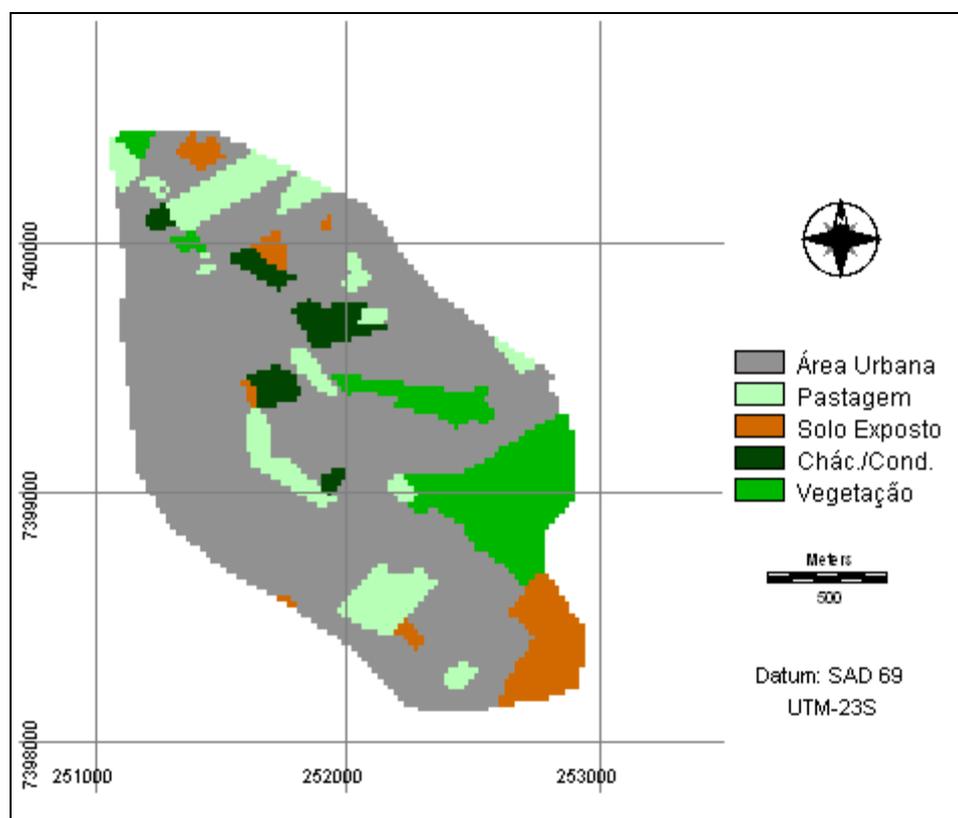


Figura 11. Mapa de uso da terra da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP

5.1.6 *Mapa-síntese*

Antes da apresentação do mapa de fragilidade ambiental é interessante observar alguns aspectos relacionados à quantidade relativa de cada categoria para cada mapa-base confeccionado (Tabela 11).

É possível perceber que a maior parte da microbacia é classificada como de fragilidade “Muito Fraca” ou “Fraca”, e pouca propensão a eventos erosivos acentuados. Isso se deve a cerca de 62% da área ser classificada como de baixa declividade (menor que 12%) e grande parte do uso da terra pavimentado (quase 71% do total da área). Esses fatores contribuíram decisivamente para a confecção do índice de fragilidade e demonstram as características de áreas urbanizadas.

Tabela 11. Quantidade relativa de cada categoria dentro da microbacia córrego Lavapés – Sorocaba/SP

Mapa	Categoria	Fragilidade	Valor absoluto (km ²)	Porcentagem
Declividade	Até 6%	Muito Fraca	0.88	30.56%
	De 6 a 12%	Fraca	0.92	31.85%
	De 12 a 20%	Média	0.80	27.82%
	De 20 a 30%	Forte	0.20	7.09%
	Acima 30%	Muito Forte	0.08	2.68%
Tipo de Solo	LVE	Muito Fraca	0.89	31.04%
	LVA	Fraca	1.20	41.73%
	C/N	Forte	0.78	27.23%
Uso da terra	Área Urbana	Muito Fraca	2.03	70.58%
	Pastagem	Fraca	0.28	9.57%
	Solo Exposto	Forte	0.16	5.52%
	Chác./Cond.	Fraca	0.10	3.55%
	Vegetação	Muito Fraca	0.31	10.77%
Pluviosidade	Inverno Seco e Verão Chuvoso	Média	2.88	100.00%

Apesar da metodologia proposta por Ross (1994), que subsidiou o presente estudo, não indicar os graus de fragilidade para meios urbanizados, pode-se afirmar que estas regiões também sofrem com a falta de estudos de planejamento ambiental.

Spörl (2001) aponta algumas dificuldades para a inserção de áreas urbanizadas na confecção de mapas de fragilidade ambiental. Todas as dificuldades de levantamento indicadas (áreas verdes, de infra-estrutura e áreas pavimentadas) dizem respeito aos estudos em escalas de menor grau de detalhamento. Os fatos apresentados pela autora diminuem a quantidade de estudos realizados em áreas urbanas, uma vez que existe a necessidade de utilização de escalas com mais detalhamento, que, por sua vez, não terão abrangência regional, mas sim local.

O mapa de fragilidade confeccionado para a microbacia urbana do córrego Lavapés, localizada na área de Sorocaba, apresentado na Figura 12, demonstra as possibilidades da utilização da metodologia para o planejamento em escalas mais detalhadas e a importância do mesmo.

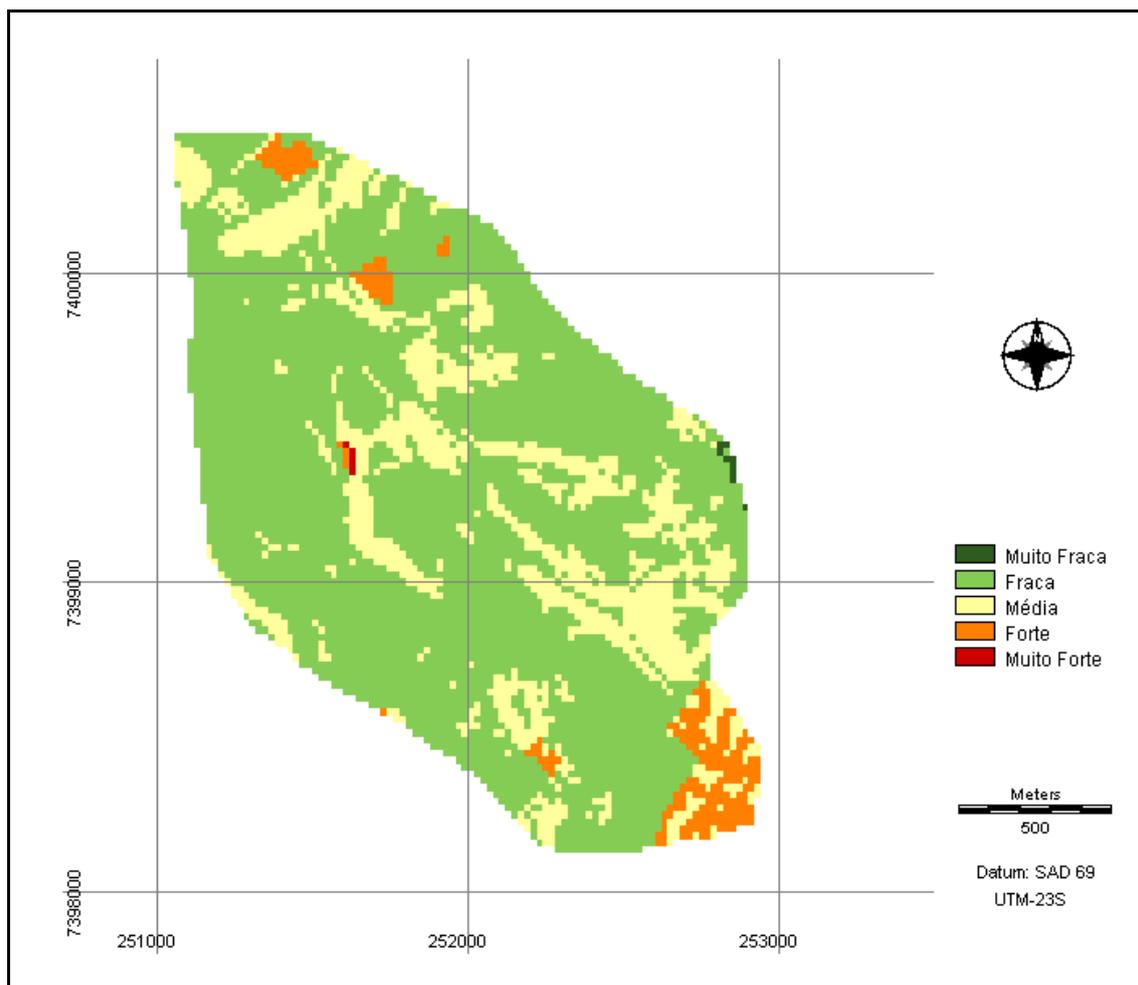


Figura 12. Fragilidade Ambiental da microbacia urbana do córrego Lavapés - Sorocaba-SP.

Como é possível observar na Figura 12, existem áreas que apresentam alta fragilidade, predominantemente na porção sudoeste da microbacia. Estas áreas seriam suprimidas e relevadas em estudos realizados em escala de menor detalhamento. Mas, a título de importância local, a verificação de regiões com maior tendência a processos erosivos pode ser importante para a verificação de fenômenos como os apontados por Santos e Fernandes (2010). Os autores estudaram a hidrossedimentologia da mesma área e seus impactos nos cursos d'água de maior porte subsequentes, apontando produção específica de sedimentos em suspensão considerada muito alta, com valores em torno de $541,75 \text{ t.ano}^{-1}.\text{km}^{-2}$.

Os resultados apresentados também têm potencial para auxiliar no processo de tomada de decisões quanto à ocupação da área, inclusive por esta apresentar características de expansão urbana, o que foi comprovado por visitas ao local de estudos. Condomínios e a prefeitura podem utilizar os mapas com maior grau de detalhamento para verificar locais que seriam impróprios à construção, mas que não

seriam observados em análises preliminares de mapas com menor grau de detalhamento. O trabalho de Kawakubo *et al.* (2005) também utiliza áreas urbanas no estudo da fragilidade e salienta a importância do seu estudo no planejamento urbano.

A maior parte da área da microbacia estudada encontra-se caracterizada como de fragilidade fraca, principalmente por conter cerca de 70,43% de sua área pavimentada e urbanizada (fragilidade muito fraca). Entretanto a quantidade de solo exposto (5,52%), verificada e comprovada em visita a campo, existe devido a loteamentos e devem ter especial atenção por se encontrarem próximas a áreas de vegetação e nascentes de rios.

As classes de uso da terra apresentadas na Tabela 4 se mostraram eficientes no trabalho de Kawakubo *et al.* (2005) e também no presente estudo. A classificação do solo exposto como de fragilidade alta e não muito alta, como indica a metodologia de Ross (1994), se faz necessária para a adaptação da metodologia ao meio urbano, onde a impermeabilização é mais intensa e diminui o impacto do carreamento de sedimentos em algumas áreas. Os valores percentuais de cada classe de fragilidade da microbacia foram: 0,13% Muito fraca; 73,33% Fraca; 22,43% Média; 4,04% Forte; 0,07% Muito forte. A proporção apresentada se justifica pela baixa declividade (menor que 12%) encontrada em 62% área e grande parte da microbacia pavimentada.

5.2 Qualidade do solo urbano

5.2.1 Variáveis qualitativas

Descrição dos pontos de coleta

Antes da apresentação dos dados levantados é importante uma descrição rápida das características encontradas nos pontos de coleta. Como o intuito do trabalho foi comparar a qualidade frente às diferentes classes de uso da terra definidas, a descrição aqui apresentada também levará em conta esta estratificação.

O uso da terra denominado “área urbana” foi composto por terrenos baldios, pequenas praças e campos de futebol de várzea. Como é característico em áreas urbanas, foram encontrados nos terrenos baldios diversos resíduos de construção civil, que, segundo Pedron *et al.* (2004), é um dos fatores que dificultam a definição de critérios para a classificação de solos urbanos.

As áreas consideradas como “pastagem” eram locais de porte médio ou grande, com domínio de gramíneas, sendo que em alguns deles foram observados animais pastando.

O uso da terra considerado “solo exposto” foi composto predominantemente por terrenos preparados para loteamento e futuras construções, alguns apresentando perda considerável dos horizontes mais superficiais do solo. Apesar da exposição do solo em áreas durante os trabalhos de construção ser inevitável, medidas para evitar a construção em épocas chuvosas, controle do fluxo de água e redução do tempo das obras devem ser tomadas para minimizar os efeitos da erosão e transporte de sedimentos nas áreas urbanas (CRAUL, 1999; USDA, 2000).

A última classe de uso da terra definida foi a de “vegetação”, que buscou englobar os fragmentos florestais da microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP. Os pontos de coleta apresentaram uma vegetação bastante pressionada por construções, alocadas predominantemente em áreas com declividade mais acentuada e alguns pontos com diversos resíduos sólidos lançados no solo.

Cor

A análise da cor das amostras de solo da microbacia do córrego Lavapés apresentou 14 diferentes tonalidades do matiz apresentado na Tabela de Munsell. A comparação entre os diferentes usos da terra pode ser observada na Tabela 12.

É possível verificar uma maior heterogeneidade no estrato “área urbana”, proveniente dos diferentes materiais encontrados nos solos destes locais de amostra. Por outro lado as amostras provenientes da “vegetação” apresentaram homogeneidade, com predominância de tonalidades mais escuras. Canellas *et al.* (2000) observaram a correlação entre matéria orgânica do solo e a cor, confirmando a inferência dos solos de vegetação da microbacia do córrego Lavapés apresentarem maior incidência de matéria orgânica e conseqüentemente tonalidades mais escuras.

Textura

A classificação textural das amostras de solo do córrego Lavapés, Sorocaba/SP, foi obtida a partir do triângulo de grupamento textural. Foram comparadas as classificações do Brasil e dos Estados Unidos, para maior detalhamento das classificações “médias”. Na Tabela 13 é possível verificar a textura das amostras de solo levantadas separadas pelos usos da terra definidos.

Tabela 12. Tonalidades observadas nos usos da terra definidos para a microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Cor do solo (Munsen)	Uso da terra			
	Área Urbana	Pastagem	Solo exposto	Vegetação
Bruno	-	4	2	7
Bruno-amarelado	3	1	-	-
Bruno amarelado-claro	1	3	-	-
Bruno-amarelado-escuro	1	-	-	-
Bruno-avermelhado-claro	1	-	-	-
Bruno-oliváceo	-	1	-	1
Bruno-oliváceo-claro	1	-	-	-
Bruno-claro	-	-	1	-
Bruno-claro-acizentado	-	-	1	-
Bruno-acizentado-escuro	-	-	-	1
Bruno-acizentado-muito-escuro	-	-	-	1
Bruno-forte	1	-	2	-
Amarelo-avermelhado	2	-	-	-
Vermelho-amarelado	-	1	4	-

Tabela 13. Classificação textural das amostras de solo da microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Uso	Textura – classificação brasileira		Textura – classificação estadunidense			
	Média	Arenosa	Franco arenosa	Franco argilo-arenosa	Areia franca	Areia
Área Urbana	7	3	7	-	2	1
Pastagem	8	2	7	1	-	2
Solo exposto	6	4	6	-	2	2
Vegetação	5	5	5	-	5	-

A predominância da classificação brasileira para as amostras da microbacia do córrego Lavapés foi da categoria “textura média”, enquanto o restante das amostras foi classificada como “textura arenosa”. Entretanto a classificação dos Estados Unidos apontou a categoria “textura franco-arenosa” para todas aquelas antes classificadas como “textura média”. Dessa forma pode-se afirmar que a área de estudo tem grande quantidade de terrenos com grande influência arenosa.

5.2.2 Análise estatística

As estatísticas descritivas das amostras de solo são apresentadas conforme a classificação do uso da terra, determinado na microbacia do córrego Lavapés,

Sorocaba/SP (Tabela 14). Por meio da análise estatística pode-se inferir sobre a variância dos dados e quais apresentam características mais homogêneas na área de estudo. A comparação entre os usos da terra foi realizada pela análise dos limites das médias (nível de significância de 95%).

As análises granulométricas realizadas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas em nenhuma de suas frações, como pode ser observado na Tabela 14 e nas Figuras 13, 14, 15, 16 e 17. De forma geral a composição granulométrica dos solos da microbacia do córrego Lavapés é bastante semelhante, esse fato deve-se a estabilidade dessa característica dos solos que, segundo Beutler *et al.* (2001), não sofrem alterações a curto prazo.



Figura 13. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fração de areia fina (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Tabela 14. Estatística descritiva das variáveis de qualidade do solo nos usos da terra da microbiacia hidrográfica do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

	Vegetação			Solo Exposto			Pastagem			Área Urbana		
	Média	VAR	DP	CV	Média	VAR	DP	CV	Média	VAR	DP	CV
FAF	33,01	98,45	9,92	0,29	31,34	181,12	13,46	0,41	36,56	59,86	7,74	0,20
FAM	26,84	113,67	10,66	0,38	27,77	267,32	16,35	0,56	20,59	48,62	6,97	0,32
FAG	16,08	72,44	8,51	0,50	18,21	102,49	10,12	0,53	13,41	139,11	11,79	0,83
FARG	10,00	21,33	4,62	0,44	9,90	24,54	4,95	0,47	11,00	49,50	7,04	0,60
FS	14,06	41,39	6,43	0,43	12,78	47,35	6,88	0,51	18,44	85,13	9,23	0,47
RP	64,07	362,36	19,04	0,28	144,77	6356,65	79,73	0,52	75,05	581,84	24,12	0,30
DR	2,18	0,07	0,26	0,11	2,21	0,09	0,30	0,13	2,19	0,04	0,19	0,08
DAU	1,13	0,08	0,28	0,24	1,56	0,05	0,22	0,14	1,43	0,13	0,36	0,24
UR	20,02	11,58	3,40	0,16	9,73	10,62	3,26	0,32	23,44	37,70	6,14	0,25
CE	359,70	13021,34	114,11	0,30	95,72	3745,77	61,20	0,61	186,14	5339,46	73,07	0,37
PNAT	47,81	160,20	12,66	0,25	28,71	114,77	10,71	0,35	34,55	322,53	17,96	0,49
C	2,74	0,60	0,77	0,27	0,62	0,35	0,60	0,92	1,68	0,82	0,91	0,51
N	0,22	0,00	0,07	0,30	0,05	0,00	0,05	0,90	0,12	0,00	0,07	0,53
C/N	12,86	1,76	1,32	0,10	11,94	7,84	2,80	0,22	14,12	0,78	0,88	0,06
pH KCl	6,10	0,24	0,49	0,08	6,09	0,57	0,75	0,12	6,08	0,34	0,58	0,09
pH H2O	5,44	0,63	0,79	0,14	5,24	1,10	1,05	0,19	4,87	0,46	0,68	0,13
PCZ	4,78	1,27	1,13	0,22	4,39	2,08	1,44	0,31	3,66	1,05	1,03	0,26
P	21,30	260,68	16,15	0,72	3,80	10,84	3,29	0,82	12,78	240,44	15,51	1,14
K	5,33	5,12	2,26	0,40	1,72	1,04	1,02	0,56	2,92	3,88	1,97	0,64
Ca	82,60	3021,38	54,97	0,63	21,80	295,96	17,20	0,75	48,56	3911,53	62,54	1,21
Mg	22,20	132,84	11,53	0,49	5,70	7,34	2,71	0,45	10,33	20,25	4,50	0,41
Al	0,50	0,94	0,97	1,84	2,00	8,00	2,83	1,34	1,56	2,53	1,59	0,96
H+Al	34,50	391,83	19,79	0,54	16,30	81,79	9,04	0,53	24,00	125,00	11,18	0,44

FAF= Fração de Areia Fina (%); FAM= Fração de Areia Média (%); FAG= Fração de Areia Grossa (%); FARG= Fração de Argila (%); FS= Fração de Silte (%); RP= Resistência ao Penetrômetro (kgf/cm²); DR= Densidade Real (g/cm³); DA= Densidade Aparente (g/cm³); UR= Umidade Relativa (%); CE= Condutividade Elétrica (µS.cm⁻¹); PNAT= Porosidade Natural (%); C= Carbono (%); N= Nitrogênio (%); C/N= Relação Carbono-Nitrogênio; PCZ= Ponto de Carga Zero; P= Fósforo (mg/kg); K= Potássio (mmol/kg); Ca = Cálcio (mmol/kg); Mg= Magnésio (mmol/kg); Al = Alumínio (mmol/kg); H+Al= Acidez potencial (mmol/kg); VAR = Variância; DP= Desvio padrão; CV= Coeficiente de Variação.

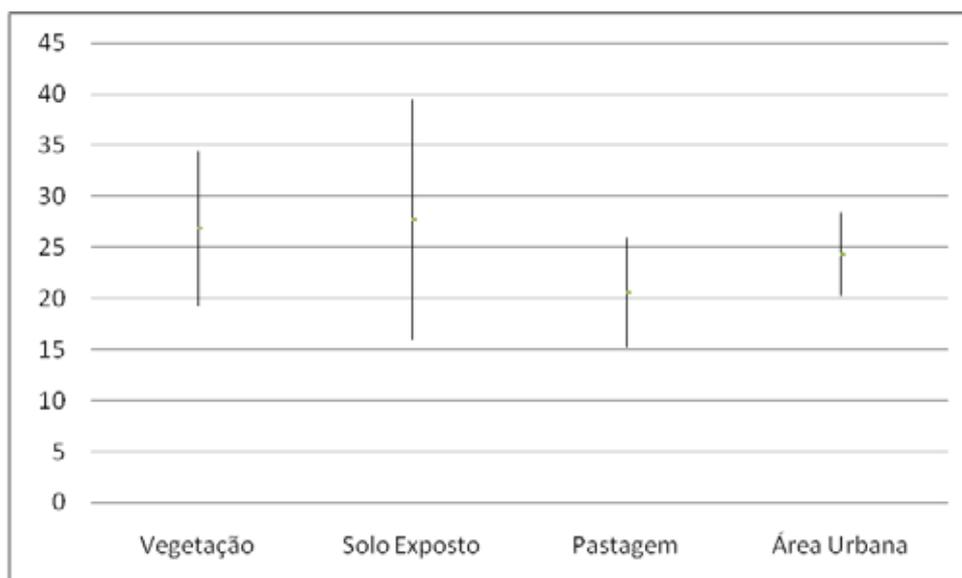


Figura 14. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fração de areia média (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

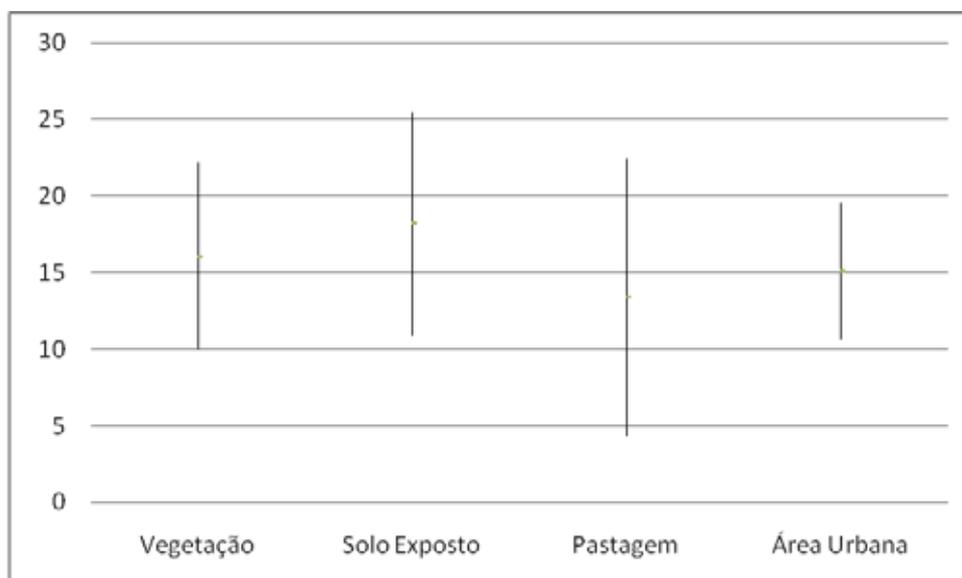


Figura 15. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fração de areia grossa (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

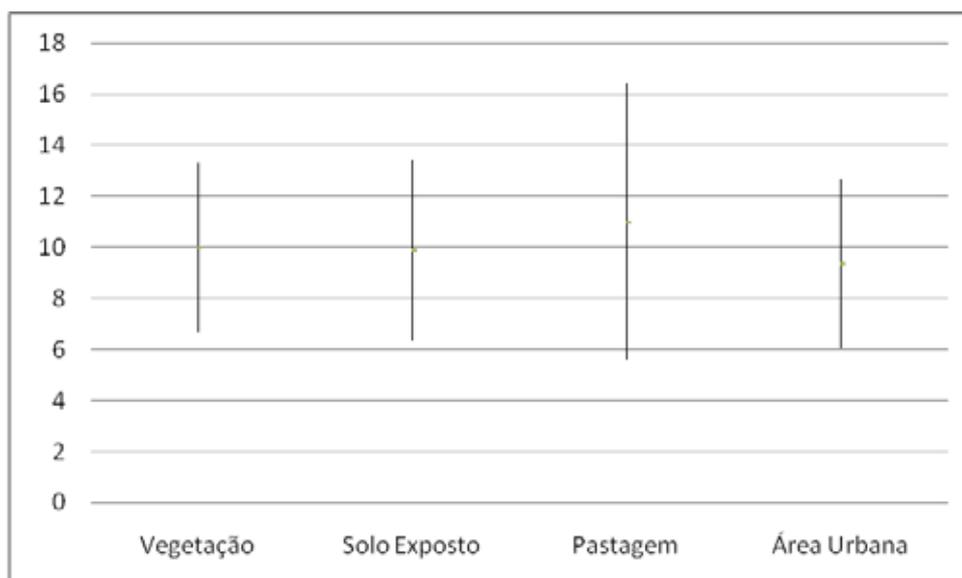


Figura 16. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fração de argila (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

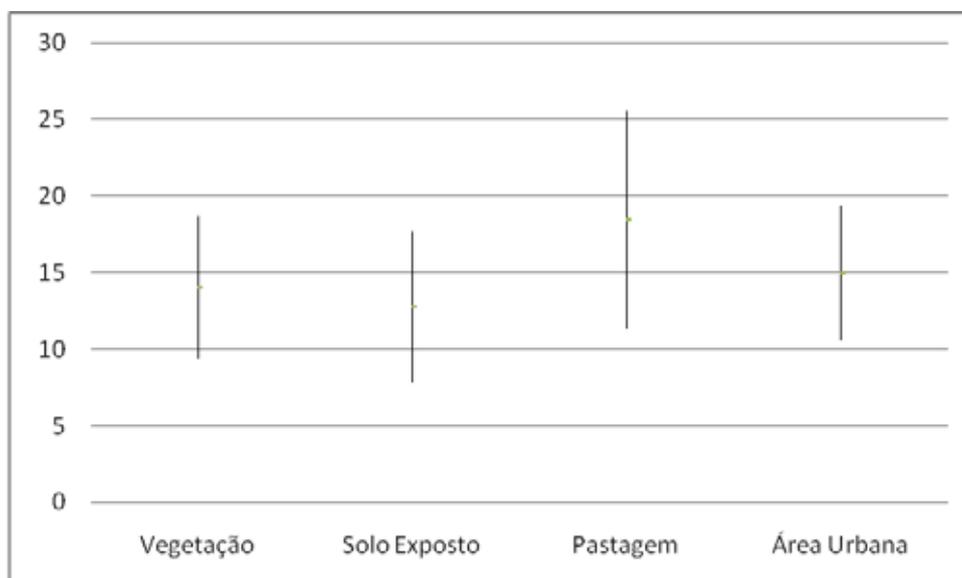


Figura 17. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fração de silte (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Os resultados dos ensaios de resistência ao penetrômetro apresentaram valores dos solos expostos superiores aos dos outros usos da terra, como é possível observar na

Tabela 14. A análise das estimativas intervalares (Figura 18) confirma o exposto e aponta diferenças estatísticas entre a vegetação e a área urbana. A pastagem tem valores próximos aos usos da terra mencionados. Comportamento diverso foi verificado por Manfré (2010) em estudo semelhante realizado em área agrícola, o levantamento do autor aponta maior resistência em solos de pastagem e menor em solos expostos. Essa diferenciação se deve a diferente classificação imposta. Os solos expostos da área agrícola, amostrados pelo autor, eram solos de cultivo preparados para o plantio e que ofereciam baixíssima resistência aos golpes do aparelho, já os solos expostos da área urbana da microbacia do córrego Lavapés, são áreas preparadas para construção e que frequentemente tem seus horizontes superficiais retirados expondo a superfície rochosa, além de solos compactados pelo uso de maquinário. Já a diferenciação em relação às pastagens rurais e urbanas remete ao fato das últimas não serem alvo freqüente de pisoteio de animais, embora também sejam caracterizadas por vegetação gramínea.

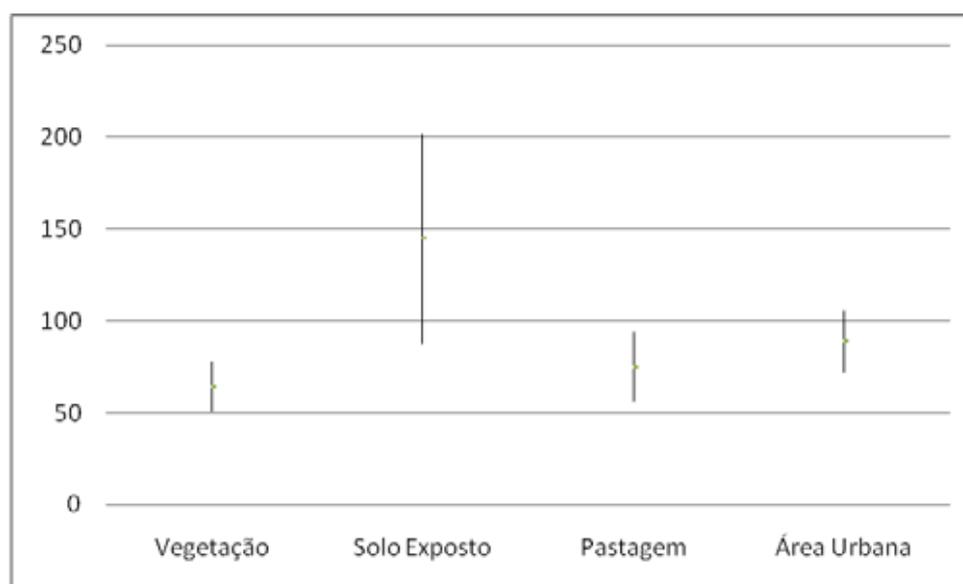


Figura 18. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de resistência à penetração (kgf/cm²) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

A estatística descritiva da variável densidade real (Tabela 14), e a análise do gráfico comparativo (Figura 19) apontam grande semelhança entre os solos dos quatro diferentes tipos de uso da terra. Comparativamente, Manfré (2010) observou valores semelhantes de densidade real dos solos em região rural de Ibiúna/SP, próxima ao município de Sorocaba, sugerindo semelhança entre os solos das áreas próximas.

A observação da Figura 20 e Tabela 14 demonstra evidente diferenciação da densidade aparente das áreas de vegetação em relação às áreas urbanas e solos expostos. Existe sobreposição das estimativas intervalares dos dados de vegetação e pastagem, mas com uma tendência de valores menores para a vegetação. A utilização de maquinário pesado influencia na densidade aparente de solos rurais e também de áreas de construção urbanas, indicando maiores valores para o solo exposto, conforme observado (ARAÚJO *et al.*, 2007). Segundo indicações de Schueler (2000) os solos de vegetação da microbacia do córrego Lavapés podem ser considerados como solos não compactados, enquanto os solos dos outros usos da terra encontram-se compactados e próximos aos valores de outras áreas urbanas.

Os valores de umidade relativa apresentaram resultados bastante diversos como é possível observar na Figura 21. Os valores de solos expostos apresentaram-se bastante abaixo dos outros usos da terra, indicando reduzida capacidade de retenção de água e consequente compactação, indicando uma característica urbana (USDA, 2000). Os solos de pastagem e vegetação apresentaram maior umidade e conseqüente maior capacidade de retenção de água no solo, devido aos maiores percentuais de carbono apresentados, conforme relação estabelecida por Gomes *et al.* (2004).

Os resultados obtidos de condutividade elétrica dos solos de vegetação mostram-se bastante superiores em relação aos outros usos da terra e valores dos solos expostos inferiores, como pode ser observado na Figura 22. Segundo Molin e Castro (2006) a condutividade elétrica de solos tem como um dos principais interferentes a umidade do solo, o que explica os baixos valores encontrados para os solos expostos. Entretanto não define os valores de vegetação, pois estes têm umidade semelhante aos solos de pastagem.

Para melhor explicar os altos valores de condutividade observados nas áreas de vegetação é possível apontar as relações observadas por Kachanoski *et al.* (1988) e Jaynes (1996) entre a condutividade elétrica de solos e os teores de cálcio e magnésio trocáveis e de matéria orgânica. É possível verificar na Tabela 14, que os solos de vegetação tem maiores teores de cálcio, magnésio e carbono, confirmando seus maiores valores de condutividade. Conforme classificação de Kendrew (1978), os solos de vegetação podem ser classificados como muito corrosivos pela sua condutividade elétrica (valores acima de $200 \mu\text{S.m}^{-1}$), não sendo indicados para suporte de estruturas metálicas.

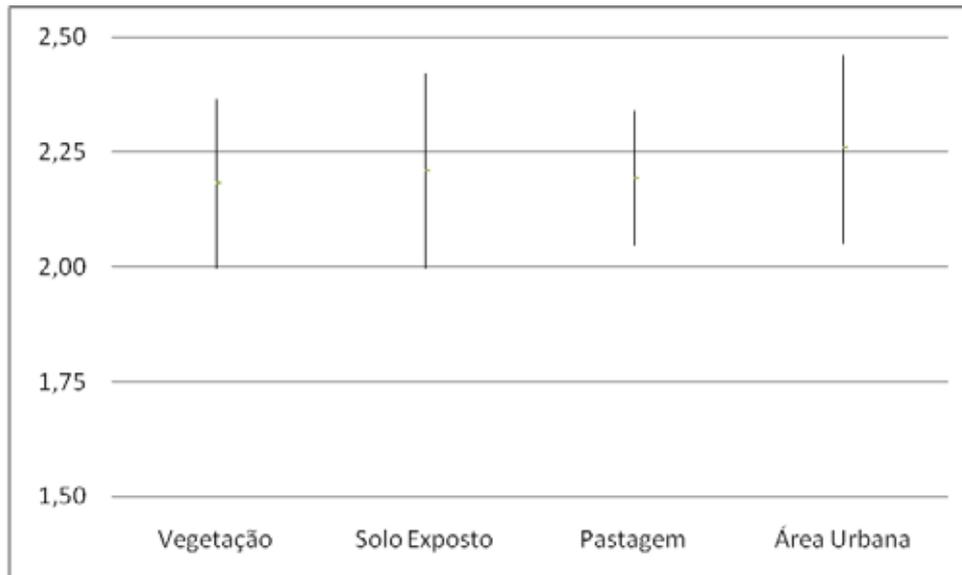


Figura 19. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de densidade real (g/cm^3) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

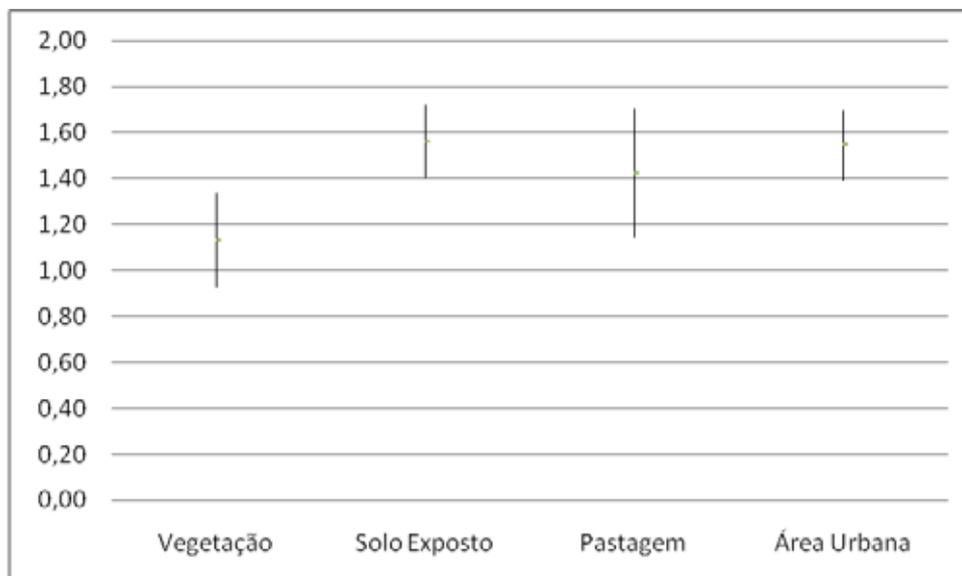


Figura 20. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de densidade aparente (g/cm^3) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

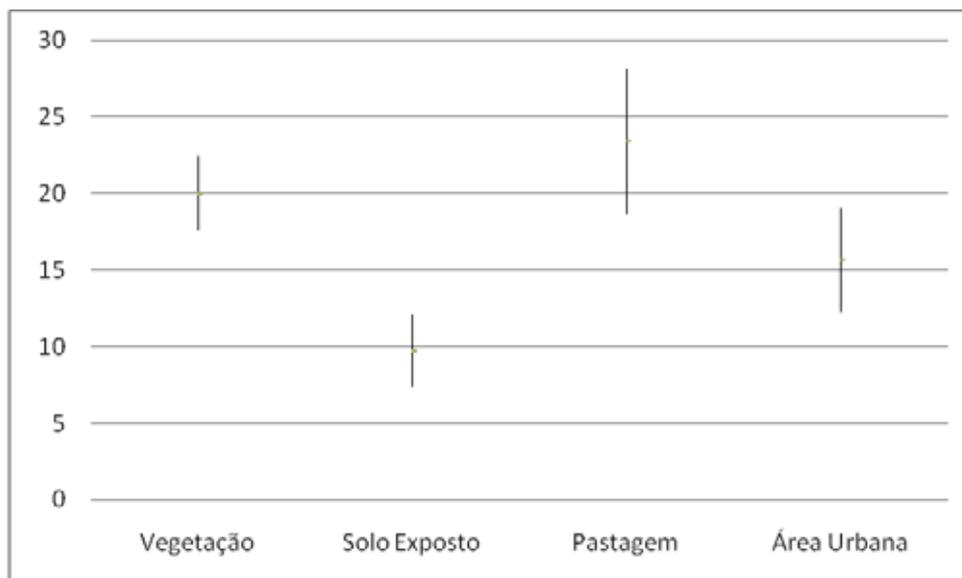


Figura 21. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de umidade relativa (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

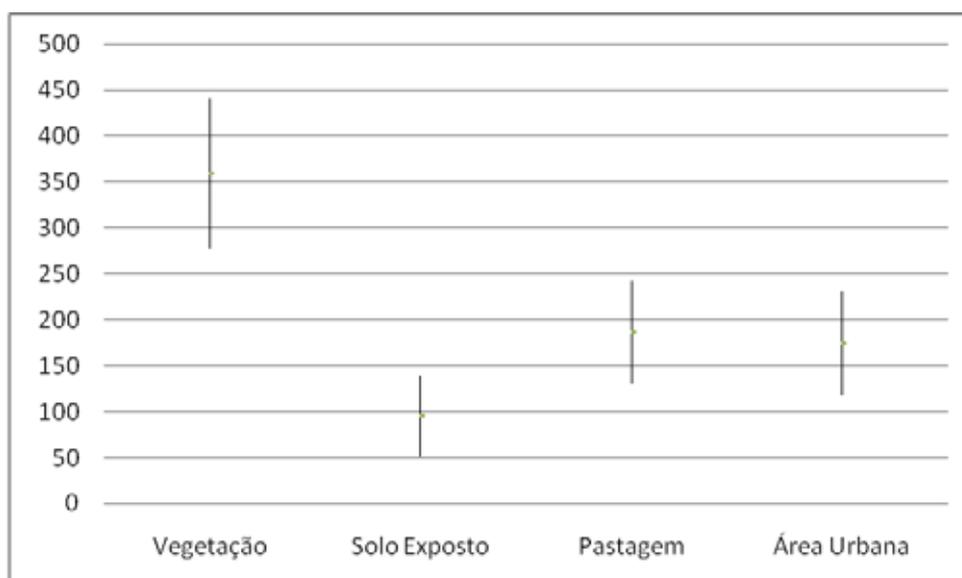


Figura 22. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Os resultados dos ensaios de porosidade apontaram que os maiores valores são aqueles provenientes de solos de vegetação. Os outros usos têm comportamento estatístico semelhante, com uma maior tendência de valores superiores para a pastagem, como observado na Tabela 14 e Figura 23. Com exceção do destaque dos valores de solo exposto na análise de resistência ao penetrômetro, os dados de porosidade seguiram

a tendência de resultados inversos aos do referido ensaio. As áreas de vegetação normalmente possuem maiores valores de porosidade, pois, segundo Cavernage *et al.* (1999), as espécie florestais interagem com o solo a longo prazo e proporcionam a melhoria de condições para seu desenvolvimento. Embora compactação seja desejável em obras de engenharia, como estradas e barragens (Pedron *et al.*, 2004), para a preservação de áreas de fragmentos de vegetação e jardins e praças urbanas ela é prejudicial. Ainda segundo Pedron *et al.* (2004), solos com maiores valores de porosidade tem maior capacidade de reter água, diminuindo o pico de vazão de cursos d'água e efeitos de enchentes, sendo assim uma característica desejável nos solos urbanos que não são suporte de obras de engenharia.

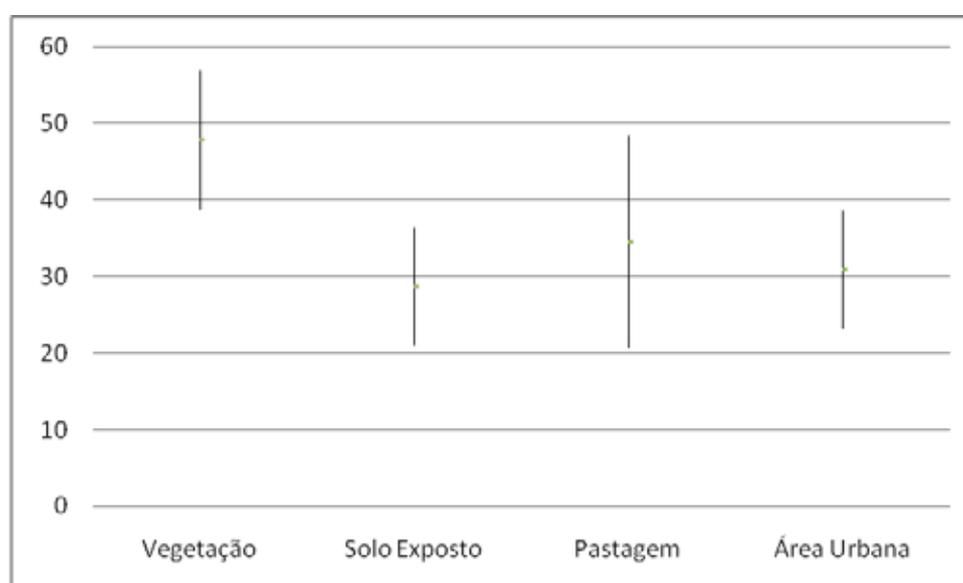


Figura 23. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de porosidade (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Verificando a Tabela 14 e as estimativas intervalares da Figura 24, percebe-se que o percentual de carbono no solo é evidentemente maior nas áreas de vegetação, seguido por pastagem. A área urbana apresenta grande diversidade de valores, devido à sua característica heterogênea, e o percentual de carbono no solo exposto é bem menor. Os resultados obtidos se devem à maior quantidade de matéria orgânica em solos cobertos por vegetação, e a evidente perda de carbono em atividades de urbanização e construção civil. Uma comparação pode ser realizada com a pesquisa de Rodrigues (2005), que verificou o percentual de carbono na área urbana da cidade de Aveiro em Portugal, encontrando uma média de $1,48 \pm 0,39\%$ de carbono, semelhante aos resultados

obtidos nas pastagens e áreas urbanas da microbacia do córrego Lavapés, e inferior aos solos de vegetação e superior aos solos expostos. O estudo em Aveiro não estratificou a amostragem.

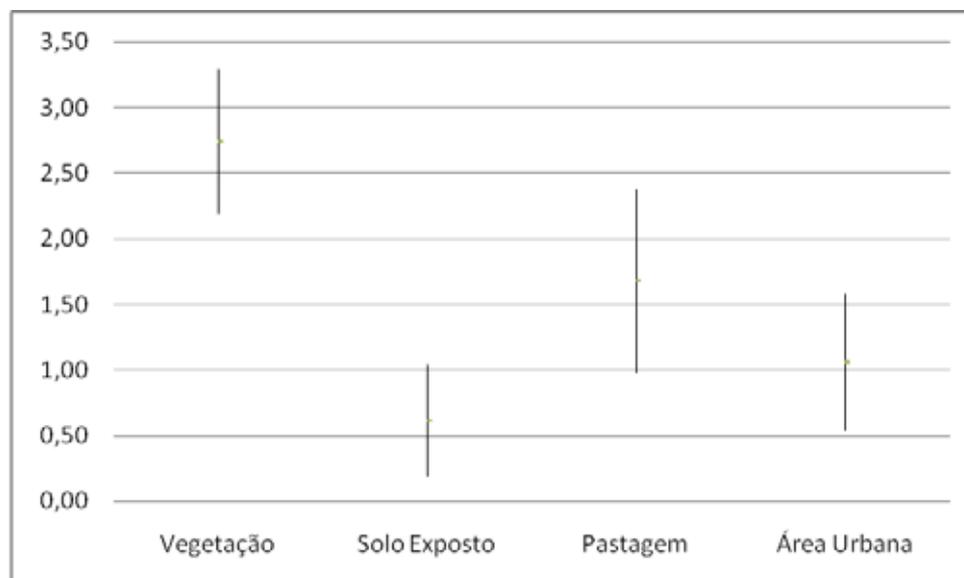


Figura 24. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de carbono (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Os valores percentuais de nitrogênio, apresentados na Figura 25 e na Tabela 14, apresentam comportamento bastante semelhante com os percentuais de carbono, evidenciando a íntima ligação dos elementos nitrogênio e carbono nos solos. A comparação com o estudo de Rodrigues (2005) apresentou novamente semelhanças entre os solos urbanos superficiais de Aveiro/PT e da microbacia do córrego Lavapés em Sorocaba, com os solos de vegetação e solo exposto apresentando valores maiores e menores, respectivamente.

A relação C/N, por outro lado, apresentou comportamento diferente dos elementos isolados (Figura 26 e Tabela 14). Há maior quantidade proporcional de carbono em relação ao nitrogênio nas amostras retiradas de pastagem. A relação observada em Aveiro/PT por Rodrigues (2005) foi, na média, de $9,9 \pm 1,26$, que se mostra semelhante aos usos de solo exposto e áreas urbanas e inferior à vegetação e pastagem.

Os resultados obtidos para os ensaios de pH em KCl se mostraram bastante semelhantes (Figura 27 e Tabela 14).

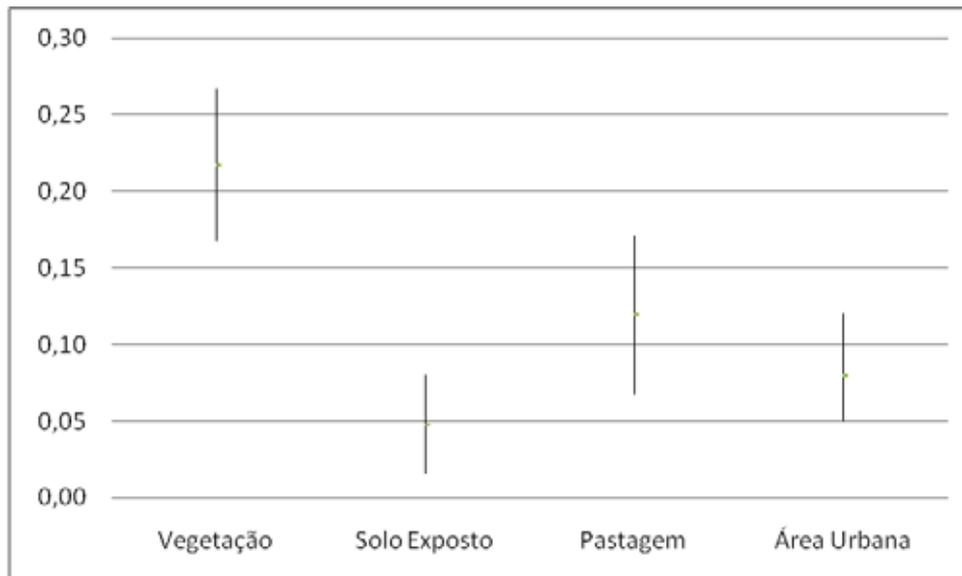


Figura 25. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de nitrogênio (%) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

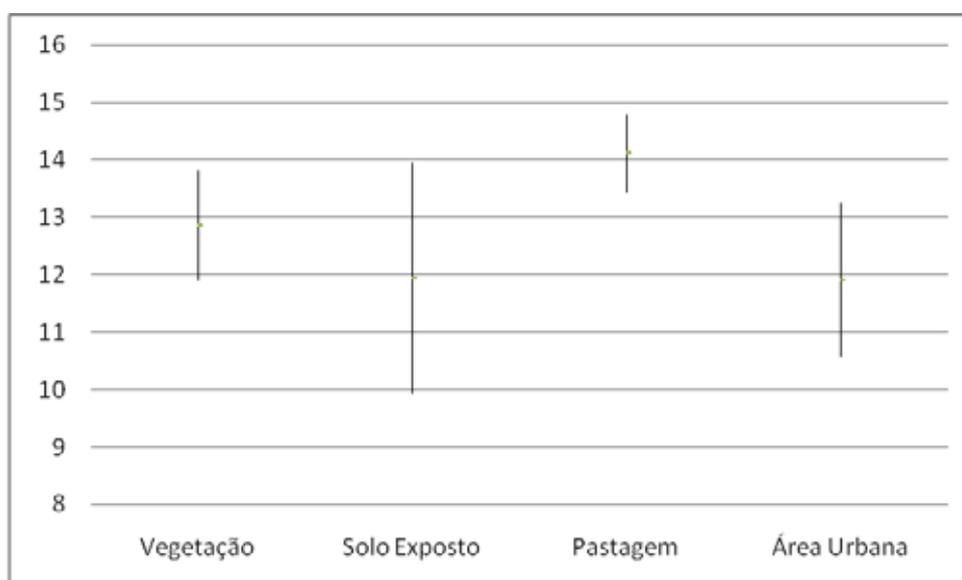


Figura 26. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de relação carbono/nitrogênio dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.



Figura 27. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de pH em KCl dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

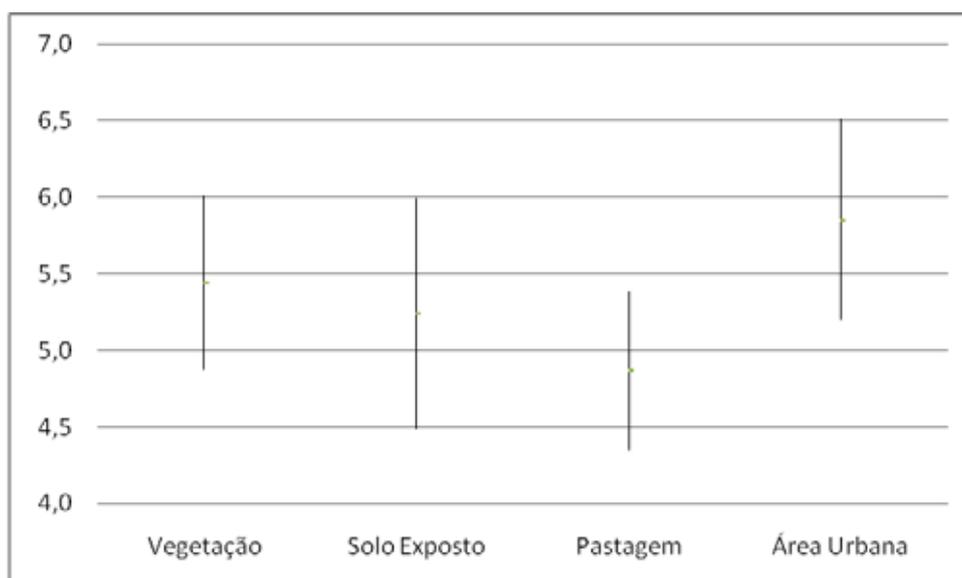


Figura 28. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de pH em água dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

O pH em água apresentou valores inferiores aos do pH em KCl. Entretanto, o comportamento estatístico para os diferentes usos da terra também se mostrou bastante semelhante (Figura 28 e Tabela 14). A comparação com os solos urbanos da cidade de Aveiro em Portugal, levantados por Rodrigues (2005), demonstrou que os solos da microbacia do córrego Lavapés são mais ácidos que os mencionados. Segundo

classificação de Embrapa (2004) os solos da microbacia estudada podem ser classificados como fortemente ácidos.

Mais utilizados em ensaios para agricultura o Ponto de Carga Zero (PCZ) foi aqui levantado para realizar uma comparação com uma área rural. O comportamento estatístico apresentou semelhanças com o pH em água (Figura 29). Em comparação com os resultados obtidos por Manfré (2010) no município de Ibiúna/SP, próximo ao município de Sorocaba e de ocupação predominantemente rural, percebe-se que os valores de PCZ relativos às pastagens e cultivos se apresentaram superiores aos da microbacia do córrego Lavapés enquanto que aqueles provenientes de reflorestamentos e vegetação se mostraram semelhantes.

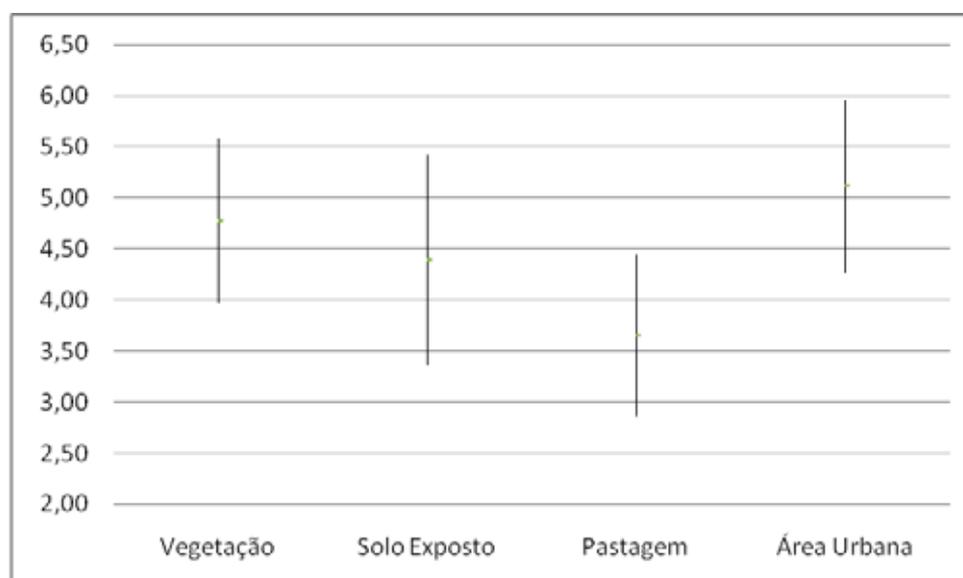


Figura 29. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de ponto de carga zero dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Essenciais em levantamentos agrícolas os nutrientes do solo não apresentam funções específicas em solos urbanos. Entretanto, processos erosivos podem transportar os mesmos para os cursos d'água, com possibilidade de causar alguns problemas nos rios e córregos urbanos. Os ensaios de fósforo apresentaram diferenças estatísticas entre vegetação e solo exposto, conforme Figura 30 e Tabela 14. Os outros usos se apresentam semelhantes. Os valores de solo exposto mostraram-se abaixo dos valores de vegetação. Os valores fósforo da microbacia do córrego Lavapés podem ser classificados entre médios e altos conforme classificação de Embrapa (2004).

Os resultados dos ensaios de potássio apresentaram valores mais elevados para os solos de vegetação (Figura 31 e Tabela 14). Os solos dos outros usos da terra não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre si. Os maiores valores na vegetação se devem à menor incidência de processos erosivos nessa cobertura, e menores perdas de nutrientes.

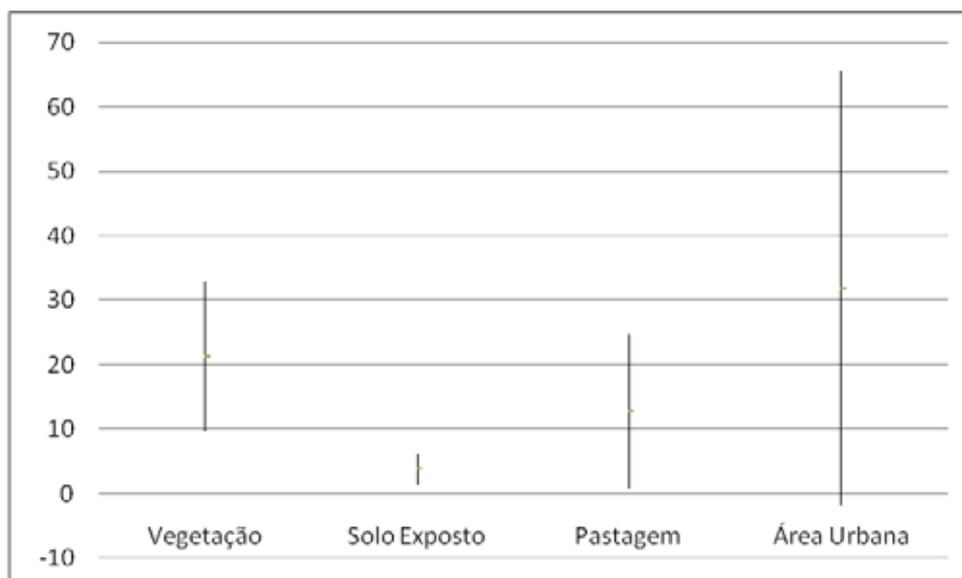


Figura 30. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de fósforo (mg/kg) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

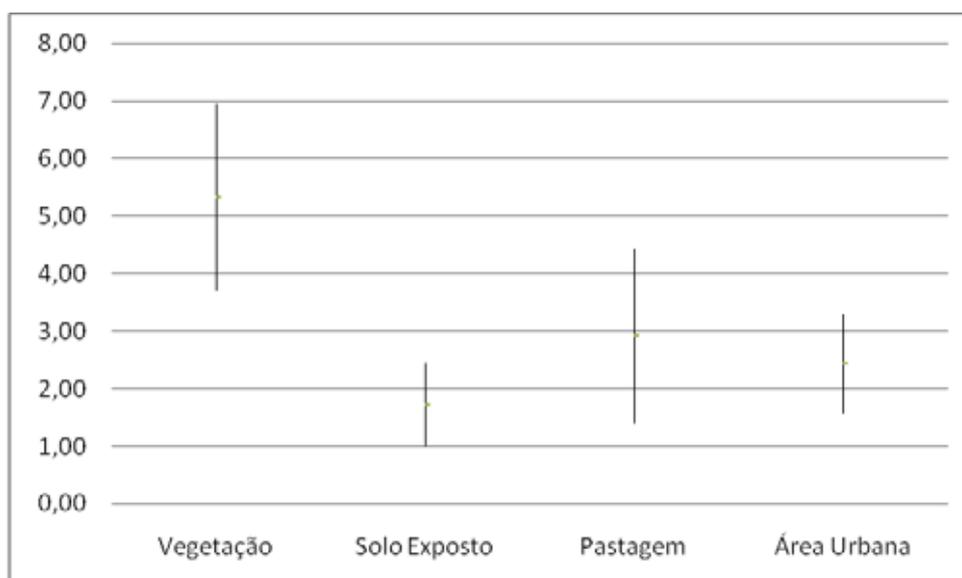


Figura 31. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de potássio (mmol/kg) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

O comportamento estatístico dos resultados das análises de cálcio realizados é semelhante ao comportamento dos resultados de fósforo. Pode-se observar na Figura 32 e Tabela 14, que os valores de vegetação dão diferentes e maiores que os encontrados para solo exposto.

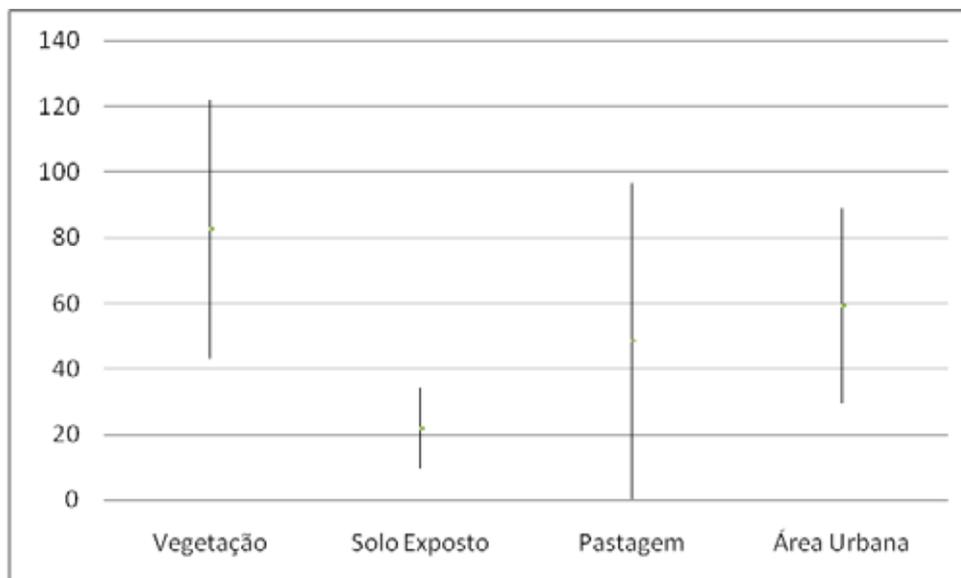


Figura 32. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de cálcio (mmol/kg) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Os resultados das análises de magnésio apresentaram os maiores valores para os solos de vegetação e semelhanças entre os outros usos da terra (Figura 33 e Tabela 14). A menor incidência de erosão nessa região apresentada e ciclagem de nutrientes pela vegetação apresentada para o potássio são possíveis explicações pela maior incidência de magnésio nos solos de vegetação.

Os valores obtidos para alumínio para os usos da terra da microbacia do córrego Lavapés não apresentam diferenças estatisticamente significativas e podem ser considerados abaixo dos limites de toxicidade para plantas, que seria de 10 mmol/kg segundo Embrapa (2004). O gráfico comparativo dos dados de alumínio pode ser observado na Figura 34 e as estatísticas comprovando a sobreposição das estimativas intervalares se encontram nas Tabela 14.

A acidez potencial apresentou menores valores para os solos das áreas urbanas, que diferem dos valores mais altos dos solos de vegetação. Os outros usos do solo não apresentam diferenças estatisticamente significativas. O gráfico comparativo e as estatísticas dessa variável podem ser observados, respectivamente, na Figura 35 e

Tabela 14. A acidez potencial pode se referir ao alumínio trocável e também aos ácidos orgânicos (SILVA *et al.*, 2008b), indicando maior quantidade na área de vegetação, onde se concentra a maior parte da matéria orgânica das amostras de solo estudadas.

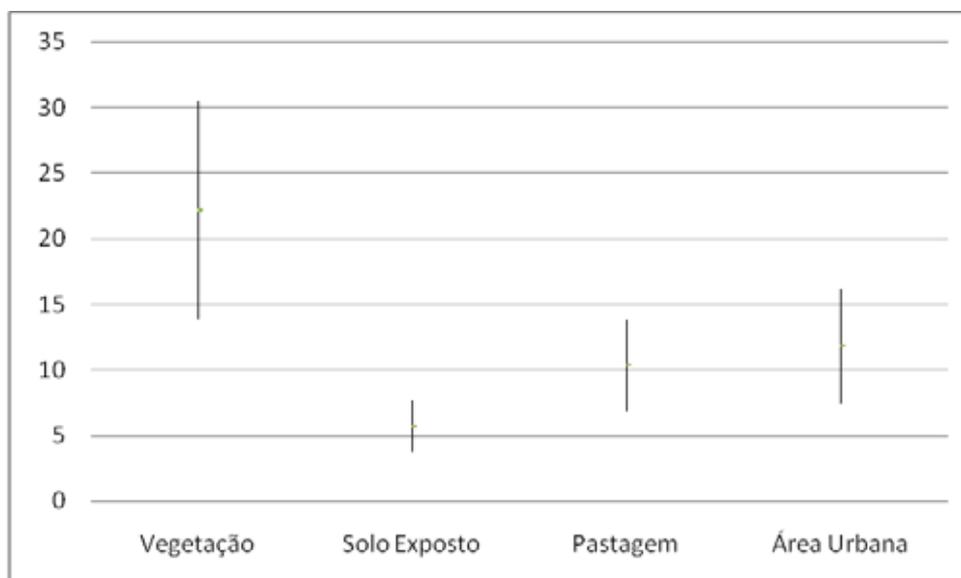


Figura 33. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de magnésio (mmol/kg) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

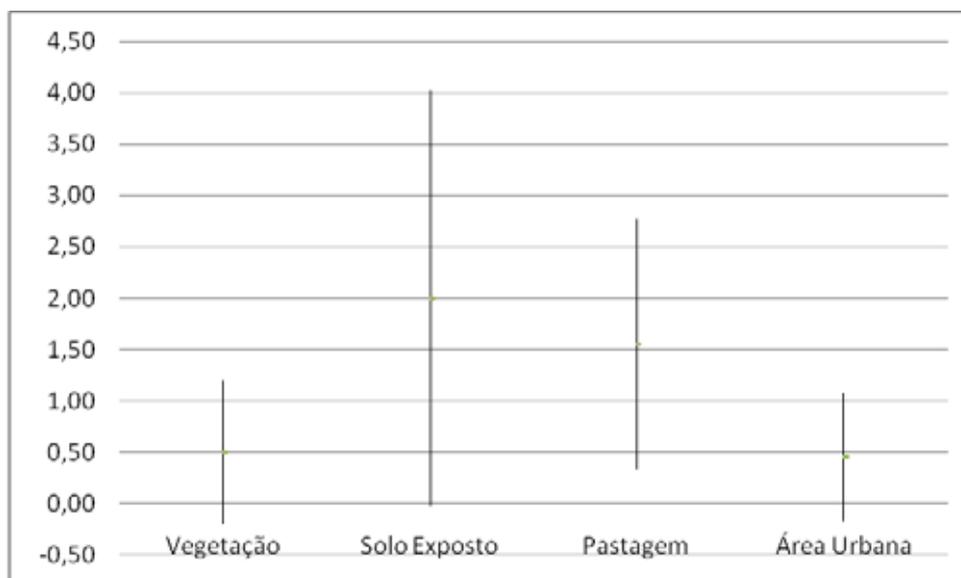


Figura 34. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de alumínio (mmol/kg) dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

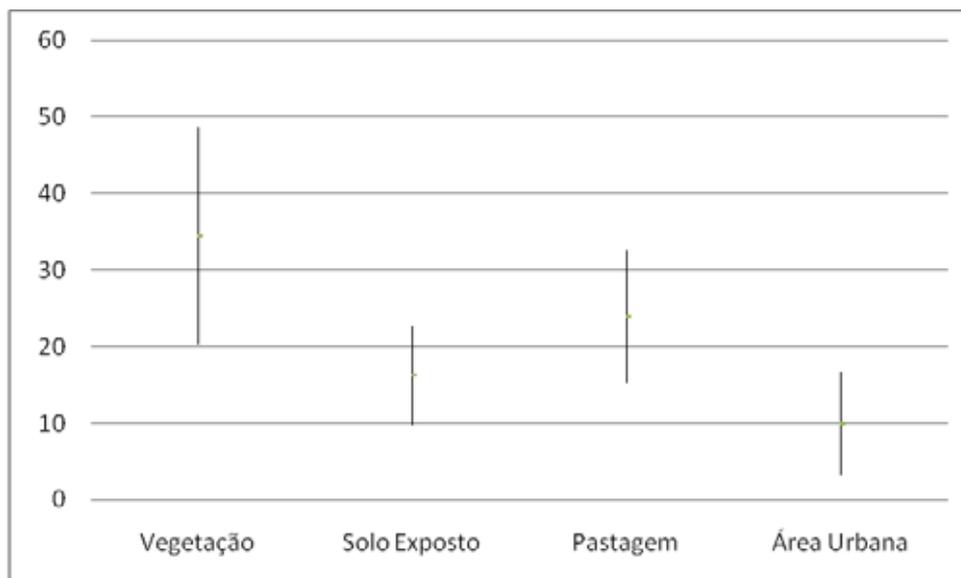


Figura 35. Gráfico comparativo (média e limites com 95% de significância) das amostras de acidez potencial dos solos dos diferentes usos da terra da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Como discussão geral das estatísticas apresentadas para as variáveis levantadas, pode-se apontar os dados de condutividade elétrica e cálcio como aqueles que apresentaram maior variância em todos os usos do solo (Tabela 14). Especificamente para os solos expostos, a resistência à penetração também apresentou alta variância. Isso se deve à diversidade na amostragem de solos, com alguns apresentando elevada resistência, pois estavam preparados para construção. A área urbana (Tabela 14) apresentou dados de fósforo grande variância, devido à grande heterogeneidade apontada para este uso da terra.

Com relação aos coeficientes de variação (CV), que expressam a variabilidade dos dados sem levar em conta a influência da ordem de grandeza (MILLER e MILLER, 2005). A variável alumínio se destacou por apresentar altíssimos CVs em todos os usos da terra, também se destacam os nutrientes cálcio e fósforo com altos CVs, demonstrando a grande heterogeneidade dessas variáveis. Especificamente nos solos expostos, o carbono e nitrogênio apresentaram altos CVs e a condutividade elétrica apresentou CV entre médio e alto. As áreas urbanas também apresentaram carbono e nitrogênio com altos CVs, além da acidez potencial. Tanto as áreas urbanas, quanto as pastagens não apresentaram caráter homogêneo. Os solos de pastagem apresentaram coeficientes de variação altos para as frações de areia grossa e argila. De forma geral os solos provenientes da vegetação apresentaram menores coeficientes de variação,

demonstrando maior caráter homogêneo desse estrato, e confirmado pela análise de cor e granulométrica realizados.

Análise discriminante

Como forma de verificação da conformidade das amostras com os usos da terra definidos foi realizada uma análise discriminante.

Primeiramente foi realizada a análise com todas as variáveis. Devido ao aspecto apresentado anteriormente, da granulometria das amostras de solo da microbacia do córrego Lavapés, a análise apresentou-se muito dependente dessas variáveis, sendo que a diferença entre os estratos não foi considerada significativa nos testes realizados pelo aplicativo XLStat 4.05 (ADDINSOFT, 2010). Essa semelhança estatística pode ser verificada no gráfico que tem como eixos os dois principais fatores resultantes das iterações do software (Figura 36).

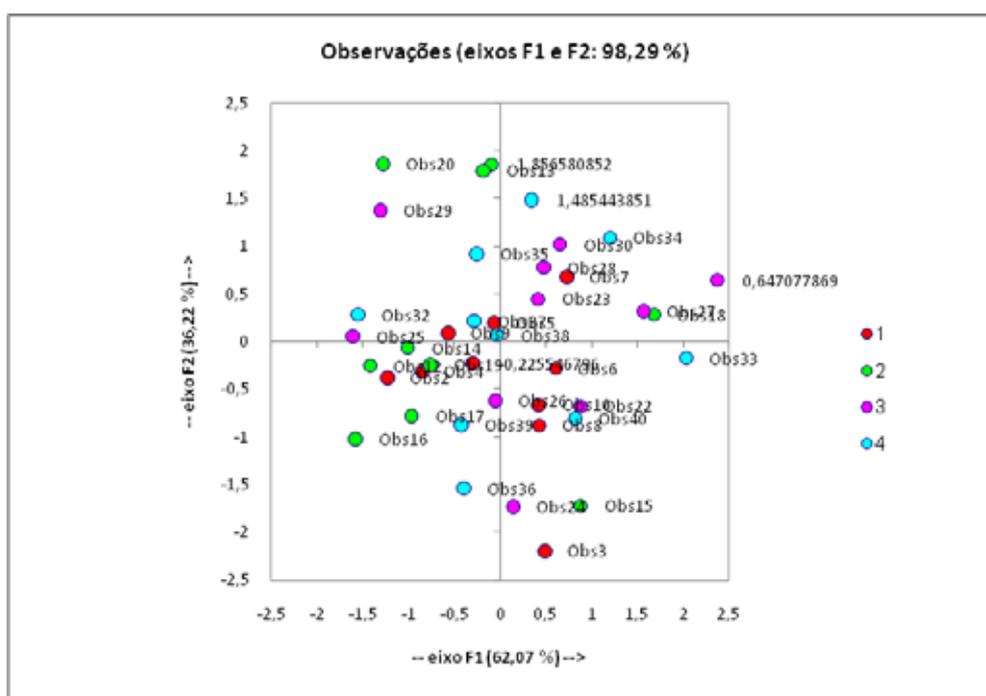


Figura 36. Gráfico dos fatores representantes de 98,29% da variância dos dados de qualidade do solo da microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba-SP, considerando as frações granulométricas, onde 1=Área Urbana, 2=Pastagem, 3=Solo Exposto e 4=Vegetação.

De forma a excluir a influência dos dados granulométricos, as variáveis granulométricas foram retiradas e a análise foi realizada com as restantes.

As variáveis: ponto de carga zero, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio e acidez potencial foram retiradas dos cálculos das análises discriminantes por

Tabela 15. Verificação das amostras com os usos da terra relacionados.

	Para Área Urbana	Para Pastagem	Para Solo Exposto	Para Vegetação	Soma
De Área Urbana	7 17,50%	1 2,50%	1 2,50%	1 2,50%	10 25,00%
De Pastagem	1 2,50%	8 20,00%	1 2,50%	0 0,00%	10 25,00%
De Solo Exposto	4 10,00%	0 0,00%	6 15,00%	0 0,00%	10 25,00%
De Vegetação	1 2,50%	1 2,50%	0 0,00%	8 20,00%	10 25,00%
Soma	13 32,50%	10 25,00%	8 20,00%	9 22,50%	40 100,00%

5.2.3 *Análise espacial*

Como os estudos de solos urbanos são bastante escassos, especialmente a avaliação de nutrientes e do comportamento espacial de variáveis, a discussão dos dados é notoriamente dificultada. Portanto, os dados avaliados foram analisados com base, principalmente, na visualização dos mapas e respectivos resíduos de modelo apresentados.

A ausência de dependência espacial apresentada para os atributos físico-químicos em solos urbanos invalida a utilização de geoestatística, ou a aplicação do método de interpolação “krigagem universal”, pois depende de diversos fatores, segundo Silva (1988). Lima *et al.* (2010) apresenta a topografia, textura do solo, clima, escala de amostragem entre os fatores que interferem na dependência espacial dos atributos. Estudos realizados em solo rural indicam a variabilidade dos atributos, Silva (1988) e Lima *et al.* (2010) não verificaram dependência espacial dos atributos cálcio e magnésio, entretanto Vieira (1997) verificou a dependência dos mesmos atributos em seu estudo.

A seguir são apresentados os mapas das superfícies de tendência e respectivos mapas de resíduos obtidos para as variáveis de solo levantadas.

A Figura 38 mostra a tendência de variação do percentual de carbono, indicando aumento na direção Norte→Sul. Entretanto, como é possível perceber na legenda, a variação do percentual de carbono é pequena, tornando necessária a leitura do mapa de resíduos, para uma melhor avaliação. A Figura 39 apresenta os resíduos da superfície de tendência, indicando onde o modelo linear foi superestimado ou subestimado.

Destacam-se os pontos vermelhos localizados no centro-leste da microbacia, indicando locais com carbono acima do estimado. No geral esses pontos estão localizados em áreas de vegetação, ou em áreas de pastagem bastante próximas à vegetação, confirmando o fato da diferença estatística encontrada para os percentuais de carbono em solos de vegetação e a perda do mesmo nas áreas urbanas. Os mesmos padrões observados para a porcentagem de carbono se aplicam ao nitrogênio, assim como sua justificativa, tornando desnecessária a apresentação dos mapas do mesmo.

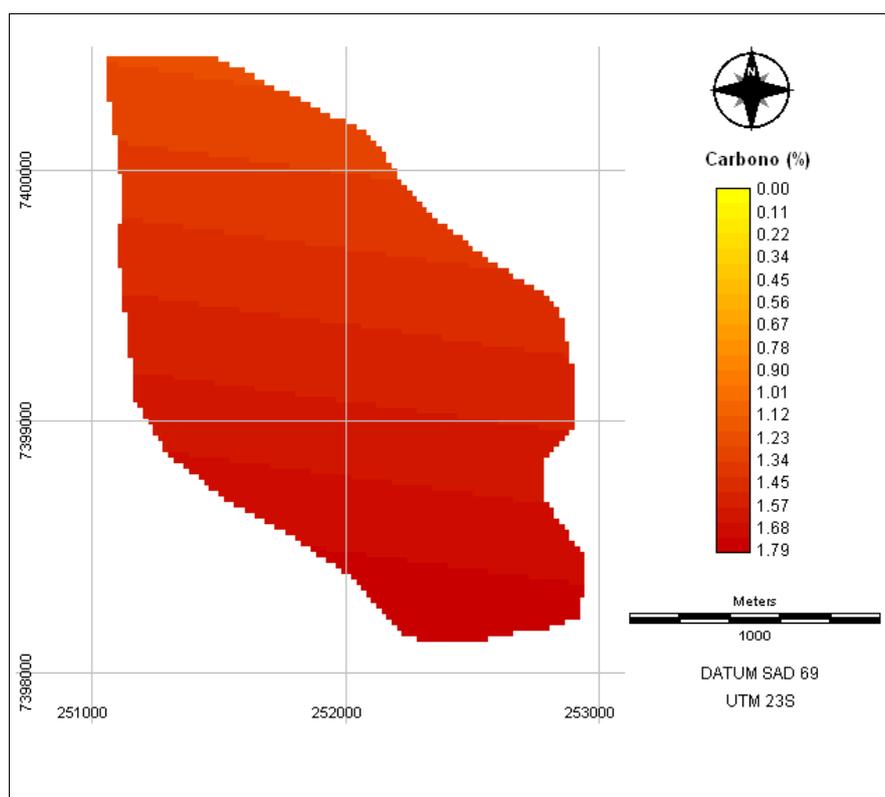


Figura 38. Superfície de tendência de carbono no solo (%) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

A Figura 40 apresenta a superfície de tendência para a resistência a penetração (compactação). É possível observar que a tendência de aumento concentra-se na direção Noroeste→Sudeste, com os valores mais altos concentrados no extremo sudeste da microbacia do córrego Lavapés, onde se concentra uma área de solo exposto proveniente de preparo de terreno para construção de um condomínio. Na referida área foram observados vários afloramentos de rochas. A Figura 41 apresenta os resíduos da resistência à penetração, com um aspecto bastante homogêneo com valores baixos de resíduos caracterizados pela cor amarela. Salienta-se que a compactação não é uma variável natural, sendo o homem o seu maior contribuinte. Dessa forma a análise

espacial torna-se apenas visual, sem, no entanto, poder considerar a tendência natural de crescimento da variável.

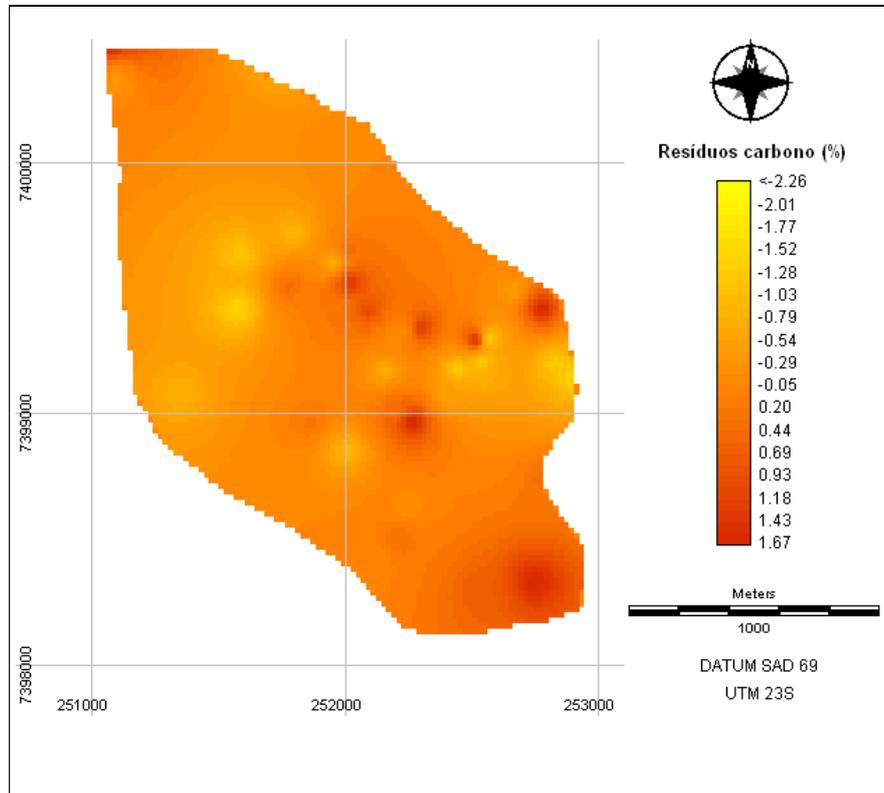


Figura 39. Mapa de resíduos do modelo linear da variável carbono no solo (%) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

A Figura 42 mostra a tendência de variação da condutividade elétrica, indicando aumento na direção Sudoeste→Nordeste. A direção em questão indica aumento dos valores de condutividade para áreas da microbacia do córrego Lavapés onde se encontram a maior quantidade de remanescentes vegetais, como foi anteriormente descrito. Neste uso da terra os valores de condutividade foram superiores. A Figura 43 apresenta os resíduos da condutividade elétrica na microbacia estudada. Os pontos que apresentam maiores resíduos concentram-se na área leste, locais com vegetação.

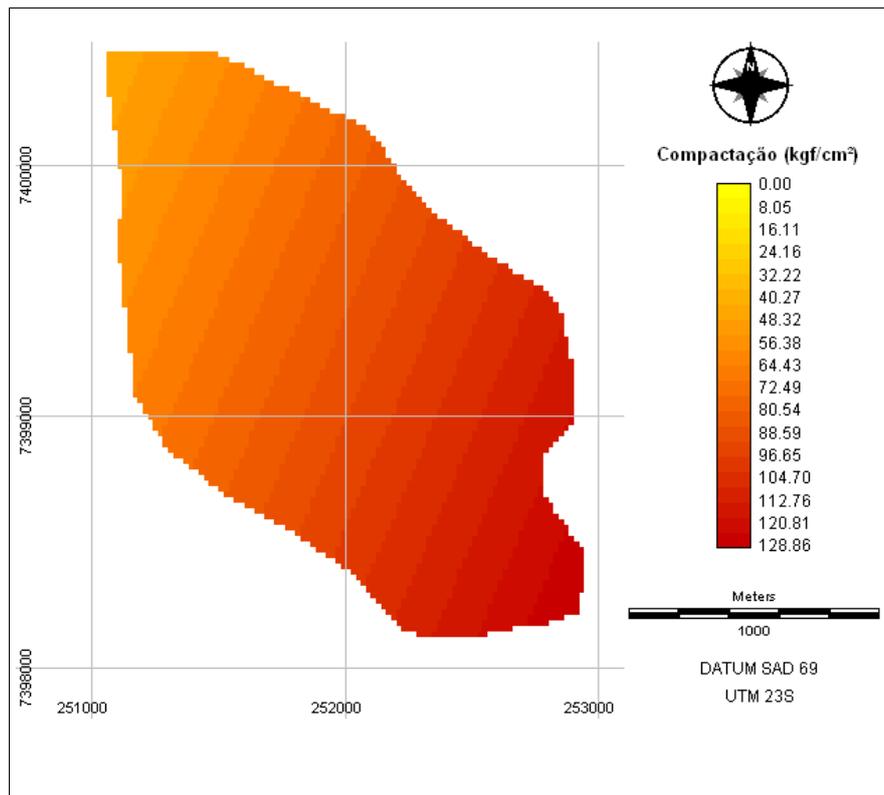


Figura 40. Superfície de tendência da resistência ao penetrômetro do solo (kgf/cm²) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

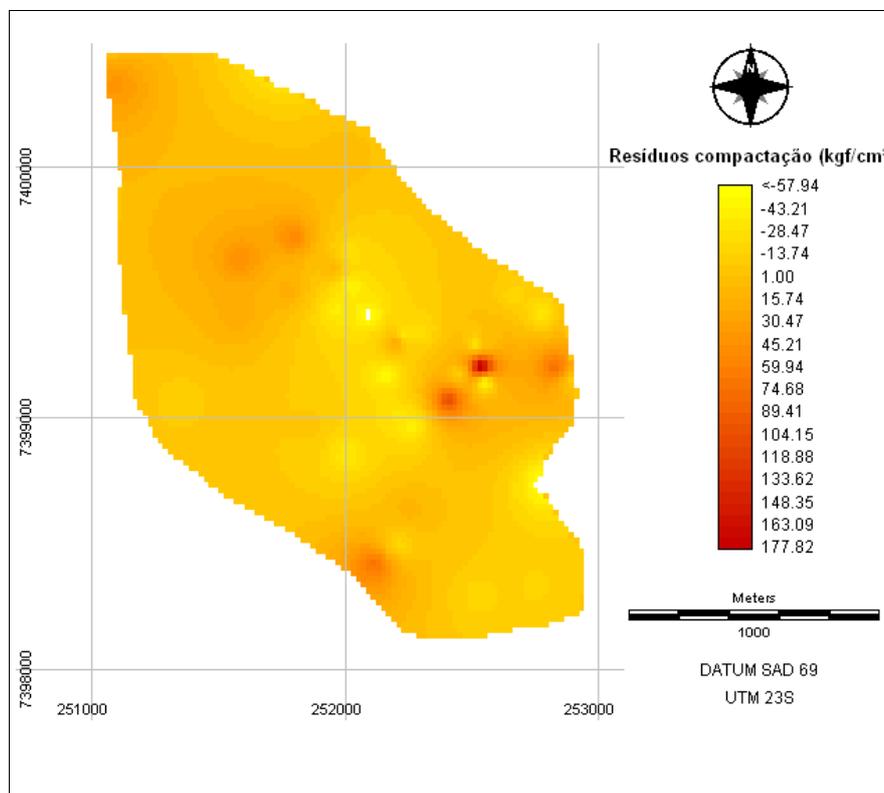


Figura 41. Mapa de resíduos do modelo linear da variável resistência ao penetrômetro dos solos (kgf/cm²) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

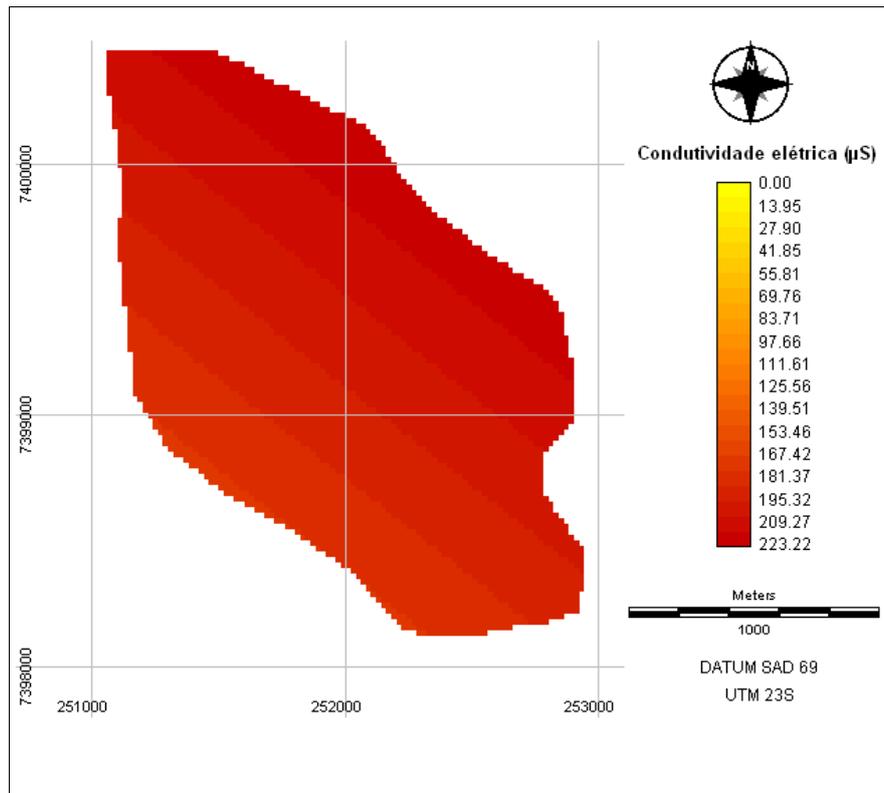


Figura 42. Superfície de tendência da condutividade elétrica dos solos ($\mu\text{S/s}$) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

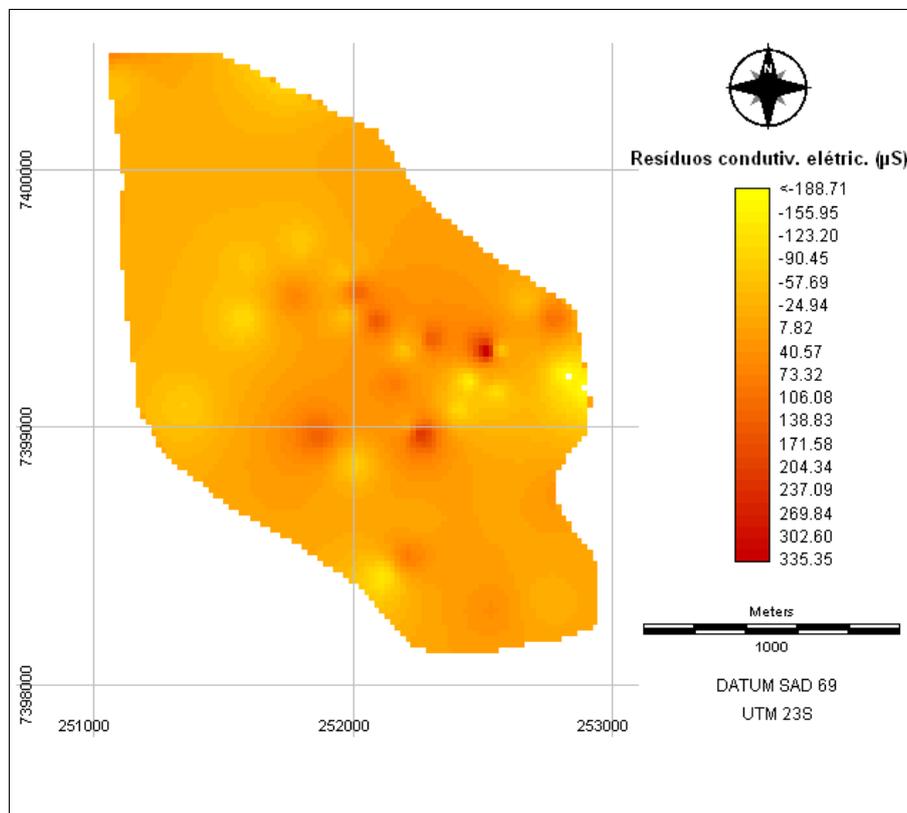


Figura 43. Mapa de resíduos do modelo linear da variável condutividade elétrica dos solos ($\mu\text{S/s}$) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

A Figura 44 mostra a tendência de variação da porosidade, indicando aumento na direção Sudoeste→Nordeste. Assim como a análise do mapa de condutividade elétrica, a porosidade aumenta também em direção às áreas com maior quantidade de terrenos com vegetação remanescente, onde se encontram os maiores valores dessa variável, conforme análise estatística apresentada anteriormente. Na Figura 45 é possível observar o mapa de resíduos de porosidade, que se mostrou bastante homogêneo em torno de valores baixos, com destaque para um ponto anômalo na porção oeste da microbacia do córrego Lavapés, onde não foi possível verificar a causa do resíduo.

A Figura 46 apresenta a superfície de tendência para a variável cálcio. É possível observar que a tendência de aumento concentra-se na direção Nordeste→Sudoeste. Na Figura 47 são observados os resíduos de cálcio em relação ao modelo linear, com anomalias aparentes na região central da microbacia, em uma área contendo pastagens.

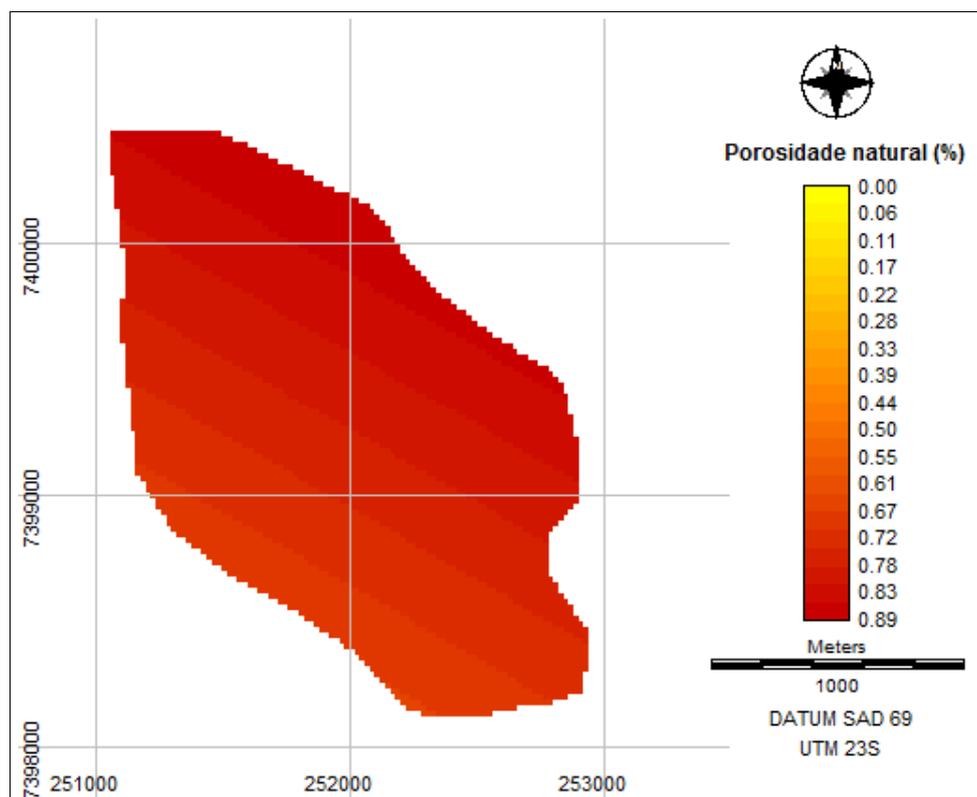


Figura 44, Superfície de tendência da porosidade natural (%) dos solos da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

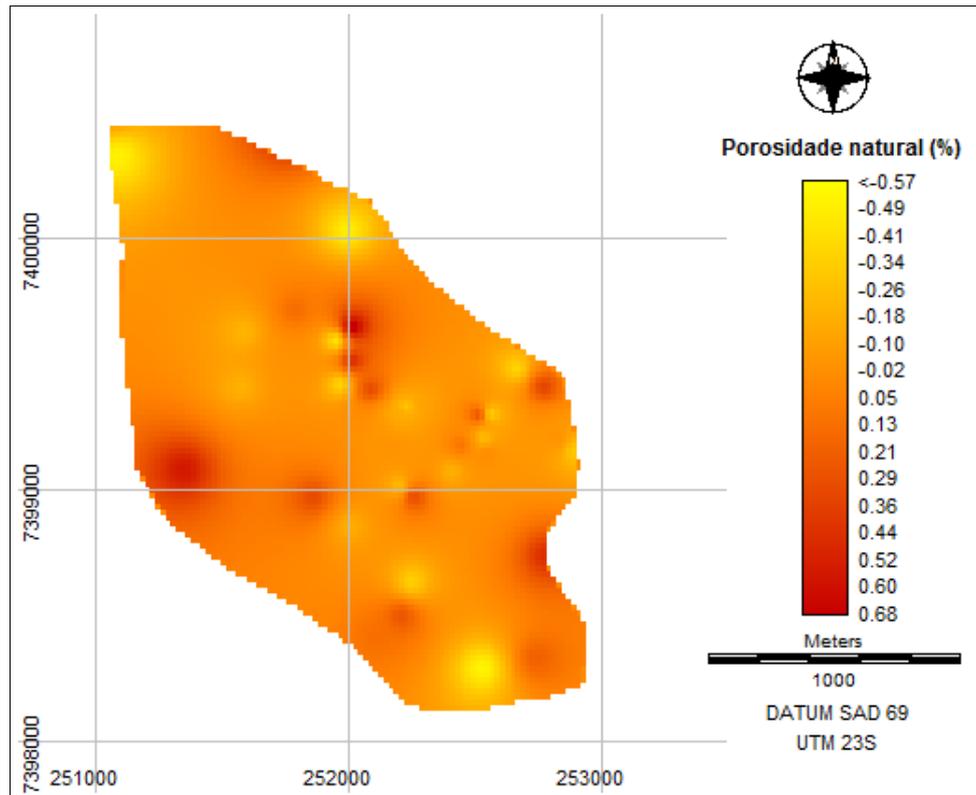


Figura 45. Mapa de resíduos do modelo linear da variável porosidade natural (%) dos solos da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

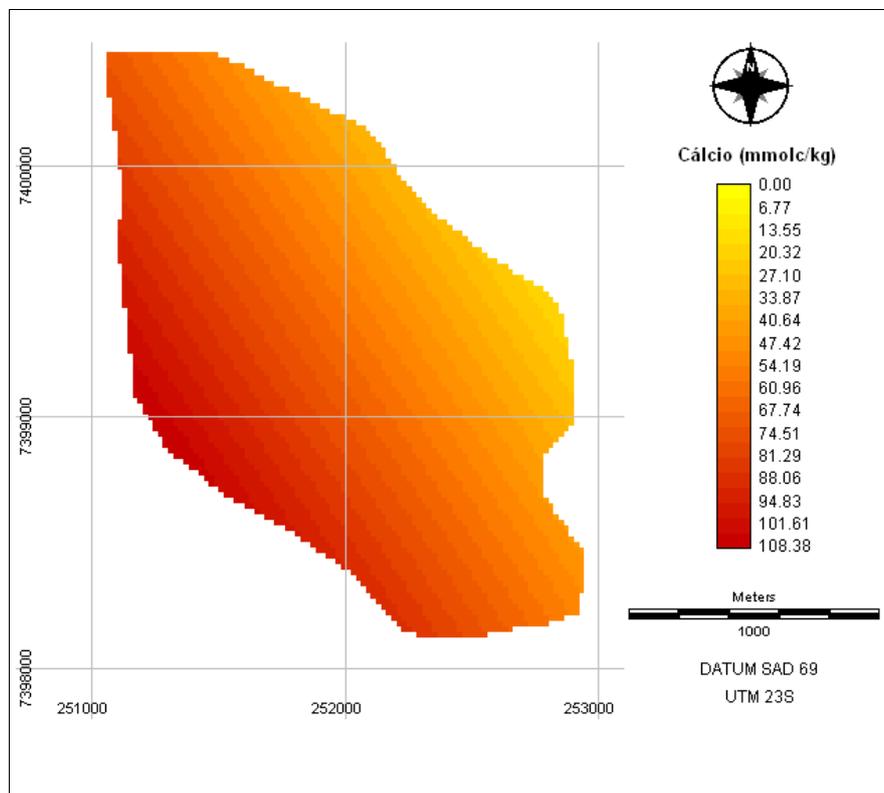


Figura 46. Superfície de tendência do cálcio no solo (mmolc/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

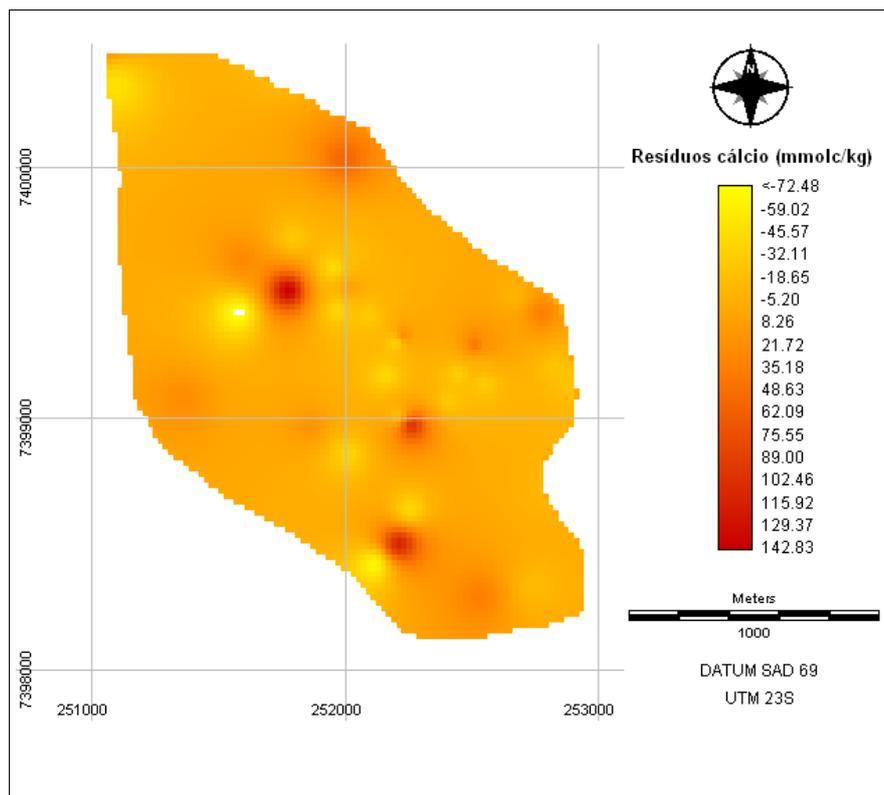


Figura 47. Mapa de resíduos do modelo linear da variável cálcio dos solos (mmol/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

A Figura 48 apresenta a superfície de tendência da variável acidez potencial (H+Al). A direção de crescimento é Sudoeste→Nordeste. Na Figura 49 são apresentados os resíduos da acidez potencial, sendo possível verificar que existem alguns pontos de anomalia na região leste da microbacia, onde existe um fragmento de vegetação. O comportamento espacial da variável alumínio se apresentou semelhante ao da acidez potencial, assim como seus resíduos e justificativas, por isso optou-se pela não apresentação dos mapas relacionados.

A Figura 50 apresenta os resultados do atributo potássio. Pode-se observar que existe pouca variação na região, e que a tendência de aumento é na direção Nordeste→Sudoeste. O mapa de resíduos apresentado na Figura 51 apresenta poucos pontos anômalos.

É possível observar a tendência de aumento na direção Nordeste→Sudoeste da variável magnésio na Figura 52. O mapa de resíduos observado na Figura 53 apresenta alguns pontos discrepantes, com destaque para um no centro-leste da sub-bacia, próximo a um corpo d'água. Os teores de magnésio no corpo d'água em questão podem ser influenciados pela desproporção de magnésio na área mencionada.

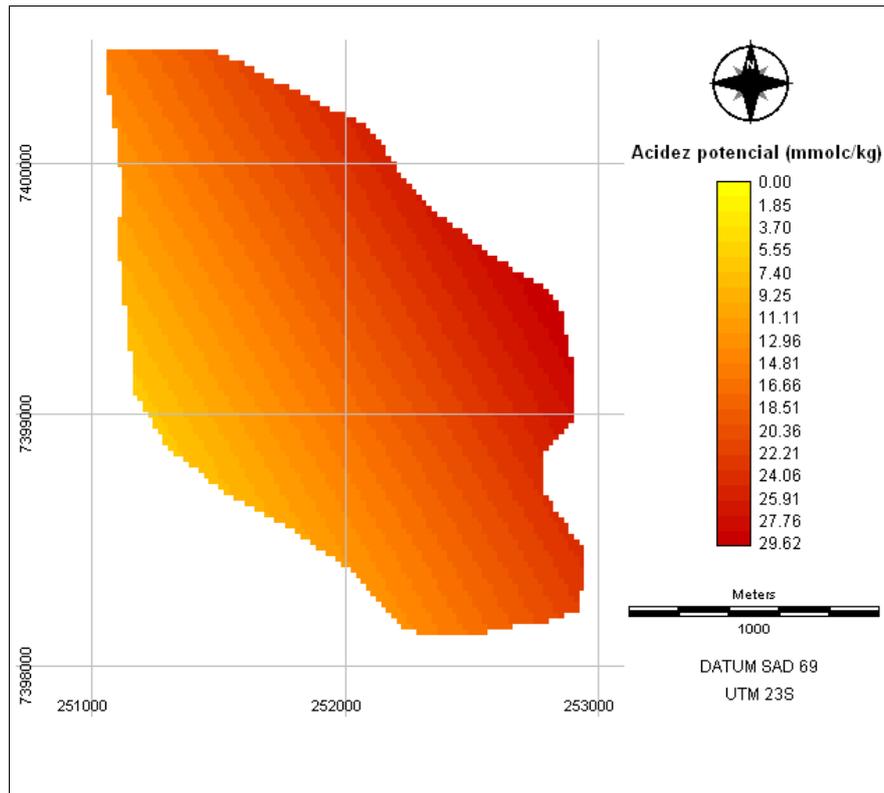


Figura 48. Superfície de tendência da acidez potencial dos solos da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

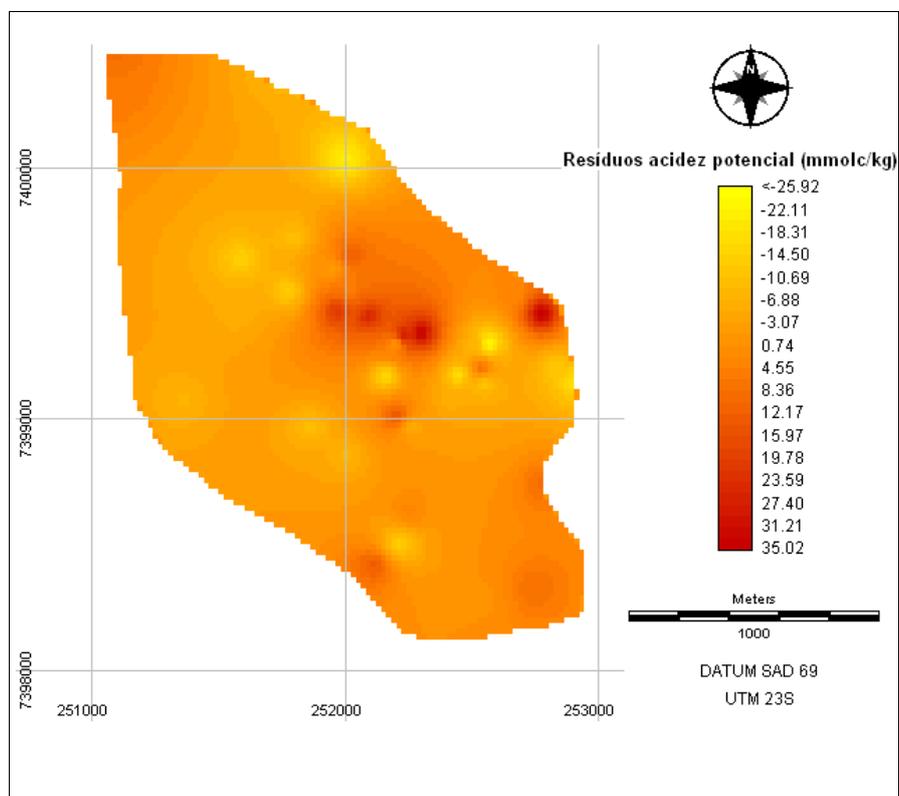


Figura 49. Mapa de resíduos de acidez potencial (mmolc/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

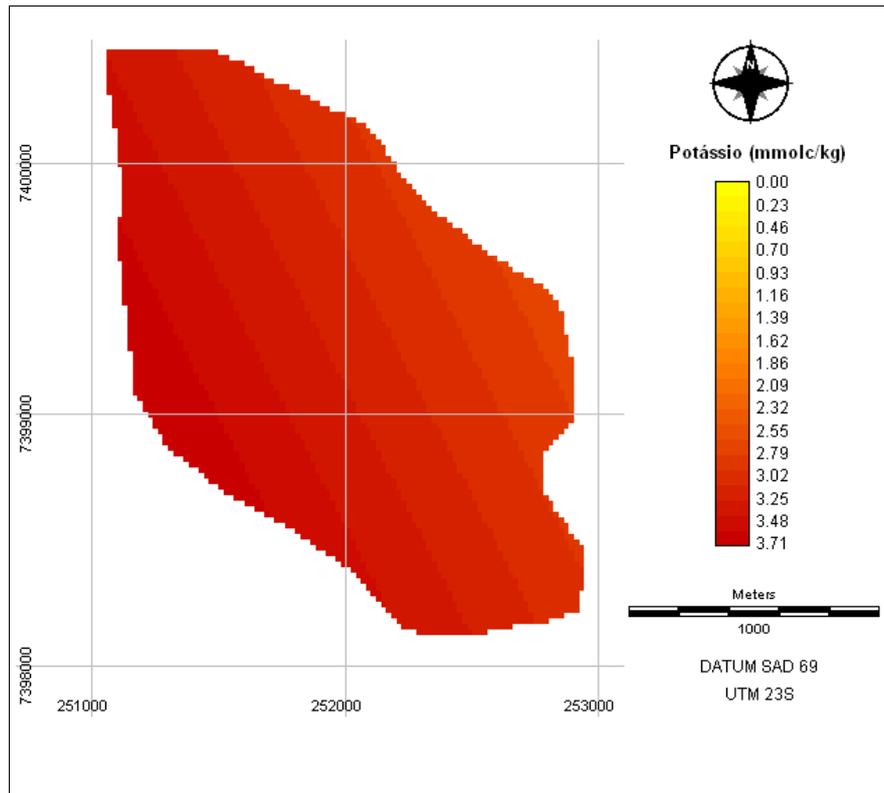


Figura 50. Superfície de tendência do potássio nos solos (mmol/kg) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

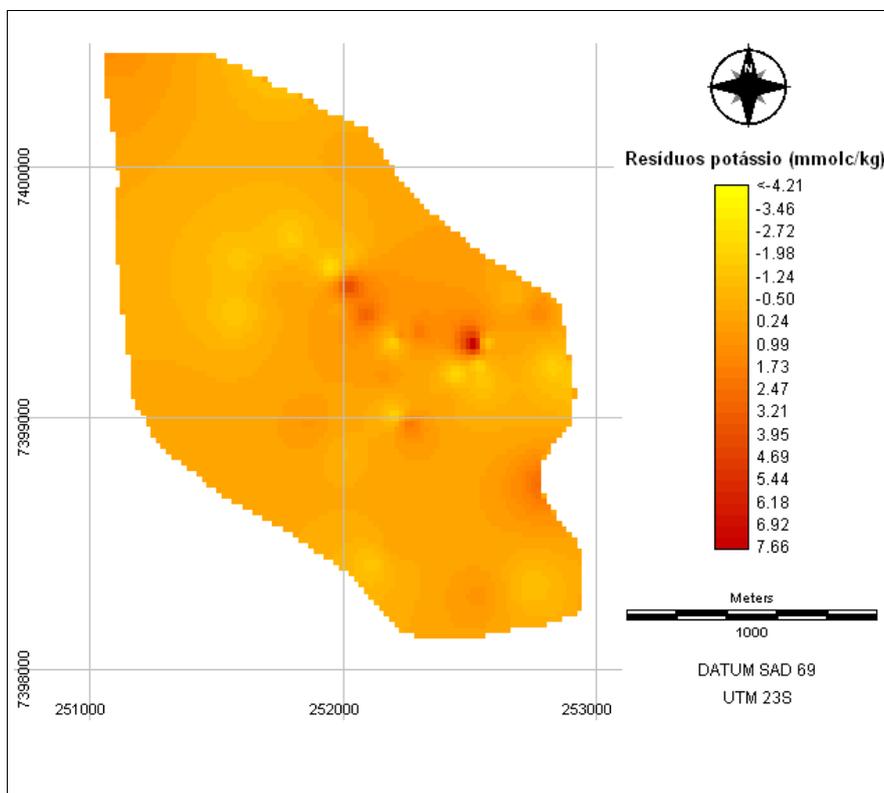


Figura 51. Mapa de resíduos do modelo linear da variável potássio nos solos (mmol/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

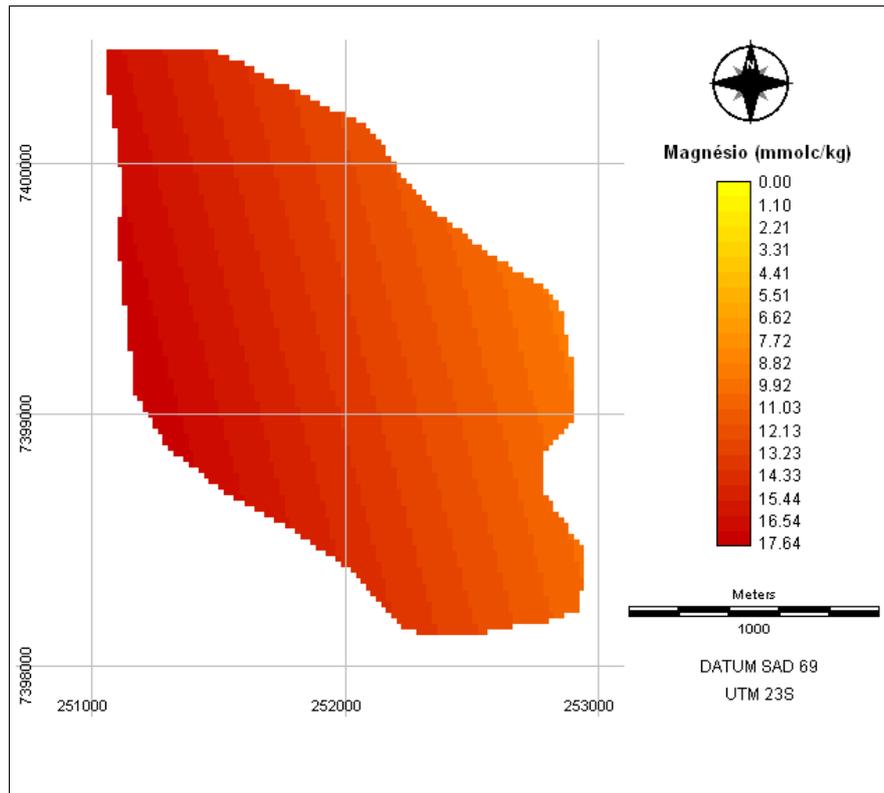


Figura 52. Superfície de tendência do magnésio nos solos (mmolc/kg) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

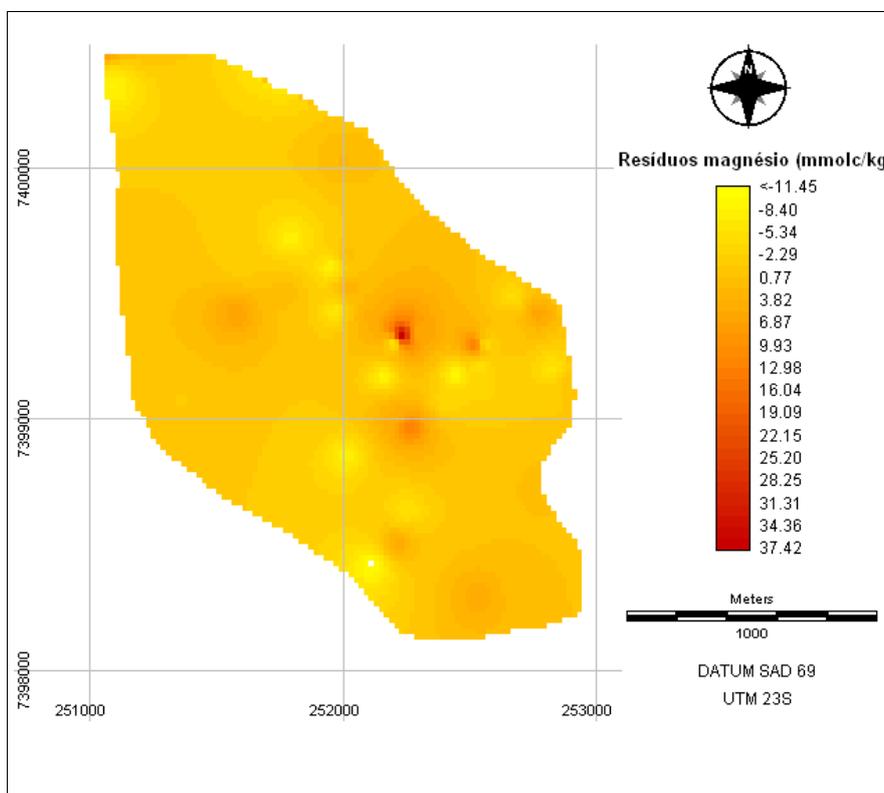


Figura 53. Mapa de resíduos do modelo linear da variável magnésio nos solos (mmolc/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

A partir de observação da Figura 54 é possível observar que a direção de crescimento da variável fósforo é Nordeste→Sudoeste. Na Figura 55 percebe-se no mapa de resíduos uma anomalia considerável na parte sul da microbacia, onde se encontra uma pastagem próxima de uma porção de solo exposto, além de estar bastante próximo de uma das nascentes da microbacia do córrego Lavapés. O excesso de fósforo na cabeceira da microbacia pode ter influência no transporte desse nutriente para o córrego Lavapés e conseqüente deságüe no rio Sorocaba, influenciando no processo de eutrofização apresentado por Silva *et al.* (2007b).

Na Figura 56 é possível observar a superfície de tendência para a acidez ativa (pH em água) e o respectivo mapa de resíduos está representado na Figura 57. Percebe-se que não há grande variação nos valores de pH e poucos dados discrepantes. A direção de crescimento segue a da maioria das variáveis, Nordeste→Sudoeste. A análise do pH em KCl segue as mesmas tendências de direção de crescimento e resíduos apresentadas para a acidez potencial, e por isso sua apresentação tornou-se desnecessária.

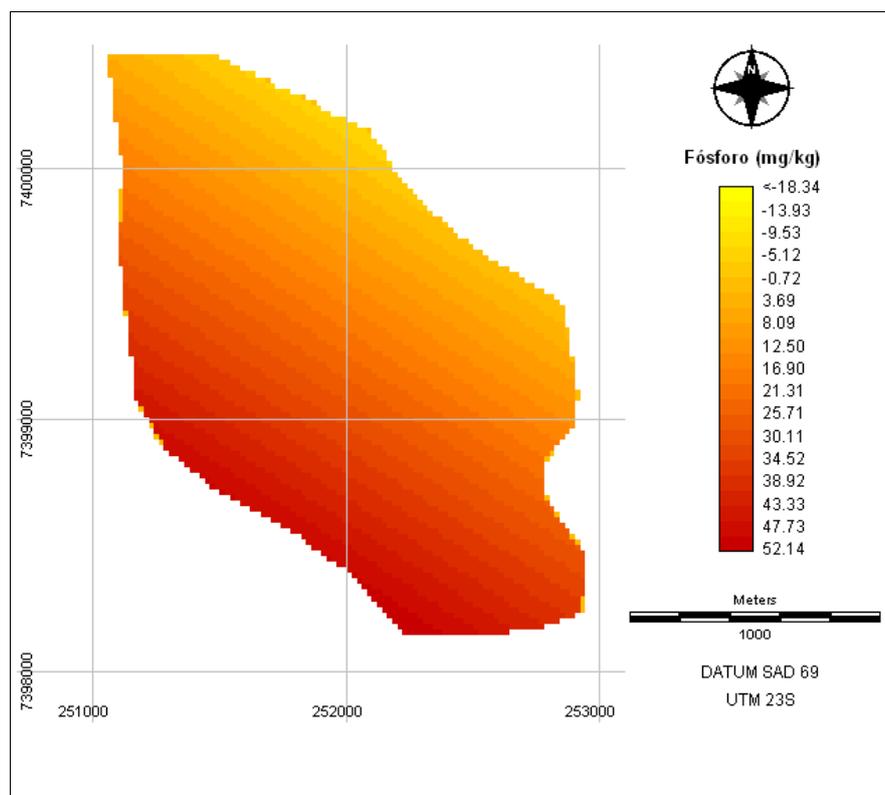


Figura 54. Superfície de tendência do potássio nos solos (mg/kg) da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

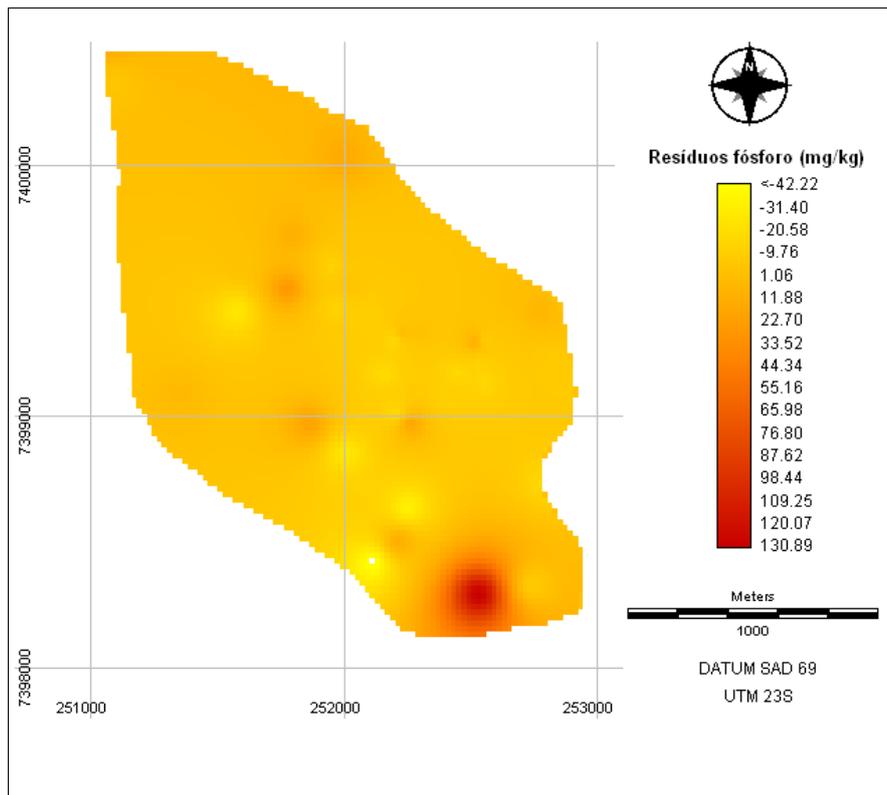


Figura 55. Mapa de resíduos do modelo linear da variável fósforo nos solos (mg/kg) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

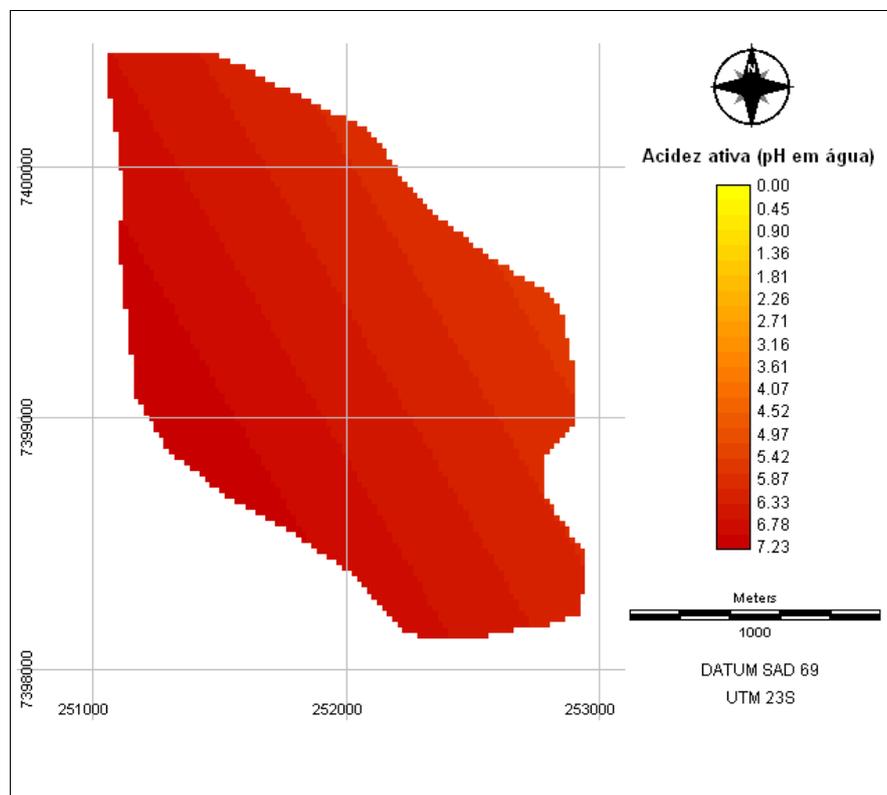


Figura 56. Superfície de tendência da acidez ativa dos solos da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

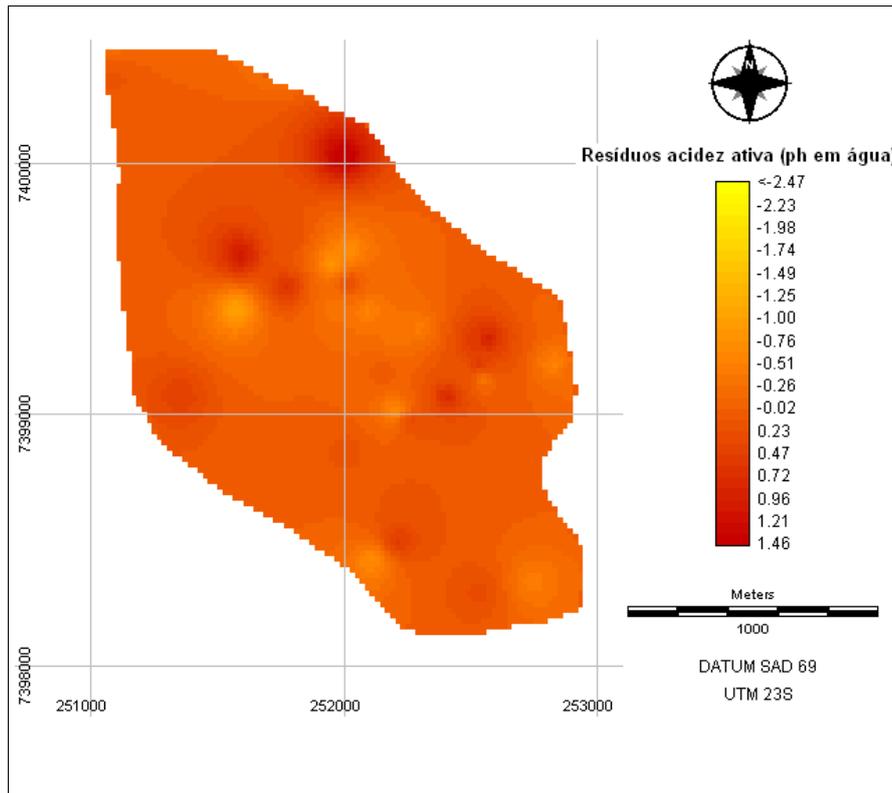


Figura 57. Mapa de resíduos do modelo linear da variável acidez ativa dos solos da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Os resíduos negativos dos nutrientes não foram considerados na presente discussão por não apresentarem grande influência nos solos urbanos. Salvo em determinadas formas de cultura realizadas nas áreas urbanas, como hortas ou pequenas plantação, a falta de nutrientes não altera as funções principais do solo urbano.

Optou-se pela não apresentação dos mapas relativos ao comportamento espacial e resíduos das frações granulométricas e densidades do solo, pela falta de inferências retiradas dessas variáveis.

5.2.4 Funções de Pedotransferência

A análise das funções de pedotransferência foi dividida em dois tópicos. No primeiro utilizou-se os softwares Soilpar e Rosetta para estimar valores de condutividade hidráulica dos pontos amostrados. No segundo foram construídas algumas funções com base nos dados de correlação entre as variáveis de qualidade de solo.

Condutividade Hidráulica

Sendo uma variável de difícil obtenção, diversas funções de pedotransferência são utilizadas para mensurar a condutividade hidráulica saturada (Ks). Na Tabela 16 é possível observar a utilização dos modelos de Campbell, JABRO e Puckett do software Soilpar e o modelo do software Rosetta para estimar a condutividade hidráulica dos solos da terra na microbacia do córrego Lavapés. A última coluna da Tabela 16 apresenta os dados obtidos em um ensaio em campo em cada um dos estratos de uso. A dificuldade de acesso às propriedades em área urbana e o tempo gasto em cada ensaio foi o limitante para a definição de apenas um ponto de amostragem, para servir de base na avaliação dos dados dos softwares. Cabe salientar que a análise de solo exposto não foi realizada, pois não obteve-se acesso à área que permitisse o ensaio.

Observando a Tabela 16, percebe-se grande variação nos resultados das funções utilizadas. Os valores nulos nos intervalos de confiança se devem ao retorno estatístico de valores negativos, o que não é aplicável em ensaios de condutividade hidráulica. Com exceção do método “Puckett”, todos os outros apresentaram maiores valores de condutividade hidráulica para solos de vegetação, corroborando os resultados dos ensaios de campo. Valores mais altos de condutividade hidráulica também foram observados por Silva e Ribeiro (1997) e Assis e Lanças (2005), que evidencia maior capacidade de infiltração e menores impactos referentes a processos erosivos.

Tabela 16. Comparativo entre os métodos de cálculo da condutividade hidráulica com dados de campo da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Uso	Média e Estimativa Intervalar			Referência do campo	
	Soilpar				
	Campbell	JABRO	Puckett	Rosetta	
AU	35,99 (2,16-69,83)	5160,36 (0*-15967,76)	397,12 (139,99-654,24)	326,31 (0*-694,50)	131,89
P	232,34 (0*-699,43)	26650,38 (0*-82342,04)	337,89 (41,85-633,93)	374,84 (0*-752,30)	131,89
SE	30,35 (12,22-48,48)	322,75 (0*-773,42)	313,95 (136,34-491,55)	294,76 (77,55-511,98)	-
V	242,50 (0*-497,39)	35664,27 (0*-93876,09)	316,67 (115,05-518,30)	525,72 (283,60-767,84)	164,86

AU=Área urbana; P = Pastagem; SE = Solo exposto; V= vegetação

* Valores negativos não aplicáveis à condutividade hidráulica.

Todos os modelos apresentaram os menores valores de condutividade hidráulica para os solos expostos, que, apesar da impossibilidade de realização do ensaio em campo, era esperado devido às características anteriormente apontadas para esse uso,

como a retirada de horizontes superficiais, menores valores de porosidade e maiores resistências ao penetrômetro. Os resultados evidenciam que os solos expostos da microbacia do córrego Lavapés são realmente mais suscetíveis a processos erosivos.

Devido à comparação com os dados levantados em campo atribui-se ao modelo utilizado no software Rosetta a melhor possibilidade de aplicação na microbacia do córrego Lavapés.

FPTs para a microbacia do córrego Lavapés

Na Tabela 17 é possível observar os coeficientes de correlação de Pearson entre algumas variáveis de solo. Estas variáveis foram consideradas por Manfré (2010) como de difícil obtenção (carbono, nitrogênio e as frações granulométricas de argila e silte), dentre outras variáveis analisadas no presente estudo. Salienta-se que os nutrientes do solo foram excluídos dessas análises por não terem funções específicas nos solos urbanos. As correlações mais significativas observadas foram entre a fração de argila e a fração de areia grossa; a fração de silte e a fração de areia média e densidade aparente; o percentual de carbono e o de nitrogênio com a resistência ao penetrômetro, densidade aparente, umidade relativa, condutividade elétrica e porosidade natural.

Tabela 17. Coeficientes de correlação de Pearson (R) entre as frações de Silte e de Argila, os percentuais de Carbono e Nitrogênio e demais variáveis analisadas na microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Variáveis do solo	FARG	FS	C	N
FAF	-0,056	0,145	-0,221	-0,233
FAM	-0,210	-0,640	0,117	0,123
FAG	-0,329	-0,262	0,247	0,261
RP	0,301	0,148	-0,389	-0,378
DR	-0,243	0,000	-0,180	-0,148
DA	0,009	0,329	-0,625	-0,625
UR	-0,102	0,252	0,535	0,497
CE	-0,021	-0,174	0,794	0,809
PNAT	-0,137	-0,293	0,529	0,545
pH KCl	-0,218	-0,162	-0,012	-0,017
pH H ₂ O	-0,189	-0,273	0,091	0,088
PCZ	-0,161	-0,309	0,137	0,135

FAF= Fração de Areia Fina (%); FAM= Fração de Areia Média (%); FAG= Fração de Areia Grossa (%); FARG= Fração de Argila (%); FS= Fração de Silte (%); RP= Resistência ao Penetrômetro (kgf/cm²); DR= Densidade Real (g/cm³); DA= Densidade Aparente (g/cm³); UR= Umidade Relativa (%); CE= Condutividade Elétrica ($\Omega^{-1} \cdot m^{-1}$); PNAT= Porosidade Natural (%); C= Carbono (%); N= Nitrogênio (%); C/N= Relação Carbono-Nitrogênio; PCZ= Ponto de Carga Zero

*Os valores em negrito são diferentes de 0 com um nível de significância $\alpha=0,05$

Na Tabela 18 é possível observar os coeficientes de determinação (R^2) entre as variáveis anteriormente mencionadas. Em destaque aparecem os coeficientes de determinação das variáveis que obtiveram coeficientes de correlação de Pearson significativos, apontando o grau de explicação entre as variáveis analisadas. Percebe-se que apenas as relações entre a fração de silte e a fração de areia média e os percentuais de carbono e nitrogênio com a densidade aparente e a condutividade elétrica apresentam coeficiente de determinação com valores acima de 0,3.

A análise das Tabela 17 e Tabela 18 indicou quais variáveis seriam mais propícias para utilização na construção de equações de predição. Na Tabela 19 pode-se observar o resultado das regressões e respectivos coeficientes de determinação (R^2). Foram geradas 8 equações, sendo que apenas aquelas que apresentaram R^2 maior que 0,3 foram consideradas. Destas 4 são para a variável carbono, 3 para o nitrogênio, uma para a fração de silte. Não houve correlações consideráveis para a fração de argila.

As relações entre as variáveis de solo observadas nas Tabela 17 e Tabela 18 podem ser explicadas por fenômenos naturais. As relações entre as frações de silte e argila com as frações de areia média é grossa ocorrem, pois são interdependentes, já que juntas formam a textura do solo.

Tabela 18. Coeficientes de determinação (R^2) entre as frações de Silte e de Argila, os percentuais de Carbono e Nitrogênio e demais variáveis de solo analisadas na microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Variáveis do solo	FARG	FS	C	N
FAF	0,003	0,021	0,049	0,054
FAM	0,044	0,409	0,014	0,015
FAG	0,108	0,069	0,061	0,068
RP	0,090	0,022	0,151	0,143
DR	0,059	0,000	0,033	0,022
DA	0,000	0,108	0,390	0,390
UR	0,010	0,064	0,286	0,247
CE	0,000	0,030	0,630	0,655
PNAT	0,019	0,086	0,279	0,297
pH KCl	0,047	0,026	0,000	0,000
pH H ₂ O	0,036	0,075	0,008	0,008
PCZ	0,026	0,096	0,019	0,018

FAF= Fração de Areia Fina (%); FAM= Fração de Areia Média (%); FAG= Fração de Areia Grossa (%); FARG= Fração de Argila (%); FS= Fração de Silte (%); RP= Resistência ao Penetrômetro (kgf/cm²); DR= Densidade Real (g/cm³); DA= Densidade Aparente (g/cm³); UR= Umidade Relativa (%); CE= Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); PNAT= Porosidade Natural (%); C= Carbono (%); N= Nitrogênio (%); C/N= Relação Carbono-Nitrogênio; PCZ= Ponto de Carga Zero

Tabela 19. Funções de Pedotransferência geradas para a microbacia do córrego Lavapés, Sorocaba/SP.

Equações	Coefficiente de determinação (R ²)
$N = (-3,449 \times 10^{-2}) - (1,299 \times 10^{-5} \times RP) + (1,969 \times 10^{-3} \times UR) - (1,721 \times 10^{-3} \times DA) + (4,322 \times 10^{-4} \times CE) + (9,162 \times 10^{-4} \times PNAT)$	0,688
$C = 0,233 - (2,357 \times 10^{-4} \times RP) + (3,413 \times 10^{-2} \times UR) - (0,353 \times DA) + (4,897 \times 10^{-3} \times CE) + (6,196 \times 10^{-3} \times PNAT)$	0,679
$N = (7,425 \times 10^{-4}) \times (CE^{0,952})$	0,656
$N = (4,504 \times 10^{-3}) + (5,465 \times 10^{-4} \times CE)$	0,655
$C = 0,0137 \times (CE^{0,889})$	0,635
$C = 0,122 + (6,804 \times 10^{-3} \times CE)$	0,630
$FS = 25,832 - (0,435 \times FAM)$	0,409
$C = 4,563 - (2,152 \times DA)$	0,390

FAM= Fração de Areia Média (%); FS= Fração de Silte (%); RP= Resistência ao Penetrômetro (kgf/cm²); DA= Densidade Aparente (g/cm³); UR= Umidade Relativa (%); CE= Condutividade Elétrica (μS.cm⁻¹); PNAT= Porosidade Natural(%); C= Carbono (%); N= Nitrogênio (%).

As relações entre carbono e densidade aparente também foram observadas por diversos autores em vários momentos diferentes, com destaque para os estudos de Curtis e Post (1964), Alexander (1980) e Rawls (1983). Como no presente estudo, os autores citados também observaram fortes correlações negativas entre as variáveis carbono e densidade aparente.

A correlação da umidade relativa com os percentuais de carbono também foram apontadas por van Breemer (1993), Vezzani (2001) e Lovato *et al.* (2004), que indicam que a retenção de água é uma das propriedades emergentes do ciclo do carbono no solo.

Uma vez que o carbono tem grande correlação com o nitrogênio nos solos, as relações apontadas para um se aplicam ao outro. O mesmo acontecendo com a relação entre porosidade, densidade e resistência ao penetrômetro e aquela decorrente da umidade e condutividade elétrica.

5.3 Qualidade da água

Antes da apresentação dos atributos de qualidade de água é importante mencionar que os resultados obtidos não se referem aos eventos extremos de pluviosidade, aqueles onde as cargas poluentes são mais altas. O levantamento realizado se refere aos valores mínimos de qualidade obtidos em coletas mensais.

5.3.1 Variáveis físico-químicas

Na Tabela 20 é possível observar as médias e respectivas estimativas intervalares das variáveis oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), potencial hidrogeniônico (pH), Temperatura

da água, cor e condutividade elétrica. As médias foram apresentadas para os dois pontos de coleta, como forma de comparação de possíveis alterações de qualidade entre os mesmos. As variáveis pH, temperatura e cor não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os dois pontos de coleta, sugerindo que não existem grandes alterações em relação aos mesmos.

Ainda com relação à Tabela 20, é possível observar uma diferença significativa entre os valores de OD. Existe um decréscimo entre o ponto próximo à nascente e aquele mais próximo à foz do córrego Lavapés. Comportamento semelhante foi observado por Carvalho *et al.* (2004) em estudo no ribeirão Ubá, no Estado de Minas Gerais, onde a quantidade de oxigênio dissolvido sofria uma queda significativa após a passagem pelo núcleo urbano do município de Ubá.

Os resultados dos sólidos totais, fixos e voláteis no córrego Lavapés (Tabela 20) também apresentaram significativas diferenças entre o ponto 2 e o ponto 1. Apesar disso os valores em ambos pontos de coleta mostraram-se muito altos. Estudos de Poletto (2003), Vanzela *et al.* (2003), Carvalho *et al.* (2004), apresentaram, respectivamente, valores máximos de sólidos totais de 1345 mg.L⁻¹ no córrego do Ipê (Ilha Solteira/SP), 473 mg.L⁻¹ no córrego Três Barras (Marinópolis/SP) e 608 mg.L⁻¹ no ribeirão Ubá (Ubá/MG), valores abaixo das médias encontradas no córrego Lavapés, indicando uma quantidade anormal de sólidos. Vale salientar que a APHA (1985) indica que as determinações de sólidos fixos e voláteis não se distinguem exatamente entre materiais orgânicos e inorgânicos porque alguns sais minerais, como carbonatos, cloretos, sulfatos, podem se volatilizar nas mesmas temperaturas que compostos orgânicos.

Tabela 20. Comparação das variáveis físico-químicas de qualidade da água entre os dois pontos de coleta do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Atributos	Média e limites da média com significância de 95%	
	Ponto 1	Ponto 2
OD (mg/L)	2,04 (1,53 - 2,56)	4,29 (2,79 - 5,81)
ST (mg/L)	2242,69 (1885,32 - 2600,07)	1418,97 (1264,34 - 1573,61)
STF (mg/L)	1535,90 (1273,05 - 1798,74)	1067,18 (953,31 - 1181,04)
STV (mg/L)	706,79 (424,43 - 989,16)	351,79 (186,36 - 517,23)
pH	7,52 (7,38 - 7,65)	7,46 (7,34 - 7,58)
Temp. (°C)	24,31 (22,19 - 26,43)	22,62 (20,78 - 24,46)
Cor (Abs - 340nm)	0,32 (0,25 - 0,40)	0,25 (0,18 - 0,33)
Cond. (µS.cm ⁻¹)	300,08 (249,23 - 350,94)	211,75 (189,17 - 234,34)

OD= Oxigênio Dissolvido; ST= Sólidos Totais; STF= Sólidos Totais Fixos; STV= Sólidos Totais Voláteis; pH= Potencial Hidrogeniônico; Temp.= Temperatura; Cond.= Condutividade Elétrica.

Ainda observando a Tabela 20 percebe-se a diferenciação entre os valores de condutividade elétrica entre o ponto 1 e o ponto 2, evidenciando a piora na qualidade de água. Comparativamente com uma microbacia não urbanizada localizada em São Carlos, o estudo de Primavesi *et al.* (2002) encontrou valores entre $6,1\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $25,6\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Estudo de Toledo e Nicolella (2002) obtiveram valores entre $27,0\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $68,9\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em uma microbacia de ocupação agrícola e urbana na cidade de Guaíra/SP e Souza e Tundisi (2000) apresentaram valores entre $34,0\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $114,0\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na bacia do rio Jaú em Jaú/SP. Os valores mais altos da microbacia do córrego Lavapés possivelmente estão relacionados com a excessiva quantidade de sólidos totais.

Como forma de verificação de *outliers* das análises estatística realizadas para os atributos físico-químicos de água, foram construídos gráficos box plots de cada variável estudada. Na Figura 58 é possível observar o comportamento dos sólidos totais, com dois *outliers* no ponto 1. O ponto discrepante de maior valor se refere à coleta realizada no mês de Janeiro de 2010, quando houve intensas chuvas. Períodos com a maior incidência de chuvas aumentam a quantidade de sólidos na água pelo carreamento de partículas (POLETO, 2003).

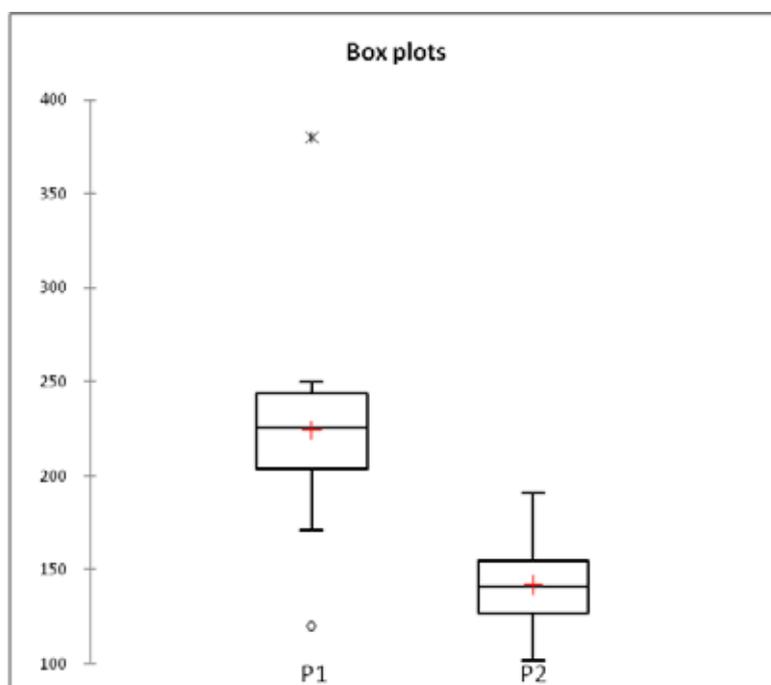


Figura 58. Box plot comparativo entre os valores de sólidos totais (mg/L) dos pontos de coleta no córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

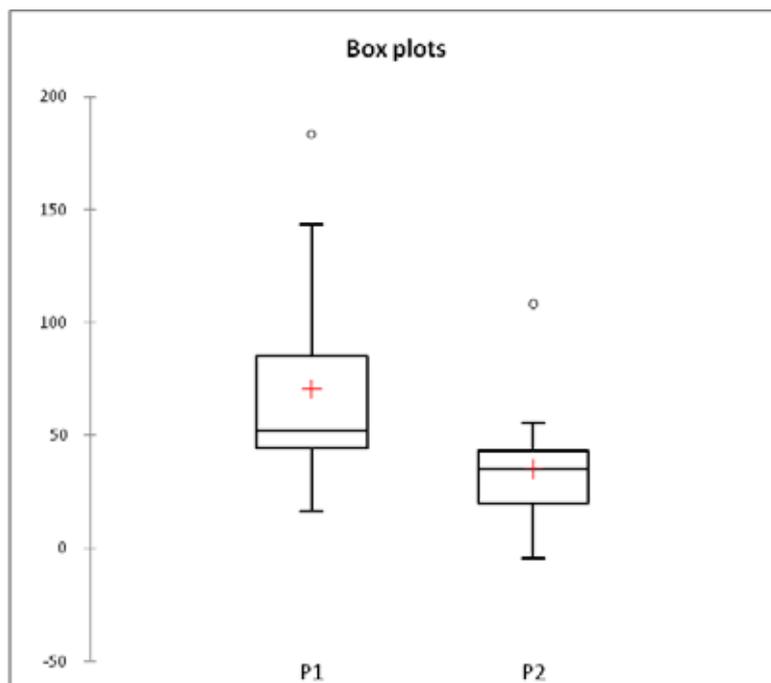


Figura 59. Box plot comparativo entre os valores de sólidos totais voláteis (mg/L) dos pontos de coleta no córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

A Figura 59 apresenta o comportamento dos sólidos totais voláteis (STV), com dois *outliers*, um para cada ponto de coleta. Os pontos discrepantes de ambos os pontos se referem à coleta realizada no mês de julho de 2009. Nesta coleta a vegetação ciliar do ponto 2 do córrego (próximo à nascente) foi cortada pela primeira vez desde o começo do estudo, deixando o córrego exposto e com uma quantidade considerável de resíduos plásticos e de outras naturezas. Entretanto não foi encontrada nenhuma relação na literatura pesquisada sobre a supressão de vegetação ciliar e aumento da incidência de sólidos voláteis.

5.3.2 Conteúdo iônico e Diagramas de Maucha

Os diagramas de Maucha obtidos para as coletas realizadas mês a mês para o ponto 1 encontram-se na Figura 60. Os dados referentes às concentrações de sódio não foram mensurados devido a limitações técnicas. Dessa forma a comparação iônica é realizada para os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} .

Já os dados de carbonato e bicarbonato foram mensurados conjuntamente no atributo “Alcalinidade”. Esse procedimento é padrão, pois diversas metodologias empregadas não mensuram separadamente HCO_3^{-} e CO_3^{2-} , conforme apontado por Silberbauer e King (1991).

Salvo algumas discrepâncias pontuais, a dominância de cátions é a seguinte para os dois pontos: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. Enquanto a ordem de dominância dos ânions é: Alcalinidade $> \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$.

O padrão proporcional dos íons não tem grande diferenciação sazonal. Tanto no período de seca quanto no úmido a predominância iônica apresenta algumas ligeiras modificações observadas nas Figura 60 e Figura 61.

Os padrões observados no ponto 2 (Figura 61) também se mostram bastante semelhantes, indicando que não há um lançamento de poluentes na bacia que aumentem demasiadamente a concentração de um íon específico.

Os meses com variação do padrão observados foram junho de 2009 no ponto 1 e novembro de 2009, janeiro e março de 2010 em ambos os pontos de coleta. Essas discrepâncias apresentam proporção de magnésio mais alta que o verificado nos outros meses, sendo que em junho de 2009 e março de 2010 (ponto 1) e janeiro de 2010 (ponto 2) este passa a ser o cátion dominante. Apesar da concentração de magnésio ser inferior à de cálcio na maioria dos ambientes de água doce, em certos casos a concentração desse atributo pode aumentar em períodos chuvosos (SILVA *et al* , 2007a).

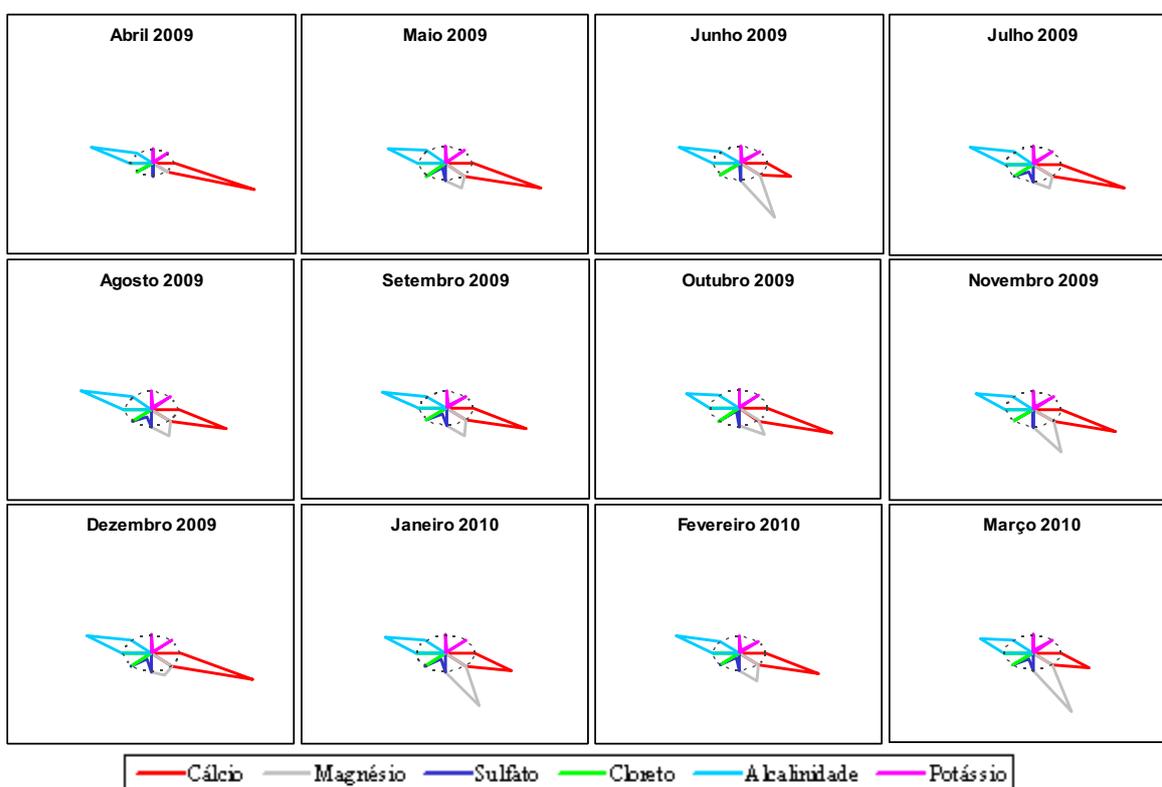


Figura 60. Diagramas de Maucha (% meq.l⁻¹) dos íons provenientes das coletas de água do ponto 1 do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

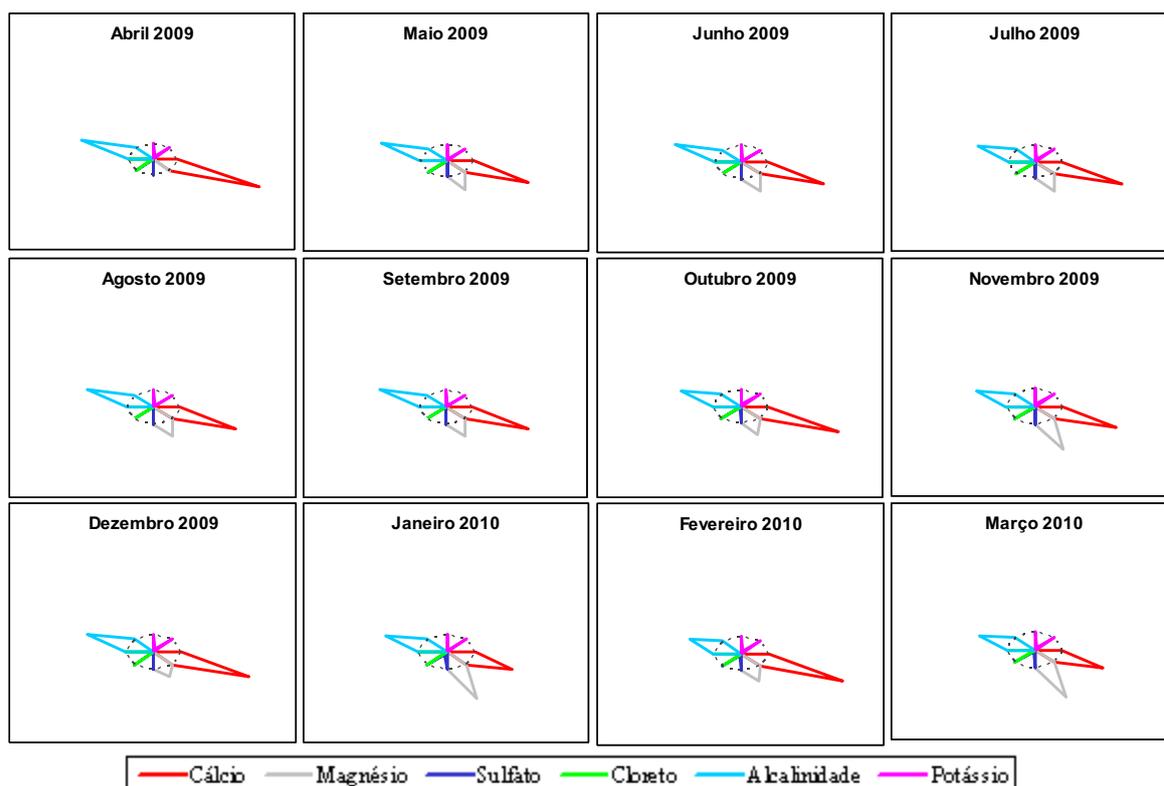


Figura 61. Diagramas de Maucha (% meq.l⁻¹) dos íons provenientes das coletas de água do ponto 2 do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

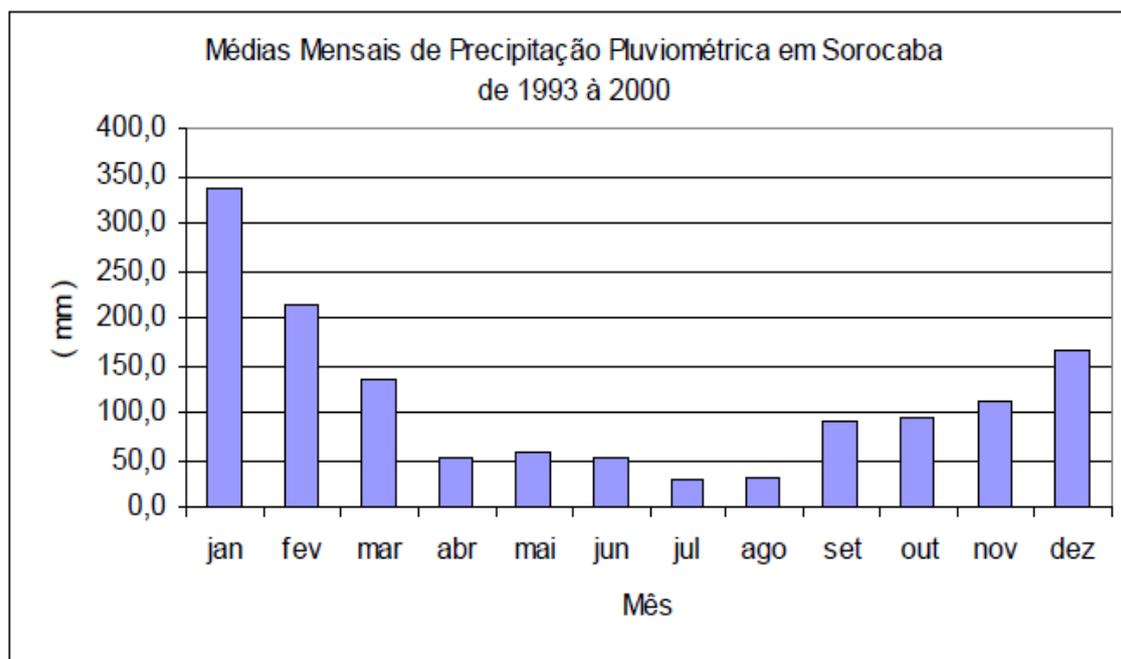


Figura 62. Histórico pluviométrico da cidade de Sorocaba.
Fonte: Ferreira e Daniel (2003).

Essa justificativa é uma possível explicação para a alteração na ordem de dominância catiônica nos meses de março e janeiro de 2010, pois estão no período

chuvoso (Figura 62). Entretanto a alteração ocorrida no mês de junho de 2009 apenas no ponto 1 não pode ter sua fonte verificada, uma sugestão retirada do trabalho de Lemke-de-Castro e Lima (2010) consta que o lançamento de efluentes pode aumentar os teores de magnésio, entre outros atributos químicos.

A dominância de cátions seguiu a tendência mundial esperada para rios, conforme estudos de Wetzel (1981). Entretanto os ânions apresentaram diferenças com a alcalinidade e Cl^- trocando seu local na ordem de dominância esperada, segundo a mesma tendência.

A partir da análise da Tabela 21, nota-se que não houve diferenças estatísticas entre os atributos químicos avaliados, exceto para o sulfato, que apresentou maiores concentrações no ponto a jusante. Esse resultado, pode ser atribuído ao descarte de efluentes líquidos ao longo de afluentes do córrego Lavapés, assim como verificado por Sardinha *et al.* (2008) no ribeirão do Meio, município de Leme (SP).

Em relação à dureza (Tabela 21), que se trata de um atributo relativo aos teores de cálcio e magnésio, as águas do córrego Lavapés podem ser classificadas como moderadamente duras, segundo classificação de Sawyer *et al.* (2000).

Tabela 21. Comparação de parte do conteúdo iônico das águas, entre os dois pontos de coleta, do córrego Lavapés - Sorocaba/SP.

Atributos	Média e Estimativa Intervalar (mg/L)	
	Ponto 1	Ponto 2
Dureza	100 (81,23 - 118,77)	90 (79,86 - 100,14)
Cálcio	70 (57,29 - 82,71)	66,67 (60,41 - 72,92)
Magnésio	30 (18,51 - 41,49)	23,33 (16,00 - 30,67)
Alcalinidade	131,67 (113,33 - 150,01)	120 (110,62 - 129,39)
Cloreto	0,028 (0,019 - 0,037)	0,026 (0,020 - 0,032)
Potássio	5,54 (4,54 - 6,53)	4,63 (3,96 - 5,30)
Sulfato	15,25 (9,01 - 21,49)	2,08 (0 - 4,31)

Os atributos cloreto, potássio, cálcio e magnésio apresentam-se abaixo dos limites máximos apontados por Nascimento e Barbosa (2005) com base em compilação de padrões de qualidade ambiental, brasileiros e internacionais.

5.3.3 Nitrato, Fósforo e Taxas de exportação

É possível observar na Figura 63 e Tabela 22 os dados de vazão (Santos e Fernandes, 2010) e taxas de exportação resultantes e nas Figura 64, Figura 65, Figura 66

e Figura 67, os gráficos da taxa de exportação de Nitrato e Fósforo total para cada coleta e os gráficos do total exportado de cada nutriente no total das 12 coletas.

A taxa de exportação de nitrato apresentou-se constante e relativamente baixa nos meses mais secos (entre maio e novembro de 2009). Os dados de abril de 2009, de dezembro de 2009, janeiro de 2010 e março de 2010 apresentam valores mais elevados. Esse aspecto se deve à maior incidência de chuvas nesses períodos, e consequente aumento do transporte de nutrientes. Entretanto a vazão do córrego não sofre grandes variações nos períodos, sugerindo o aumento no transporte dos nutrientes pelas águas da chuva, mas rápida recomposição da característica do córrego. O valor de fevereiro de 2010 apresenta-se abaixo dos valores do período chuvoso, esse fato se deve a concentrações menores do atributo e uma menor vazão encontrada.

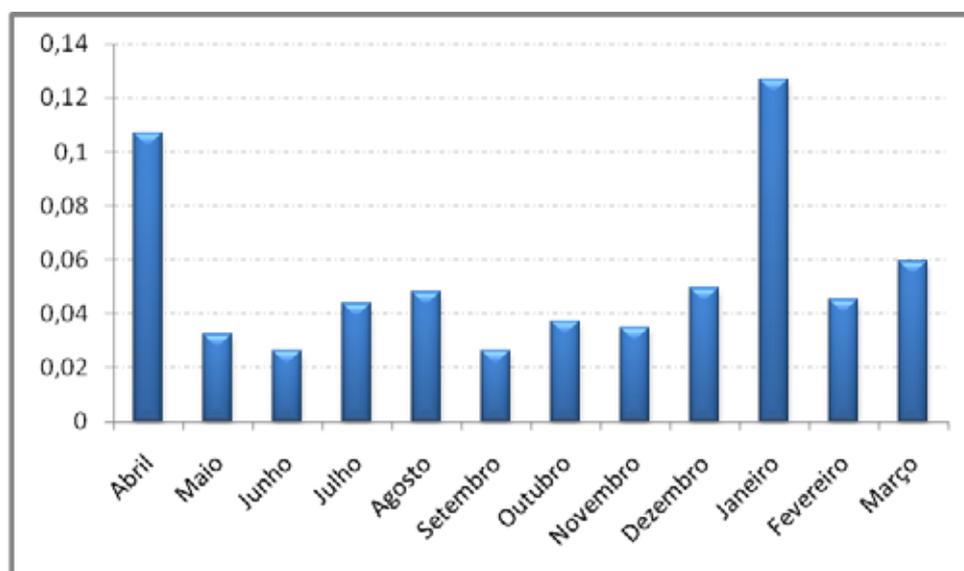


Figura 63. Vazão (m³/s) do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

Fonte: Santos e Fernandes (2010)

O comportamento do fósforo total apresentou-se de forma semelhante, com uma picos em abril de 2009 e janeiro de 2010 (Figura 66 e Figura 67). A discrepância ocorrida no mês de fevereiro de 2010 e observada para o atributo nitrato repete-se para o fósforo total. Os motivos são semelhantes aos apresentados para o nitrato. Também foi possível observar o terceiro maior valor da série de taxa de exportação de fósforo total no mês de setembro, que se encontra no período seco. Isso se deve a concentração elevada de fósforo total nesse mês. Essa discrepância pode ser atribuída a um incremento pontual de produtos de limpeza ao efluente doméstico lançado no córrego, conforme apontado por Nascimento e Barbosa (2005).

A quantidade anual transportada para o Rio Sorocaba, pela microbacia estudada, foi cerca de 5,83 toneladas de nitrato (Figura 65) e 0,14 toneladas de fósforo total (Figura 67). Considerando o total estimado para o montante de nitrogênio (1706 t) e fósforo (426 t) presentes em Sorocaba no ano do estudo, percebe-se que a microbacia tem uma influência pequena no montante, inclusive por conta de sua área diminuta.

Tabela 22. Vazão e taxas de exportação de nitrato e fósforo durante o período de coleta no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

Data	Q (m ³ .s ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Taxa de Exportação NO ₃ ⁻ (kg.dia ⁻¹)	Taxa de Exportação P (kg.dia ⁻¹)
13/04/2009	0,107±0,013	2,8	0,04	25.791	0.368
15/05/2009	0,032±0,003	1,1	0,04	3.058	0.111
29/06/2009	0,026±0,002	1,2	0,05	2.717	0.113
17/07/2009	0,044±0,003	1,0	0,09	3.781	0.340
27/08/2009	0,048±0,003	1,1	0,05	4.539	0.206
24/09/2009	0,026±0,002	1,4	0,24	3.175	0.544
22/10/2009	0,037±0,004	1,0	0,06	3.209	0.192
26/11/2009	0,035±0,003	1,7	0,07	5.112	0.210
17/12/2009	0,049±0,005	6,2	0,04	26.394	0.170
26/01/2010	0,127±0,007	2,7	0,08	29.601	0.877
26/02/2010	0,045±0,004	0,5	0,04	6.225	0.156
15/03/2010	0,059±0,004	15,7	0,25	80.681	1.285

Segundo a classificação do índice de estado trófico o potencial de eutrofização do córrego é médio, sendo considerado um córrego mesotrófico, conforme observado na Figura 68. Estudo semelhante realizado no rio Sorocaba por Silva *et al* (2007b) apontou em estado trófico, não podendo dessa forma atribuir grande contribuição da microbacia do córrego Lavapés para esta condição.

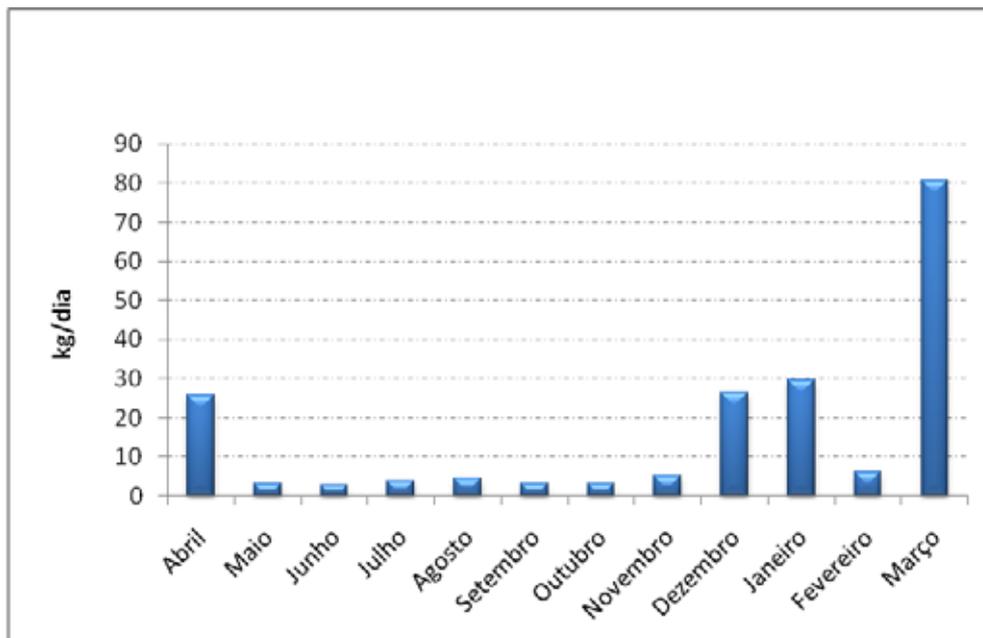


Figura 64. Taxa de exportação de nitrato no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

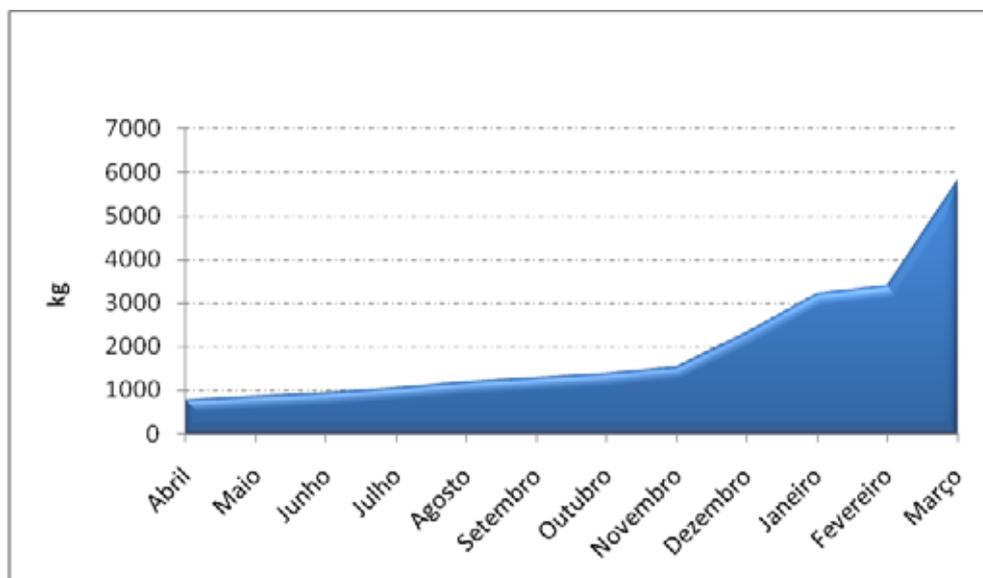


Figura 65. Total acumulado estimado de nitrato exportado no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

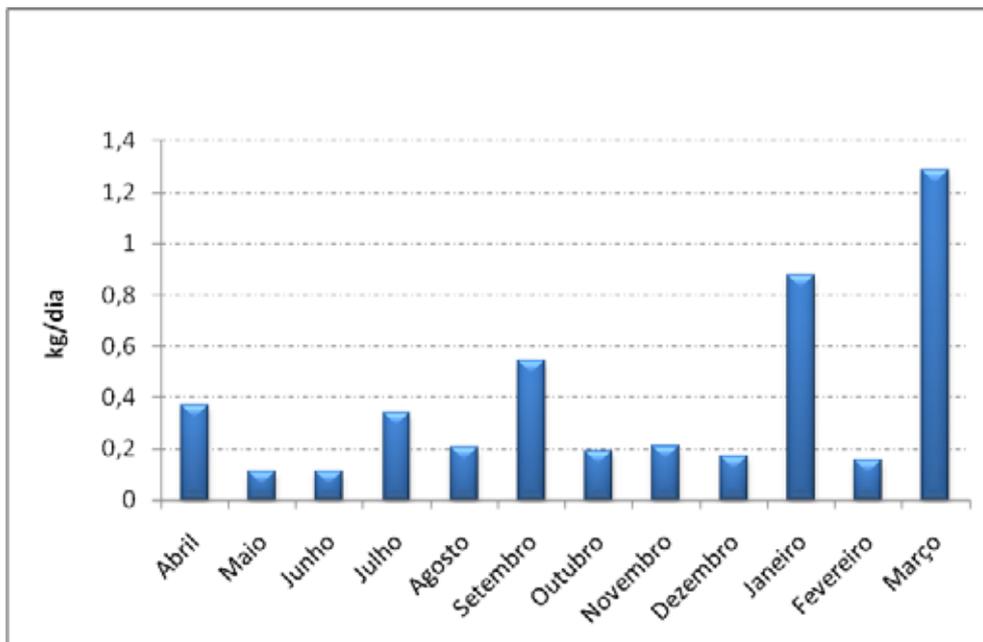


Figura 66. Taxa de exportação de fósforo total no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

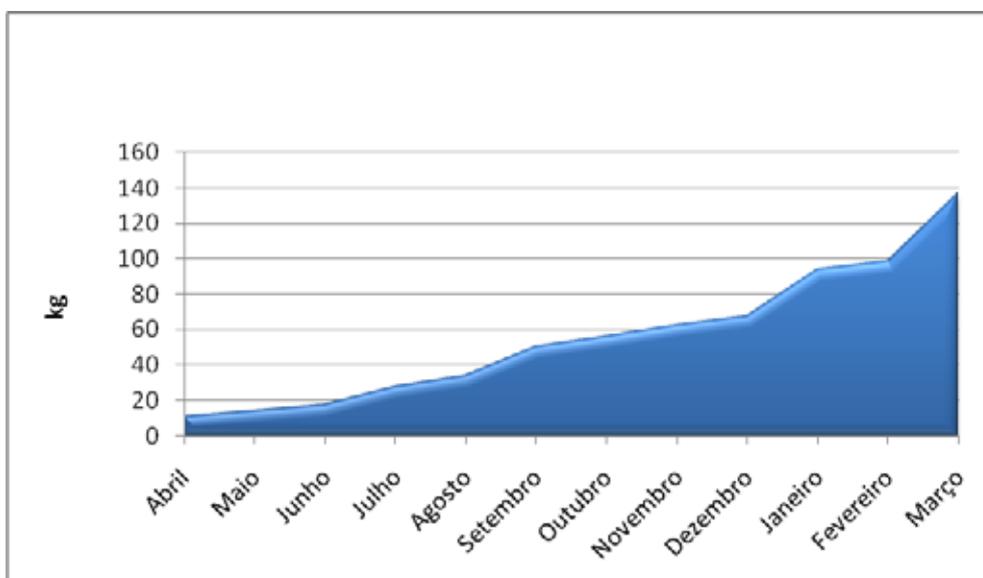


Figura 67. Total acumulado estimado de fósforo total exportado no córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

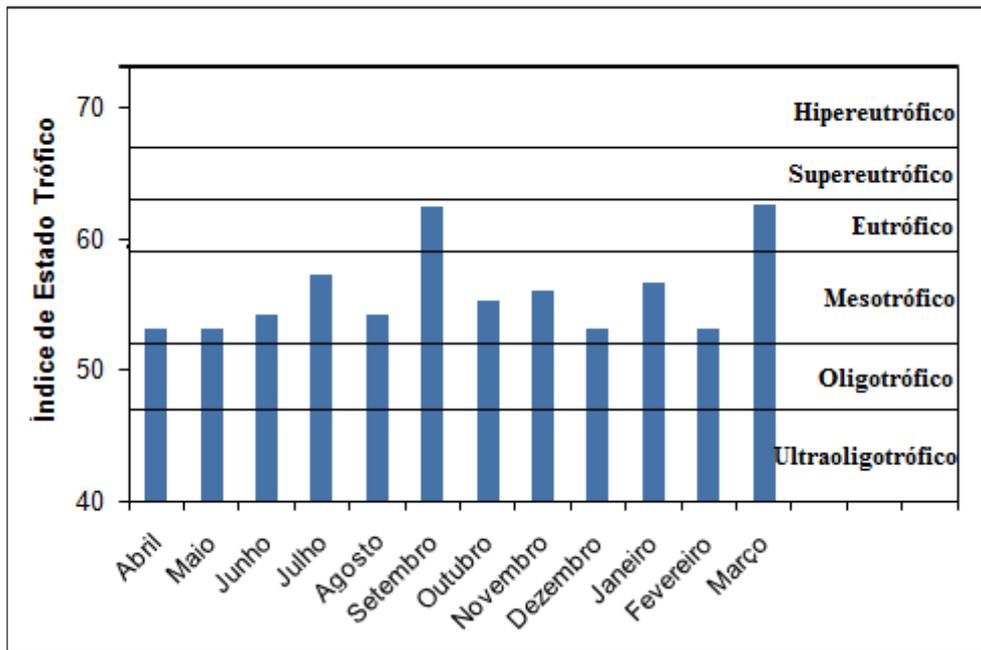


Figura 68. Índice de estado trófico do córrego Lavapés – Sorocaba/SP.

5.3.4 Correlação entre as variáveis de qualidade de água mensuradas

Pode-se observar na Tabela 23 as correlações entre as variáveis de qualidade de água. Salienta-se que o estudo foi realizado para os dois pontos em conjunto, pois a análise em separado apresentou resultados semelhantes.

Observa-se que a correlação pode ser considerada forte (módulo entre 0,70 – 0,89) para sólidos totais e condutividade, condutividade e dureza, alcalinidade e condutividade, sulfato e sólidos totais e alcalinidade e dureza, este último sugerindo que o íon HCO_3^- é liberado pela dissolução de carbonatos e hidrólise de minerais que contém cálcio e magnésio, comportamento semelhante é apresentado por Conceição e Bonotto (2004) em estudo do rio Corumbataí que corta o município de Rio Claro em São Paulo. A correlação entre os sólidos e a dureza com o cálcio e o magnésio são consideradas irrelevantes, pois são variáveis mensuradas em conjunto, dessa forma a alta correlação era esperada.

Destaca-se também a baixa correlação das variáveis oxigênio dissolvido, temperatura e pH com relação às demais variáveis, sugerindo a baixa influência dos mesmos na quantidade dos outros atributos.

A variável condutividade apresenta as maiores correlações em relação aos íons, por sua mensuração estar intimamente ligada à concentração de íons na água

Tabela 23. Matriz de coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis de qualidade de água mensuradas.

	O.D.	Sólidos(mg/L)		pH	Temp. (oC)	Cond. (µg/l)	Dureza (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Alcalin. (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/L)	K (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	P (mg/L)
		T.	T. F.												
O.D.	1,000														
S.T.	-0,352	1,000													
S.M.	-0,252	0,729	1,000												
S.O.	-0,278	0,776	0,134	1,000											
pH	0,222	-0,152	-0,018	-0,203	1,000										
Temp.	-0,082	0,336	0,430	0,091	0,134	1,000									
Cond.	-0,223	0,770	0,554	0,605	-0,025	0,357	1,000								
Dureza	0,059	0,587	0,569	0,325	0,160	0,546	0,779	1,000							
Ca	0,223	0,374	0,241	0,320	0,303	0,469	0,515	0,778	1,000						
Mg	-0,136	0,535	0,643	0,182	-0,060	0,375	0,692	0,769	0,196	1,000					
Alcalin.	-0,066	0,670	0,561	0,454	0,046	0,421	0,760	0,812	0,584	0,673	1,000				
NO ₃ ⁻	-0,268	0,391	0,505	0,100	-0,116	0,358	0,348	0,307	0,016	0,463	1,000				
Cl ⁻	-0,021	0,360	0,260	0,282	-0,177	0,461	0,358	0,355	0,431	0,115	0,389	1,000			
K	-0,173	0,449	0,305	0,369	-0,368	0,184	0,593	0,414	0,322	0,318	0,484	0,211	1,000		
SO ₄ ²⁻	-0,468	0,867	0,635	0,671	-0,236	0,298	0,637	0,467	0,332	0,392	0,516	0,181	0,550	1,000	
P	-0,182	0,391	0,338	0,254	-0,257	-0,036	0,247	0,138	-0,131	0,349	0,150	0,622	-0,156	0,223	1,000

O.D. - oxigênio dissolvido

S.T. - sólidos totais

S.T.F. - sólidos totais fixos

S.T.V. - sólidos totais voláteis

5.4 Análise integrada

5.4.1 *Conteúdo iônico das águas do córrego Lavapés, nutrientes do solo e ocupação de sua microbacia*

A qualidade da água está intimamente interligada com a qualidade do solo. Em uma área urbana essa relação sofre alterações devido à impermeabilização e carreamento de óleos, graxas e outros poluentes urbanos. Menos estudados, os nutrientes do solo também possuem potencial de alteração no conteúdo iônico de águas superficiais. Na microbacia do córrego Lavapés é possível observar essa possível relação. Salienta-se que os pontos mostrados carecem de estudos posteriores, ficando aqui como locais que merecem atenção especial em estudos vindouros.

Em alguns meses foi observada uma alteração no conteúdo iônico das águas do córrego Lavapés, com relação à variável magnésio (Figura 60 e Figura 61). Como levantado anteriormente, a concentração de magnésio pode aumentar em meses mais chuvosos. Especificamente na microbacia do córrego Lavapés, pode-se observar um ponto discrepante, com valores de magnésio acima da média em sua porção centro-leste (Figura 69). Ainda conforme a Figura 69, percebe-se que um curso d'água passa bem próximo do ponto de excesso de magnésio. Em eventos chuvosos esse magnésio pode ser transportado para o córrego, ocasionando parte da discrepância iônica observada.

Na Figura 70 também pode-se observar a relação de um local com excesso de fósforo em relação à média calculada, na parte sul da microbacia do córrego Lavapés, localizado próximo de nascentes dos cursos d'água. Esse fato pode contribuir para os índices de fósforo mais elevados que a média, ocorridos nos meses de janeiro e março de 2010, durante o período chuvoso (Tabela 22).

A contribuição para o conteúdo de cálcio nas águas pelos solos na microbacia do córrego Lavapés pode ser exemplificada com a relação apresentada na Figura 71. Ainda na Figura 71 pode-se verificar que os pontos discrepantes de cálcio encontram-se em áreas de solo exposto e com grande propensão à erosão e carreamento.

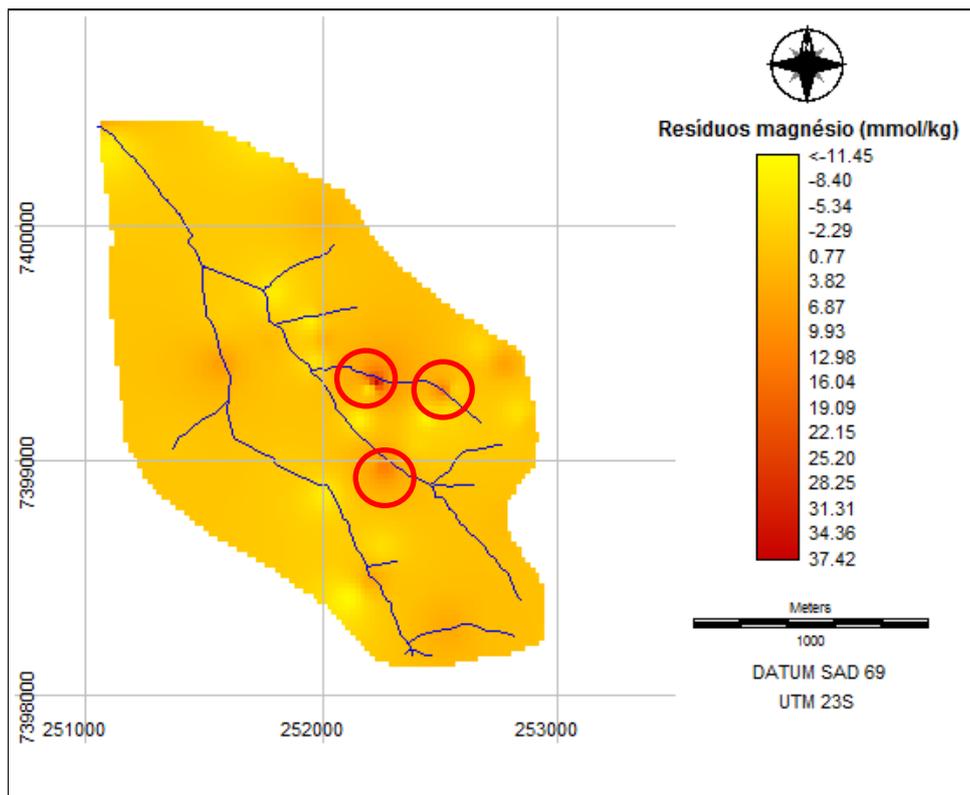


Figura 69. Mapa dos resíduos de magnésio e hidrografia da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP. Destaque para áreas com magnésio acima da média.

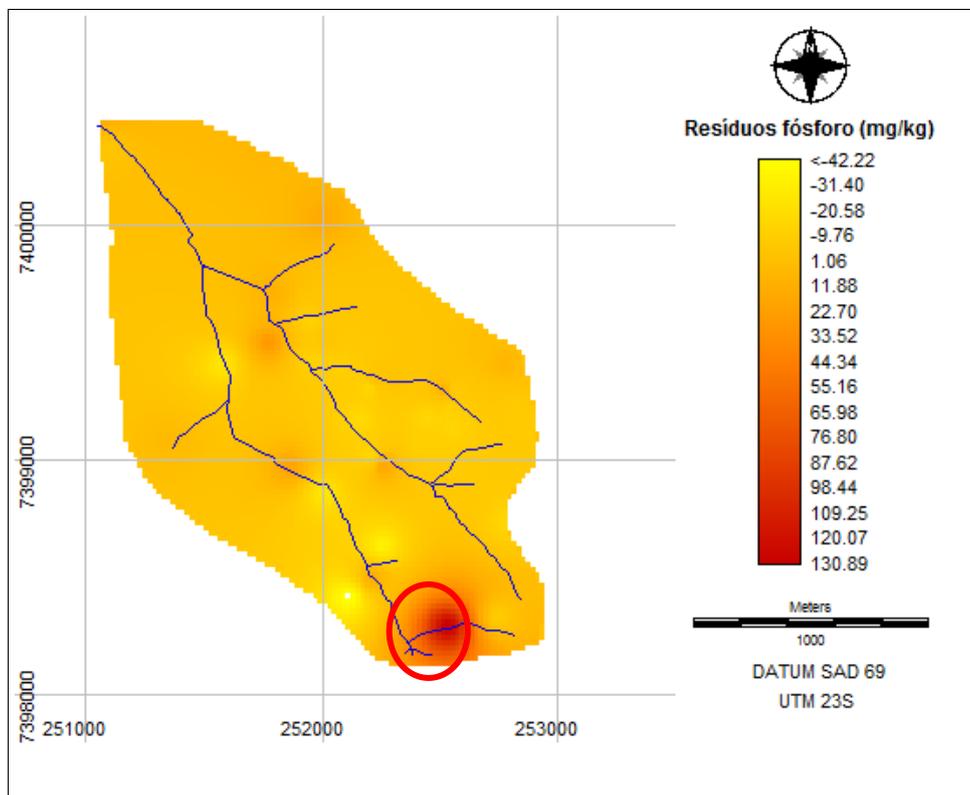


Figura 70. Mapa dos resíduos de fósforo e hidrografia da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP. Destaque para área com acima da média.

5.4.2 Variáveis de solo e fragilidade ambiental à erosão da microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP

Como forma de verificar a relação das variáveis de solo, levantados com o mapa de fragilidade ambiental gerado, foram selecionados aqueles que, segundo Manfré (2010), melhor representam os processos erosivos: percentual de carbono, porosidade e resistência ao penetrômetro

Na Figura 12 e Figura 38 é possível estabelecer uma comparação entre o mapa de tendência linear do percentual de carbono e a fragilidade ambiental da microbacia do córrego Lavapés. Na Figura 12 e Figura 39 os resíduos de porcentagem de carbono são comparados com a fragilidade ambiental. Apesar da indicação do aumento linear de carbono na direção sul da microbacia, (e de alguns resíduos positivos na mesma região), contrariar a relação apontada pela Comissão Européia (2009), de que o aumento do teor de carbono nos solos diminui a vulnerabilidade do solo à compactação e à erosão, não é possível corroborar essa contradição, pois a área de estudo é pequena e a variação do teor de carbono observada foi baixa.

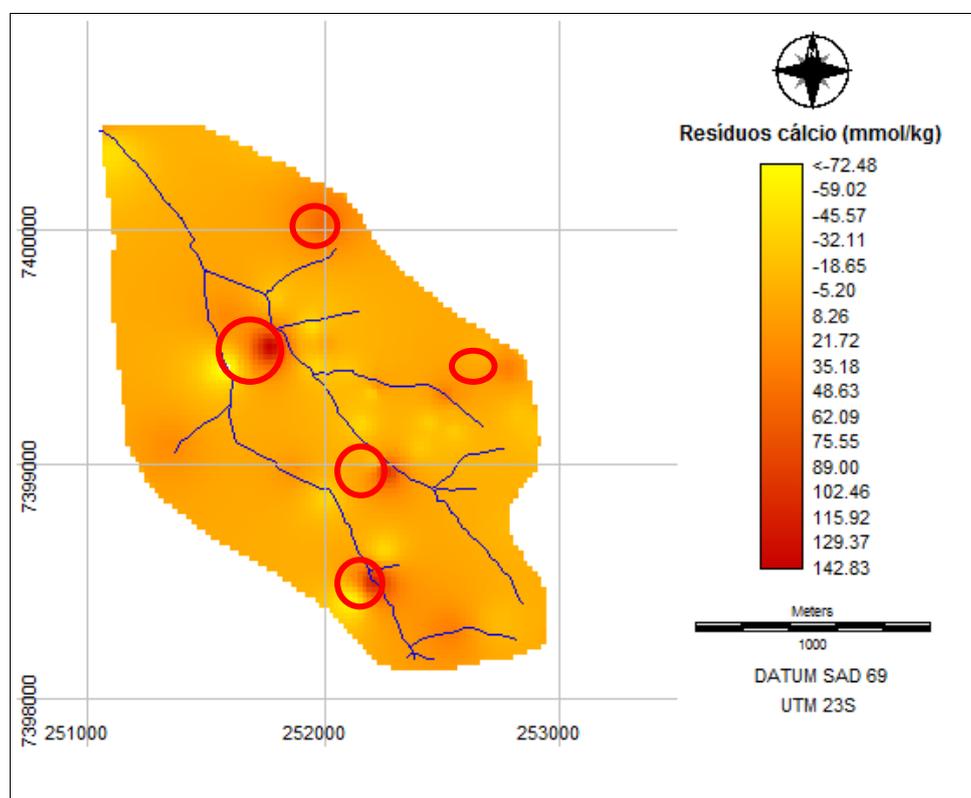


Figura 71. Mapa dos resíduos de cálcio e hidrografia da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP. Destaque para áreas com cálcio acima da média.

Já os mapas de tendência linear das variáveis resistência ao penetrômetro e porosidade (Figura 40 e Figura 44) se apresentaram mais coerentes com a teoria inicial de indicadores de áreas com maior propensão à erosão. A resistência ao penetrômetro apresenta crescimento em direção à área com solo exposto (e conseqüente fragilidade superior) localizada na porção sul-sudeste da microbacia do córrego Lavapés. O mapa de tendência linear de porosidade apresenta crescimento em direção á algumas áreas de remanescentes vegetais e de fragilidade mais baixa.

Como forma de verificar a aplicação das três variáveis mencionadas, como indicadores de susceptibilidade à erosão, foi realizada uma múltipla regressão no software Idrisi Andes (EASTMAN, 2006), tendo como variável dependente o mapa de Fragilidade Ambiental da microbacia do córrego Lavapés (Figura 12) e como variáveis independentes os mapas de tendência linear de carbono do solo (Figura 38), porosidade do solo (Figura 44) e resistência à penetração do solo (Figura 40). Esse procedimento não é indicado normalmente, por conta da escala de fragilidade ser qualitativa. Entretanto assume-se aqui que os valores de fragilidade (de 1 a 5) são considerados absolutos, de forma a verificar a relação entre os aspectos apontados como indicadores de susceptibilidade à erosão e o modelo de fragilidade ambiental. O mapa resultante da regressão multivariada pode ser observado na Figura 72. A unidade da escala do mapa (kgf.m^{-2}) não representa unidade de susceptibilidade a processos erosivos, mas sim é resultante da regressão (Equação 15).

$\text{Fragilidade Ambiental} = 0,0003 + 0,4044 \times \text{Tendência linear carbono} + 1,6315 \times \text{Tendência linear porosidade} + 0,0049 \text{Tendência linear compactação}$	Equação 15
---	------------

O coeficiente de determinação da regressão multivariada aplicada foi $R^2 = 0.924945$, o que indica que as variáveis de solo representam, com alto grau de explicação, a susceptibilidade de erosão da microbacia do córrego Lavapés. Entretanto a equação proposta não pode ser considerada um modelo válido de determinação da fragilidade ambiental, pois não foi validada pelos testes T de student e F de Snedecor, realizados pelo software. Esse último aspecto era esperado, devido à característica qualitativa do modelo de fragilidade ambiental. Salienta-se novamente que a regressão foi realizada de forma a verificar a relação das variáveis considerando as categorias de fragilidade como quantitativas. Esse procedimento pode retornar a direção preferencial de amento da fragilidade ambiental dentro da microbacia do córrego Lavapés.

Observando a Figura 72 pode-se perceber que a tendência linear da susceptibilidade a erosão cresce no sentido Oeste→Leste. Comparando com o mapa de Fragilidade Ambiental (Figura 12), percebe-se que esta direção é coerente, pois a porção Leste da microbacia apresenta áreas com maior fragilidade a processos erosivos.

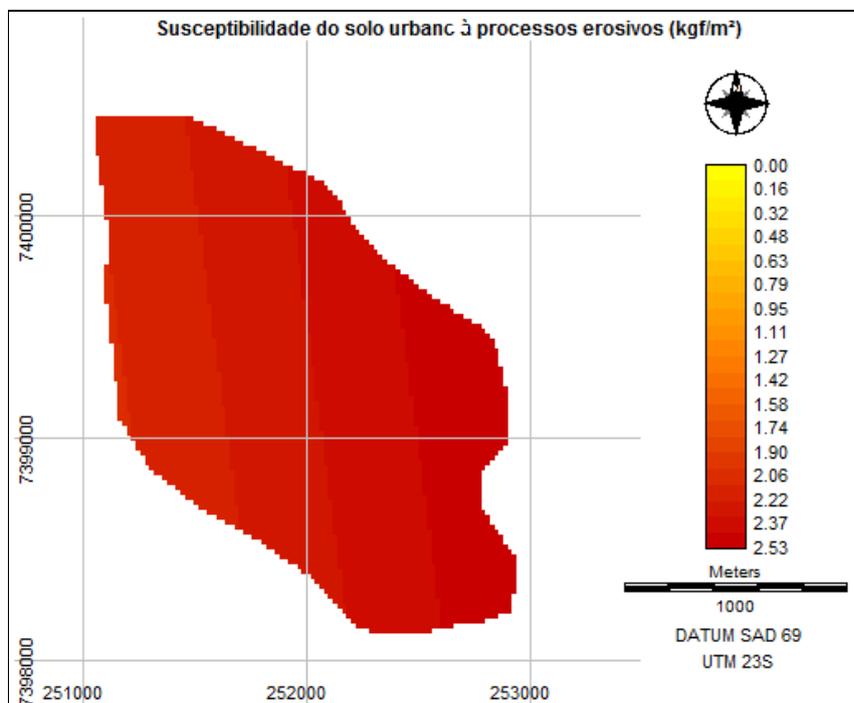


Figura 72. Mapa de susceptibilidade do solo urbano aos processos erosivos (kgf/m²) da microbacia do córrego Lavapés - Sorocaba/SP, com uso de dados de resistência à penetração (kgf/cm²), porosidade (%) e carbono (%).

6 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A construção do mapa de Fragilidade Ambiental em uma área urbana se mostrou bastante satisfatória. A construção do mapa pedológico, a partir de informações geomorfológicas, e do mapa de uso do solo, a partir de digitalização direta de imagem de satélite de alta resolução, se mostraram técnicas bastante promissoras para os estudos da fragilidade ambiental em áreas urbanas de pequeno porte. Consultas ao mapa de Fragilidade Ambiental confeccionado podem auxiliar na expansão urbana da área de estudo. A confecção de mapas semelhantes para outras áreas do município de Sorocaba também poderá ser realizada para esse mesmo fim.

A microbacia do córrego Lavapés apresenta baixa amplitude altimétrica e declividade pouco acentuada, o que diminui a fragilidade potencial do local à erosão. O regime pluviométrico da microbacia é uniforme e de fragilidade considerada média. A maior parte da microbacia apresenta solos poucos propensos à erosão e o uso da terra predominante é o urbano, com grande parte do solo da microbacia pavimentado. O mapa síntese de Fragilidade Ambiental considera a microbacia do córrego Lavapés com pouca propensão a eventos erosivos acentuados (73,33% de sua área considerada como de “fragilidade muito fraca”). Entretanto, o maior detalhamento obtido com as metodologias de confecção dos mapa-base contribui para a observação de locais com fragilidade mais alta, que devem ser bem avaliados quanto à propensão a eventos erosivos. Esses locais são áreas de fragmentos florestais em locais com declividade mais intensa na porção centro-leste da microbacia do córrego Lavapés e áreas com solo exposto de preparo para construção no sudeste da microbacia.

Na microbacia do córrego Lavapés a condição do uso da terra denominado vegetação apresentou qualidade do solo superior aos demais usos, além de maior homogeneidade nas variáveis de solo. O uso denominado solo exposto apresentou

qualidade inferior aos outros usos. O estrato “pastagem” mostrou qualidade intermediária na microbacia, enquanto o estrato “área urbana” apresentou variabilidade de dados muito grande, devido à diversidade de materiais exógenos encontrados nos terrenos baldios e campos de futebol amostrados.

As variáveis que melhor representaram a diversidade da qualidade do solo nos diferentes estratos amostrados foram: a resistência ao penetrômetro, com o solo exposto apresentando valores médios de 144 kgf.cm^{-2} , bastante superiores aos dos outros usos; a densidade aparente apontando valores médios de $1,13 \text{ g.cm}^{-3}$. para a vegetação, valor inferior aos outros usos; a porosidade natural, condutividade elétrica, fração de carbono e fração de nitrogênio que apresentaram para a vegetação, respectivamente, valores médios de 47,8%, $359,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$, 2,74% e 0,22%, elevados em relação aos outros usos. A análise química dos solos, mais especificamente de nutrientes, apresentou valores de magnésio e potássio mais elevados para o estrato “vegetação”

A análise discriminante confirmou as diferenças entre os estratos de uso da terra pressupostos. A mesma análise indicou que as variáveis granulométricas e ponto de carga zero, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio e acidez potencial não tem grande variabilidade e não são úteis para determinação dos usos de cada amostra de solo

A análise das superfícies de tendência confeccionadas para as variáveis de solo permitiu identificar as direções de crescimento preferenciais, das unidades de grandeza de cada variável, espacialmente na microbacia. O crescimento mostrou-se coerente com as análises estatísticas realizadas, com a magnitude das variáveis porosidade, densidade aparente e condutividade elétrica aumentando em direção aos fragmentos florestais. A variável resistência à penetração tem crescimento direcionado à região de solo exposto no sul da microbacia.

A análise dos nutrientes do solo é melhor caracterizada pelos mapas de resíduos do modelo, que indicam valores acima ou abaixo da tendência linear modelada. Foram observados resíduos positivos, considerados excessos de nutrientes em relação à média, de magnésio, fósforo, e cálcio, como destaque. A superposição da hidrografia do local mostrou que esses pontos discrepantes estão próximos aos cursos d’água da microbacia.

De forma geral pode-se inferir que o solo encontra-se em melhores condições nas áreas de remanescentes florestais da microbacia do córrego Lavapés, possibilitando a estas serem utilizadas como referência na comparação de qualidade em amostras de solo da área de estudo e proximidades.

O estudo das variáveis físico-químicas de água apresentou queda na qualidade de água entre o ponto coletado próximo à nascente e aquele próximo à foz. Pode-se apontar a influência da urbanização e despejo de esgoto como fatores dessa piora de qualidade.

Na área em questão não se observou grandes discrepâncias entre a proporcionalidade iônica no córrego Lavapés, levando em conta a sazonalidade ou os diferentes pontos amostrados. As exceções são feitas para o atributo magnésio, que não alteram a característica do corpo d'água estudado.

Em relação aos valores médios dos atributos dureza, cálcio, magnésio, alcalinidade, cloreto e potássio, não foi possível observar diferenças estatísticas entre os dois pontos de coleta. Quanto ao atributo sulfato, é possível observar um aumento médio no ponto mais próximo à foz em relação ao ponto próximo à nascente. Apesar das concentrações indicadas não se apresentarem acima dos limites sanitários verificados, evidenciam um aumento com influência antrópica do atributo mencionado, e que merece destaque.

As taxas de exportação dos nutrientes nitrato e fósforo total não apresentaram valores excessivamente altas, e também não podem ser consideradas determinantes para o estado salutar atual do rio Sorocaba, onde as águas do córrego Lavapés deságuam. Entretanto, considerando que o curso d'água principal já se encontra com um potencial mesotrófico, maior atenção no controle da poluição hídrica em anos vindouros é recomendável, para evitar a eutrofização do córrego Lavapés.

Como sugestão indica-se estudo semelhante com a separação da alcalinidade em CO_3^{2-} e HCO_3^- e a inserção da variável sódio (Na^+), para verificar se existem grandes alterações desses íons durante o ano hidrológico.

A regressão multivariada das variáveis de solo: resistência à penetração, porosidade e teor de carbono no solo, apresentou alto coeficiente de determinação ($R^2=0,925$) com o mapa de fragilidade ambiental, apontando que estas variáveis são indicadores de susceptibilidade a processos erosivos na microbacia do córrego Lavapés – Sorocaba/SP. Fica a sugestão de outros estudos, considerando aspectos quantitativos da metodologia de fragilidade e os relacionando com as variáveis de qualidade de solo, buscando comprovar a relação em outras áreas de estudo.

Este estudo possibilitou verificar que a fragilidade ambiental apresenta relações com as características do solo e o com transporte de nutrientes nos corpos d'água. A interação urbana de qualidade ambiental é bastante importante e deve ser objeto de estudos futuros, buscando auxiliar em processo de planejamento urbano e incremento da qualidade de vida urbana.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACUTIS, M.; DONATELLI, M. SOILPAR 2.00: software to estimate soil hydrological parameters and functions. **European Journal of Agronomy**, n. 18, p. 373–377, 2003.

ADDINSOFT. **XLStat 2010**. Copyright © Addinsoft, 1995-2010.

ALEXANDER, E. B. Bulk density of Californian soils in relation to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p.689–692, 1980

AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, Feb. 2004.

AMEZKETA, E. Soil aggregate stability: a review. **Journal of Sustainability Agriculture**, v. 14, p. 83-151, 1999.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 15.ed. New.York: APHA, 1985.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.1099-1108, 2007.

ASSIS, R. L.; LANÇAS, K. P. Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, 2005.

ATTANASIO, C. M. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade**. Piracicaba, 2004, 193p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Esalq/USP, 2004.

AUTODESK. **AutoCAD Land Development (Release 2i)**. Autodesk, Inc., 2000.

BARRELA, W. **As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes**. In RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds). *Matas ciliares: Conservação e recuperação*. São Paulo: EdUSP, 2001.

BATALHA, B. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para o consumo humano**: Bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, 1997.198 p.

BAUMGARTNER, N.; ELRICK, D.E.; BRADSHAW, K.L. **In-situ hydraulic conductivity measurements of slowly permeable materials using modified Guelph Permeameter and the Guelph Infoltrometer**. In: NATIONAL OUTDOOR CONFERENCE ON AQUIFER RESTORATION, GROUND WATER MONITORING AND GEOPHYSICAL METHODS, 1., Las Vegas. Anais... Dublin, Ohio: National Water Well Association, 1987. p. 469-483.

BERNARDI, J.V.E.; FOWLER, H.G.; LANDIM, P.M.B. Um estudo de impacto ambiental usando análises estatísticas espacial e multivariada. **Holos Environment**, v. 2, n.1, 0. 162-172, 2001.

BERNOUX, M.; FEIGL, B.J., CERRI, C.C. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequencia de floresta tropical – pastagem de Paragominas. **Scientia Agricola**, v.56, p.777-783, 1999.

BERTONI, J. ; LOMBARDI, F. Neto. **Conservação do solo**. 4ª ed. Ícone: São Paulo, 1999.

BEUTLER, A. N.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; CRUZ, J. C.; PEREIRA FILHO, I. A. Resistência à penetração e permeabilidade de LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.167-177, 2001.

BITTAR, Y. **O Meio Físico em Estudos de Impacto Ambiental**. São Paulo: IPT, 1999. (Boletim, 56).

BLUME, H. P. Clasification of soils in urban agglomerations. **Catena**, v. 16, n. 3, p.269-275, 1989.

BOIKO, J. D. **Mapeamento geomorfológico e fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Currealinho – Região Metropolitana de Curitiba-PR**. Curitiba, 2004. 104 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, 2004.

BOLSON, M.A. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia**. 2006, 77 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Curso de Pós-graduação em Química na Agricultura e no Ambiente. CENA/USP, 2006.

BORGES, M. J.; GALBIATTI, J. A.; FERRAUDO, A. S. Monitoramento da qualidade hídrica e eficiência de interceptores de esgoto em cursos d'água urbanos da bacia hidrográfica do córrego Jaboticabal. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 161-171, 2003.

BOTELHO, C. G.; CAMPOS, C. M. VALLE, R. H. P. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental**: Água. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001.

- BOTELHO, M.R.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A.; AZEVEDO, A.C.; RODRIGUES, R.B.; MIGUEL, P. Medida da cor em solos do Rio Grande do Sul com a carta de Munsell e por colorimetria. **Ciência Rural**, v. 36, n. p. 1179-1185, 2006.
- BOTELHO, R. G. M. **Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica**. In: Erosão e conservação dos solos. Orgs. GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 269-300, 1999.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 318 p. 2004.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: CETESB, 1983.
- BROCH, E. S.; YAKE, W. A modification of Maucha's ionic diagram to include ionic concentrations. **Limnology and Oceanography**, v. 14, n. 6, p.933-935, 1969.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005.
- CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. **Conceituação de microbacias**. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Orgs.). As florestas plantadas e a água: Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Ed. RiMA, 2006. 226p.
- CALIJURI, M. L.; ALVES, J. E. M.; BAPTISTA, A. C.; SANTIAGO, A. F.; LOURES, S. S. P. Proposta Metodológica para geração de carta de fragilidade ambiental, utilizando lógica fuzzy e combinação linear ponderada. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2007, Florianópolis. **Anais... . ____**: Inpe, p. 3311 – 3318, 2007.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e desenvolvimento das plantas**. Piracicaba: Esalq, 1997. 132p.
- CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; SILVA, M.B.; SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no Estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.35, n.1, 2000.
- CARVALHO, M.P.; TAKEDA, E.Y.; FREDDI, O.S. Variabilidade espacial de atributos de um solo sob videira em Vitória Brasil (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 695-703, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v27n4/a14v27n4.pdf>>. Acesso em: 19 Ago 2010.
- CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do ribeirão Ubá - MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, V.57, n.3, p.165-172, 2004.
- CASTRO, C.N; MOLIN, J.P. Agricultura de Precisão: Condutividade Elétrica. Grupo Cultivar Publicações, 2006.

CAVERNAGE, A.; MORAES, M. L.T.; ALVES, M.C.; CARVALHO, M.A.C.; FREITAS, M.L.M.; BUZETTI, S. Alterações nas propriedades físicas de um LATOSSOLO VERMELHO-ESCURO sob diferentes culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 997-1003, 1999.

CECÍLIO, R. A.; REIS, E.F. **Apostila didática: manejo de bacias hidrográficas**. Vila Velha: Departamento de Engenharia Rural, UFES, 2006.

CETESB (São Paulo) **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. 1ª ed. São Paulo: CETESB, 1987.

CETESB (São Paulo). **Índice de Estado trófico**. Endereço eletrônico: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp, 2009

CHORLEY, R. J. The **Nodal and anomalous character of slope studies**: Research Geomorphological Journal, 1964.

CHORLEY, R. J; KENEDY B. **Physical Geography: a system's approach**. Prentice Hall Inc, 1971.

COELHO, P. S.; DIOGO, P. A.; ALMEIDA M. T. Aferição de taxas de exportação de azoto total e fósforo total com origem em áreas agrícolas e florestais. In: **8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**. São Paulo, Brasil, 2007.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 743-753, 2003.

COMISSÃO EUROPÉIA. **Sustainable agriculture and soil conservation** – Ficha informativa nº 3: Perda de matéria orgânica. Comunidades Europeias, 2009.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357: classificação das águas do território nacional. Brasília: **Imprensa Oficial**, 2005.

CONCEIÇÃO F.T.; BONOTTO, D.M. Weathering rates and anthropogenic influences in a sedimentary basin, São Paulo State, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 19, 2004

CONCEIÇÃO, F. T.; CUNHA, R.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; SINELLI, O. Hidrogeoquímica do aquífero Guarani na área urbana de Ribeirão Preto (SP). **Geociências**, v. 28, n. 1, p. 65-77, 2009.

CRAUL, P. J. **Urban soils**: Applications and practices. Nova York: John Willey, 1999.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; AZEVEDO, L. G.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V. **Curso de Sensoriamento Remoto Aplicado ao Zoneamento Ecológico-Econômico**. São José dos Campos: INPE, 19p., 1996.

CURTIS, R.O.; POST, B.W. Estimating bulk density from organic matter content in some Vermont forest soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 28, p. 285–286, 1964.

DANELON, O. M.; MOREIRA-NORDEMANN, L. M. Ocorrência natural e antropogênica de Cr^- , Na^+ , NO_3^- , NH_4^+ e SO_4^{2-} na bacia do rio Quilombo – (Cubatão – SP). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 21, n. 1, p. 96-101, 1991.

DE KIMPE, C. R.; MOREL, J. L. Urban soil management: a growing concern. **Soil Science**, v. 165, n. 1, p. 31-40, 2000.

DORAN, J. W. Soil quality and sustainability. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 26., Rio de Janeiro, 1997. **Anais**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de ciência do Solo, 1997.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madinson: SSSA, p. 1-20, 1994.

EASTMAN, R. **Idrisi for Windows Andes version**. Clark Labs, Clark University, 2006

EFFLAND, W. R.; POUYAT, R. V. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas, **Urban Ecosystems**, 1, 217-228, 1997.

EGUCHI, E.S.; SILVA, E.L.; OLIVEIRA, M.S. Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado e da taxa de infiltração básica determinadas in situ. **Ciência Agrotécnica**, especial, p. 1607-1613, 2003. Disponível em: <http://www.editora.ufla.br/site/_adm/upload/revista/27-E-2003_21.pdf>. Acesso em: 18 Ago 2010.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Súmula da XX reunião de levantamentos de solos**. Rio de Janeiro, 1979.

EMBRAPA. Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Banco de Dados Climáticos do Brasil. Campinas: EMABRAPA Monitoramento por Satélites, 2003. Disponível em: <www.bdclima.cnpm.embrapa.br>. Acesso em 10 de agosto de 2009.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Produção de sementes sadias de feijão comum em várzeas tropicais. **Sistemas de produção**, n. 4, 2004.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306 p.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGis 9.2**. ESRI Inc, 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 588 p., 1988.

FACELLI, E.; FACELLI, J. M. Soil phosphorus heterogeneity and mycorrhizal symbiosis regulate plant intra-specific competition and size distribution. **Oecologia**, v. 133, p. 54-61, 2002.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90 p.

FERNANDEZ, R. N.; SCHULZE, D. G. Munsell colors of soils simulated by mixtures of goethite and hematite with kaolinite. **Zeitschrift fur Pflanzenernähr Bodenk**, v. 155, p. 473-478, 1992.

FERREIRA, J. C. e DANIEL, L. A. Análise de 47 anos de chuvas em Sorocaba. In **Semana de tecnologia da Fatec-SP**, Sorocaba: FATEC, 2003.

FLORIANI, N. **Avaliação da fragilidade geossistêmica de uma microbacia sobre geologia cárstica: potencial e limitações**. Curitiba, 2003. 147 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciências do Solo), - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2003

GALETI, P. A. **Práticas de controle à erosão**. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1984 278p.

GARCÍA-SINOVAS, D.; REGALADO, C.; MUÑOZ-CARPENA, R.; ÁLVAREZ-BENEDI, J. Comparación de los permeámetros Guelph e Philip-Dunne para la estimación da la conductividad hidráulica del suelo. In: Rodríguez, J.J.L.; Sáenz-Badillos, M.Q. **Temas de investigación en zona no saturada**. Universidad Publica de Navarra, 2001. v. 1, p. 31-36.

GHEZZI, A. O. **Avaliação e mapeamento da fragilidade ambiental da bacia do rio Xaxim, baía de Antonina – PR, com o auxílio de geoprocessamento**. Curitiba, 2003. 57 p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná.

GOLDEN SOFTWARE. **Surfer 8**, Copyright © Golden Software Inc., 2002.

GOMES, J.B.V.; CURI, N.; MOTTA, P.E.F.; KER, J.C.; MARQUES, J.J.G.S.M.; SCHULZE, D.G. Análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, 2004.

GONÇALVES, G. G. G. *et al.* Caracterização empírica da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas - o caso da bacia do Rio Dourados - MS. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIA NO PANTANAL, 2., 2009, Corumbá. **Anais... . ____**: Embrapa, 2009. p. 422 - 432.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 2002. 498p.

GOOGLE. **Google Earth**. Google, 2009.

GUERRA, A. T., GUERRA A. J. T. **Novo Dicionário Geológico-Geomorfológico**. Bertrand Brasil – Rio de Janeiro, 648p, 1997

HERMUCHE, P. M. *et al.* **Morfometria como suporte para elaboração de mapas pedológicos: I. Bacias hidrográficas assimétricas**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**, 2009. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.html>.

IICA, Instituto Interamericano de Cooperación Agrícola. **Gestão integrada dos recursos naturais em microbacias**. Pelotas: Universidade Federal de Pelotas, 2001.

IPT. Instituto De Pesquisas Tecnológicas Do Estado De São Paulo. **Consolidação do projeto orientação para o controle à erosão no Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1989.

JAYNES, D. B. Improved soil mapping using electromagnetic induction surveys. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON PRECISION AGRICULTURE, 3. Minneapolis, 1996. **Proceedings...**, Minneapolis, p.169-179, 1996.

JIM, C. Y. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. **Landscape and Urban Planning**, v. 40, p. 235-249, 1998.

KACHANOSKI, R. G.; GREGORICH, E. G. WESENBECK, I. J. V. Estimating spatial variations of soil water content using noncontacting electromagnetic inductive methods. **Canadian Journal of Soil Science**, v.68, p. 715-722, 1988.

KARLEN, D. L.; WOLLENHAUPT, N. C.; ERBACH, D. C.; BERRY, E. C.; SWAN, J. B.; EASH, N. S.; JORDAHL, J. L. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. **Soil Tillage Research**, v. 31, p. 149-167, 1994.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHIARI, A.; ROSS, J. L. S. **Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2203 – 2210.

KENDREW, T. J. Design system to reduce corrosion. **Electrical world**, p.57-58, 1978.

KENG, J.C.W.; UEHARA, G. Chemistry, mineralogy and taxonomy of Oxisols and Ultisols. **Proc. Soil Crop Sci. Soc.**, v. 33, p. 119-126, 1974.

KHONKE, H. **Soil physics**. 2. ed. New York: MacGraw Hill, 1969. 224p.

KÖPPEN, W. **Climatología: con um estudio de los climas de la tierra**. Cidade do México: Fundo de Cultura Econômica, 1948.

LAMIN, A. S. SCCLAT 2.0. Copyright © LAGESOLOS/UFRJ, 1998.

- LANDIM, P.M.B. **Análise Estatística de Dados Geológicos**. 2. ed. São Paulo: Editora UNESP, 2003. 254 p.
- LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In In DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madinson: SSSA, p. 37-51, 1994.
- LEMKE-DE-CASTRO, M., LIMA, J.. Influência da cidade de Piracanjuba-GO sobre a qualidade da água do córrego dos Açudes. **Global science and technology**, Rio Verde, v. 3, n. 2. 2010.
- LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo Cue, região oeste do Estado do Paraná**. Piracicaba, 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Esalq/USP, 2003.
- LIMA, M. C. **Contribuição ao Estudo do processo evolutivo de voçorocas na área urbana de Manaus**. Brasília, 1999. 150p. Dissertação de Mestrado em Geotecnia – Universidade de Brasília.
- LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. Rio de Janeiro, 2001. 184 p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.
- LIMA, J.S.S.; OLIVEIRA, R.B.; ROCHA, W.; OLIVEIRA, P.C.; QUARTEZANI, W.Z. Análise espacial de atributos químicos do solo e da produção da cultura pimenta-do-reino (*piper nigrum*, L.). **IDESIA** (Chile), v. 28, n.2, 2010.
- LORANDI, R.; TAKEMOTO, F.; SALVADOR, N. N. B.; TORRESAN, F. E. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do córrego do Monjolinho (São Carlos,SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 53, p.111-117, dez. 2001.
- LOVATO, J.; MIELNICZUK, C.; BAYER, F.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, 2004
- MAIER, M. H. Ecologia da Bacia do Rio Jacaré Pepira (47°55'S - 48°55'W e 22° 30' - 21° 55'S - Brasil): Qualidade da água do Rio principal. **Ciência e Cultura**, v.39, n.2, p.164-185, 1987.
- MANFRÉ, L. A. **Fragilidade ambiental e qualidade dos solos em duas bacias hidrográficas de uso rural, em Ibiúna, SP**. Sorocaba, 2010. 148 f. Qualificação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), UNESP, 2010.
- MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal-Limeira, SP**. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – Brasil, 189p., 2005

- MAURO, J. R. **Carta de susceptibilidade à erosão para a área da bacia do Prosa, Campo Grande - MS: Escala 1:15000**. 2001. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Unesp, Ilha Solteira, 2001.
- McBRATNEY, A.B.; MINASNY, B.; VERVOORT, R. W. From pedotransfer functions to soil inference systems. **Geoderma**, n. 109, p.41-73, 2002.
- MICROSOFT CORPORATION. **Excel 2007**. Copyright © Microsoft Corporation 1985-2006.
- MILLER, J. N.; MILLER, J. C. **Statistics chemometrics for analytical chemistry**. 5ª edição. Pearson education, 2005
- MOLIN, J. P.; CASTRO, C. N. Aliada potencial: condutividade elétrica. **Cultivar**, n. __, p.08-11, 2006.
- MORTARI, D. **Caracterização geotécnica e análise do processo evolutivo das erosões no Distrito Federal**. Brasília, 1994. 200p. Dissertação de (mestrado em geotecnia) - Unb, Brasília.
- MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental de manejo de florestas plantadas**. Piracicaba, 2003. 96p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Esalq/USP, 2003.
- MÜHLETHALER, B.; RAMOS, V. M.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R.F.; BETTIOL, G. M.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; REATTO, A. **Avaliação do uso da morfometria como suporte para a elaboração de mapa pedológico na bacia do Ribeirão da Pedreira – DF**. In Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12. Goiânia, 2005. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia: INPE, p.3167-3174, 2005.
- NAKASHIMA, M. S. R. Carta de fragilidade ambiental da bacia do rio Keller, Estado do Paraná: subsídio ao estudo dos processos erosivos. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 6, p.1547-1560, 2001.
- NASCIMENTO, S., BARBOSA, J.. Qualidade da água do aquífero freático no alto cristalino de Salvador, Bacia do rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, 35, dez. 2005.
- NEU, V.; KRUSCHE, A.V.; FERRAZ, J.B.; FERREIRA, S. **Nutrientes na interface solo-planta-água**. In: Congresso de Estudantes e Bolsistas do Experimento LBA, 2., Manaus. **Anais...** Manaus: LBA, 2005. p. 20. Disponível em: <http://www.lbaconferencia.org/manaus_conf_2005/resumos_julho2005.pdf>. Acesso em: 18 Ago 2010.
- NOGUEIRA, S.F.; CARMO, J.B.; MONTES, C.R.; VICTORIA, R.L.; RAVAGNANI, E.C.; BARUFALDI, R.O. Indicadores eco-fisiológicos da qualidade de um solo irrigado com esgoto tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, suplemento, 2005.

NRC (National Research Council). **Soil and Water Quality**. 1993. E-book consultado através do sistema Google. Acesso em 02 fev. de 2009. Disponível em: http://books.google.com/books?id=O7_W86NfMqsC&pg=PA211&l.

OLIVEIRA, T.S.; COSTA, L.M.; CRUZ, C.D. Importância relativa dos metais pesados do solo na identificação e separação de materiais de origem. **Revista Ceres**, v. 260, n. 45, p. 359-371, 1998.

OLIVEIRA, J. B. de; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B.; **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda Expandida**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1999. 64 p.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodos de esgoto em LATOSSOLO AMARELO distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 26, pp. 505-519, 2002.

OSAKI, F. **Microbacias: Práticas de Conservação de Solos**. Curitiba: Copigraf, 1994.

PACHECHENIK, P. E. **Caracterização hidrológica e da fragilidade ambiental na bacia do rio das Pedras. Guarapuava -PR**. 2004. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

PALM, C.; SANCHEZ, P.; AHAMED, S.; AWITI, A. Soils: A contemporary perspective. **Annual Review of Environment and Resources**, n. 32. p.99-129, 2007.

PAYNE, A. I. **The ecology tropical lakes and riveres**. New York: Jhon Wiley, 1986.

PEDRON, F. A.; DALMOLIN, R. S. D.; AZEVEDO, A. C.; KAMINSKI, J. Solos Urbanos. **Ciência Rural**, n. 34, p.1647-1653, 2004.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: Aspectos Físico-Químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

PLANURB. Planejamento Urbano. **Diagnóstico de Erosão da cidade de Campo Grande**. Instituto Municipal de Planejamento Urbano e de Meio Ambiente. Campo Grande, MS, 1 vol., 103 p., 1997

POLETO, C. **Monitoramento e avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira – S.P**. Ilha Solteira, 2003, 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil/UNESP, 2003.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R.; PRIMAVESI, A. C.; OLIVEIRA, H. T. Water quality of the Canchim's creek watershed in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.45, n.2, p.209-217, 2002.

RAWLS, W.J. Estimating soil bulk density from particle size analysis and organic matter content. **Journal of Soil Science**, v. 135, p. 123–125, 1983.

RIGHETTO, A.M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: Editora EESC – Universidade de São Paulo, 1998, 819p.

RODRIGUES, S. A. M. **Urban soil quality assessment using a GIS-based approach**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, Aveiro – Portugal, 225p., 2005.

ROSOLEM, C. A.; FERNANDEZ, E. M.; ANDREOTTI, M. CRUSCIOL, C. A. C. Crescimento radicular de plântulas de milho afetado pela resistência do solo à penetração. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 34, n. 5, p. 821-828, 1999.

ROSS, J. L. S. O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão de taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n 8. 1992.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, FFLCH-USP, São Paulo, 1994.

RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão silte+argila. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 29, p. 297-300. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v29n2/24166.pdf>>. Acesso em: 07 fev. 2010.

RUMP, H. H. **Laboratory Manual for the Examination of Water, Waste Water and Soil**. 3ª edição, Weinheim: WILEY-VCH, 1999.

SABANÉS, L. **Manejo sócio-ambiental de recursos naturais e políticas públicas: um estudo comparativo dos projetos “Paraná Rural” e “Microbacias”**. Porto Alegre, 2002, 186p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural). Faculdade de Ciências Econômicas/UFRGS, 2002.

SALA, M. G. **Indicadores de Fragilidade Ambiental na bacia do Ribeirão Maringá-PR**. 2005. 164 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2005.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa milho e sorgo, 2003. 63p.

SANTOS, A. R. dos; FERNANDES, R. A. F. **Balanço hidrossedimentológico de uma microbacia de ocupação urbana em Sorocaba-SP**. 2010. 28 f. Trabalho de Graduação – UNESP , Sorocaba, 2010.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise da fragilidade e vulnerabilidade natural dos terrenos aos processos erosivos como base para o ordenamento territorial: o caso das bacias do córrego Carioca, córrego do Bação e ribeirão Carioca na região do alto Rio das Velhas-MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 9, n. 1, p.65-73, 2008.

SANTOS, E. **Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Jirau - Município de Dois Vizinhos - Paraná**. 2005. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

SANTOS, R.D. et. al.. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª edição. Viçosa: SBCS, 2005.

SARDINHA, D.S.; CONCEIÇÃO, F.T.; SOUZA, A.D.G.; SILVEIRA, A.; DE JULIO, M.; GONÇALVES, J.C.S.I. Avaliação da qualidade água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, 2008.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for sanitary engineers**. New York: McGraw-Hill, 4º ed., 634 p., 2000.

SCHAPP, M.G.; LEIJ, F.J.; VAN GENUCHTEN, M.T. Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. **Journal of Hydrology**, v. 251 n. 3, 163–176, 2001.

SCHLEUB, U.; WU, Q.; BLUME, H. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. **Catena**, v. 33, p. 255-270, 1998.

SCHUELER, T. The compaction of urban soils: technical note nº 107. **Watershed Protection Techniques**, v.3, n.2, p.661-665, 2000.

SECRETARIA DE ECONOMIA E PLANEJAMENTO (SÃO PAULO). **Plano cartográfico do Estado de São Paulo**: Cartas topográficas Sorocaba I e Votorantim I. Coordenadoria de Ação Regional, Divisão de Geografia, 1979.

SIGRH. Sistema de informações para o gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Banco de dados pluviométricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu>. Acesso em 10 de agosto de 2009.

SILBERBAUER, M. J.; KING, J. M. Geographical trends in the water chemistry of wetlands in the south-western Cape Province, South Africa. **Southern African Journal of Aquatic Sciences**, n. 17, p. 82-88, 1991.

SILVA, A.J.N; RIBEIRO, M.R. Caracterização de latossolo amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no Estado de Alagoas: Atributos morfológicos e físicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 1, p. 677-684, 1997.

SILVA, A. M.; ROSA, A. H.; SILVEIRA, F. M.; VAZ, S. S. e OLIVEIRA, G. S. Input and output rates of some chemical solutes in Sorocaba river. **Revista de Estudos Ambientais**, V. 9, n. 2: p.16-26, 2007b

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E. Hydrossedimentological dynamic on Água Fria watershed. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 5, p.861-870, 2007.

SILVA, A. M., SCHULZ, H. E. e CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. 2ª ed. São Carlos: Editora Rima, 2007c

SILVA, A.P. **Variabilidade espacial de atributos físicos do solo**. Piracicaba, 1988, 105p. Tese (doutorado) – ESALQ-USP, 1988.

SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; IMHOFF, S. Funções de pedotransferência para as curvas de retenção de água e de resistência do solo à penetração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p.1-10, 2008a.

SILVA, E. B.; SILVA, A. C.; GRAZZIOTTI, P. H.; FARNEZI, M. M. M.; FERREIRA, C. A.; COSTA, H. A. O.; HORAK, I. Comparação de métodos para estimas a acidez potencial mediante determinação do pH SMP em organossolos da Serra do Espinhaço meridional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.2007-2013, 2008b.

SILVA, I. C. O.; CABRAL, J. B. P.; SCOPEL, I. Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego da Onça, Jataí (GO), utilizando técnicas de geoprocessamento. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia do Campus Jataí, UFG**, n. 11, 2009.

SILVA, M. C. B. **Avaliação da fragilidade ambiental da bacia do Rio Nhundiaquara – PR**. Curitiba, 2001. 207 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, 2001.
SILVA, F. C. *et al.* **Análises químicas para avaliação da fertilidade do solo**. Publicação Embrapa Número 3 (Embrapa – solos), 1998.

SILVA, S. L. S.; FERREIRA, S. J. F.; MARQUES FILHO, A. O.; VITAL, A. R. T.; FAJARDO, J. D. V.; MIRANDA, S. A. F.; OLIVEIRA, J. A. D.; FRANKEN, W. K. E BARROS C. P. Características químicas de águas de superfície e subterrânea em área de floresta primária na Amazônia central. In: **1º Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste**, Cuiabá: ABRH 2007a.

SILVA, T. I.; RODRIGUES, S. C. Análise da fragilidade ambiental do córrego das Moças em Uberlândia-MG. In: **Simpósio Brasileiro de Geografia Física**, 13, Viçosa, 2009. **A Geografia Física aplicada e as dinâmicas de apropriação da natureza: anais**, Viçosa: UFV, 2009.

SILVEIRA, L. L. **Elaboração de carta de susceptibilidade à erosão das bacias dos rios Araraquara e Cubatão-SP**:Escala 1:50000. 2002. 211 f. Dissertação (Mestrado) - USP, São Carlos, 2002.

SONNEVELD, M. P. W., BACKX M. A. H. M. e BOUMA, J. Simulation of soil water regimes including pedotransfer functions and land-use related preferential flow. **Geoderma**, n. 112, p.97-110, 2003.

SOUZA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-Guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.4, p.563-570, 2000.

SOUZA, Z.M.; BEUTLER, A.N.; MELO, V.P.; MELO, W.J. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em LATOSSOLOS adubados por cinco anos com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 117-123, 2005.

SPÖRL, C. **Análise da fragilidade ambiental relevo-solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do rio Jaguari-Mirim, ribeirão do Quartel e ribeirão da Prata**. 2001. 165 f. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – FFLCH, USP, São Paulo, 2001.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 15, p. 39 – 49, 2004.

STOLF, R. Teoria de testes experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p. 229-235, 1991.

STOLLE, L. **Simulação e espacialização da fragilidade ambiental em relação às atividades florestais**. Curitiba, 2008. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, 2008.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 1117-1142, 1952.

SZWARCWALD, C.L.; DAMACENA, G.N. Amostras complexas em inquéritos populacionais: planejamento e implicações na análise estatística dos dados. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 38-45, 2008.

TEIXEIRA, C.; SANTOS-PINTO, M.; SANTANA, C. **Mapeamento da Cor superficial dos solos do campus da UEFS, Feira de Santana, Bahia**. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 31., Gramado, Agosto de 2007. Anais 2007. **Anais**. Viçosa: SBCS, 2007.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista UNIARA**, v. 20, p. 137-156, 2007.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 69, n. 1, p. 181-188, 2002.

TOMASELLA, J. **Desenvolvimento de funções de pedotransferência e seu uso em modelos agrônômicos e ambientais**. *Slides* da palestra proferida na 17ª Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água – Rio de Janeiro – RJ. 2008. Disponível em: http://www.bm2ti.com.br/rbmcsa_palestras/Javier_Tomassella.pdf

TOMAZONI, J. C. **Morfodinâmica e transporte fluvial no sudoeste do Estado do Paraná por método de levantamento de microbacias hidrográficas através de geoprocessamento**. Curitiba, 2003. Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal do Paraná, 2003.

TONON, D. **Desinfecção de efluentes sanitários por cloração visando o uso na agricultura**. Campinas, 2007, 284 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Saneamento e Ambiente, Unicamp, 2007.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. FIBGE/SUPREN, 1977.

TUCCI, C. E. M. **Água no meio urbano**. Porto Alegre: UFRS, 1997.

USDA. United States Department of Agriculture. Urban Soil Compaction. **Soil quality – Urban technical note**, n. 2, 2000.

VAN BREEMER, N. Soils as biotic construct favouring net primary productivity. **Geoderma**, v. 57, p.183-211, 1993.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FIORAVANTE, C. D.; MAURO, F.; LIMA, R. C. **Diagnóstico da microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis – SP para fins de irrigação**. In: **Congresso Nacional De Irrigação e Drenagem**, 12. Juazeiro, 2003.

VASHCHENKO, Y.; FAVARETTO, N.; BIONDI, D. Fragilidade ambiental nos picos Camacua, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, p.201-215, ago. 2006.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 184 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001. 184p.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 743-755, 2009.

VIEIRA, L. S. **Manual da Ciência do Solo**. Editora Agronômica Ceres – SP, 1988.

VIEIRA, M. S.; MOURA, M. A. M.; FERREIRA, J. R. Estudo das variações sazonais e espaciais dos íons dominantes na água e no sedimento da represa de Ibitinga (São Paulo, Brasil - 21°45'S E 48°50'W). São Paulo: **Arq. Inst. Biol.**, v. 72, n. 4, p.523-534, 2005.

VIEIRA, S.R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um Latossolo Roxo de Campinas (SP). **Bragantia**, v. 56, n. 1, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1996, 243p.

WETZEL, R.A.. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 677p., 1981.

WILD, A. **Soils and the Environment: An introduction**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.

ZAKIA, M. J. B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas**. São Carlos, 1998, 113p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental), EESC/USP, 1998.